

Studi Trentini di Scienze Naturali

vol. 103
2023



Museo delle Scienze
MUSE

STUDI TARENTINI DI SCIENZE NATURALI

Scopo della rivista e politica editoriale

Studi Trentini di Scienze Naturali, rivista annuale del Museo delle Scienze, pubblica lavori scientifici originali nel campo delle scienze biologiche e geologiche, con particolare riferimento alla conoscenza e gestione del patrimonio naturale dell'arco alpino. Vengono pubblicate diverse categorie di contributi: articoli, note brevi, revisioni tassonomiche, report tecnici. Occasionalmente ospita supplementi monografici (es. Atti di Convegno). La lingua ufficiale è l'italiano, tuttavia sono ben accetti lavori in lingua inglese. Tutti i lavori vengono sottoposti a referaggio. Dal 2016 la rivista viene pubblicata solo on-line. Tutti i contributi possono essere scaricati gratuitamente.

Direttore Responsabile

Michele Lanzinger

Redazione

Marco Avanzini, Valeria Lencioni

Homepage della rivista

<https://www.muse.it/home/ricerca-e-collezioni/editoria-muse/riviste-e-collane/studi-trentini-di-scienze-naturali/>

Per acquisti on-line di volumi pregressi della rivista e di altri volumi editi dal Museo delle Scienze

<http://www2.muse.it/pubblicazioni/default.asp>

Referente: Claudia Marcolini, Tel. 0461 270309; e-mail: claudia.marcolini@muse.it

Aut. Trib. Trento n. 43, Reg. Period. 02/12/1995

Realizzazione a cura di Esperia Srl, Lavis (TN).

anno di stampa 2023

In copertina

Gambero di fiume (*Austrapotamobius pallipes*) (foto di Davide Sfiller)

© Tutti i diritti riservati MUSE-Museo delle Scienze - 2023

La responsabilità di quanto riportato nel testo, nonché di eventuali errori e omissioni, rimane esclusivamente degli Autori.

Associato all'Unione Stampa Periodica Italiana

ISSN 2035-7699



Museo delle Scienze - Corso del Lavoro e della Scienza 3, 38122 Trento, Italia - Tel. 0461 270301 - <https://www.muse.it>

Questo volume di Studi Trentini di Scienze Naturali (103, 2023) si trova nella sola edizione elettronica (versione PDF e ePub) disponibile sul sito del MUSE (<https://www.muse.it/home/ricerca-e-collezioni/editoria-muse/riviste-e-collane/studi-trentini-di-scienze-naturali/volumi-e-articoli-stsn-dal-2016/stsn-vol-103-2023/>) / This volume of Studi Trentini di Scienze Naturali (103, 2023) is only e-edition (PDF) freely available on the MUSE website (<https://www.muse.it/home/ricerca-e-collezioni/editoria-muse/riviste-e-collane/studi-trentini-di-scienze-naturali/volumi-e-articoli-stsn-dal-2016/stsn-vol-103-2023/>)

INDICE / CONTENTS

Sonia Endrizzi, Paolo Pedrini, Matteo Trenti, Maria Cristina Bruno Applicazione del Piano di gestione del gambero di fiume autoctono (<i>Austropotamobius pallipes complex</i>) in Trentino: primi risultati	1
Virginia Toscano Rivalta, Marco Isaia, Elisa Giaccone, Michele Freppaz, Mauro Gobbi <i>Tenuiphantes monachus</i> (Simon, 1884) (Araneae, Linyphiidae): un raro endemismo alpino rinvenuto in Valle d'Aosta	21
Sergio Boschele, Antonio De Angeli, Massimo Bernardi, Marco Avanzini Segnalazione di <i>Leiopedina samusi Pavay, 1871</i> nell'Eocene superiore (Priaboniano) della Valsugana (Italia nordorientale)	25
Ivan Petri e Karol Tabarelli de Fatis Prime segnalazioni di <i>Hierodula tenuidentata</i> (Saussure, 1869) (Mantodea: Mantinae) per il Trentino-Alto Adige/Südtirol ed espansione del genere <i>Hierodula</i> Burmeister, 1838 nell'area alpina	31
Ivan Petri, Jochen Martens, Mauro Gobbi First records of <i>Ischyropsalis lithoclasica</i> Schönhofer & Martens, 2010 (Arachnida: Opiliones) for Trentino-Alto Adige (Italy)	35
Alessandra Franceschini, Francesca Paoli, Giulia Battistin, Lino Nardelli, Paola Ricchi, Valeria Lencioni Uso delle BG-GAT per il contenimento della zanzara tigre in aree sensibili: il caso studio del Nido d'infanzia "Caneppele" di Roncafort (Trento)	41
Giuseppe Speranza La monachella orientale (<i>Oenanthe hispanica melanoleuca</i>) in Trentino	45
Marco Salvatori, Valentina Oberosler, Paolo Pedrini, Francesco Rovero Il foto-trappolaggio sistematico come metodo di monitoraggio a lungo termine delle comunità di mammiferi e delle dinamiche associate alla frequentazione umana del territorio	49
Mattia Brambilla, Francesco Gubert, Giacomo Assandri, Paolo Pedrini Gli effetti di paesaggio, topografia e misure del Programma di Sviluppo Rurale (2014-2020) sull'avifauna nidificante delle aree prative in Trentino	57



Articolo / Article

Applicazione del Piano di gestione del gambero di Fiume autoctono (*Austropotamobius pallipes* complex) in Trentino: primi risultati

Sonia Endrizzi^{1*}, Paolo Pedrini¹, Matteo Trenti¹, Maria Cristina Bruno²¹ MUSE-Museo delle Scienze, Biologia della Conservazione, Corso del Lavoro e della Scienza 3, 38122 Trento² Fondazione Edmund Mach, Centro Ricerca e Innovazione, Unità Idrobiologia. Via Edmund Mach 1, 38098 San Michele all'Adige (TN)* E-mail dell'Autore per la corrispondenza: sonia.endrizzi@muse.it

Parole chiave

- Gestione specie autoctone
- CPUE
- specie aliene invasive
- monitoraggio faunistico
- Life+T.E.N
- Trentino

Key words

- Management of autochthonous species
- CPUE
- invasive alien species
- faunistic monitoring
- Life+T.E.N
- Trentino

Riassunto

Il monitoraggio del gambero di Fiume *Austropotamobius pallipes* complex e dei suoi habitat è stato effettuato nell'estate-autunno 2019-2021 nel territorio della Provincia Autonoma di Trento, quale primo triennio di implementazione del Piano di gestione del gambero di Fiume in Trentino realizzato nell'ambito del Progetto Europeo Life+T.E.N. Sono stati selezionati 224 corpi idrici, 26 dei quali situati all'interno della Rete Natura 2000. Indagini svolte sul campo hanno portato ad escludere 79 siti per via della mancanza delle caratteristiche essenziali alla vita del gambero. Nei rimanenti siti sono state rilevate le caratteristiche ambientali degli habitat e la presenza/assenza della specie. Sono 42 le popolazioni rilevate mentre 2 ulteriori popolazioni sono segnalate ma non sono state indagate. Per definire lo stato di conservazione delle popolazioni presenti, è stata valutata l'abbondanza di 35 popolazioni e, tra queste, sono stati rilevati i dati biometrici e la presenza/assenza di infestazioni evidenti da parassiti e patogeni di 28 popolazioni. Le principali minacce rilevate, rappresentate dall'alterazione degli habitat e dalla presenza di due specie aliene invasive, *Procambarus clarkii* e *Faxonius limosus*, in uno e sei siti rispettivamente, suggeriscono una strategia gestionale che favorisca il miglioramento delle condizioni ecologiche degli ambienti acquatici e una maggiore connessione tra di essi e garantisca il controllo della diffusione delle specie aliene e dei loro patogeni.

Summary

The monitoring of the crayfish *Austropotamobius pallipes* complex and its habitats was carried out in the summer-autumn 2019-2021 in the territory of the Autonomous Province of Trento, as the first three years of implementation of the Crayfish Management Plan in Trentino which represented one of the outcomes of the European Project Life+T.E.N. Two hundred-twenty-four water bodies were selected, 26 of which are located within the Natura 2000 network. Seventy-nine of these sites were found to be unsuitable after the field survey of the environmental characteristics. In the remaining sites, which were conformed to be suitable, we surveyed the environmental characteristics of the habitats and the presence/absence of the species, which was detected/confirmed in 42 populations, while 2 further populations are signalled but were not investigated. Population abundance was measured in 35 populations and biometric data, the presence/absence of visible infestations by parasites and pathogens were measured in 28 of those populations, to assess the conservation status of the populations. The main detected threats for the populations of *A. pallipes* are represented by habitat alteration and the presence of the two invasive alien species *Procambarus clarkii* and *Faxonius limosus* in one and six sites respectively. The threats suggest a management strategy that would increase the ecological conditions and connectivity of the aquatic habitats and ensure the control of the spread of alien species and their pathogens.

Redazione: Valeria Lencioni e Marco Avanzini

pdf: www.muse.it/it/Editoria-Muse/Studi-Trentini-Scienze-Naturali/Pagine/STSN/STSN_103_2023.aspx

Introduzione

Il gambero di fiume *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858) complex *sensu* Souty-Grosset et al. (2006), di qui in avanti denominato per brevità *A. pallipes*, è tra i più grandi organismi appartenenti alle comunità macrobentoniche che popolano le acque dolci italiane. Tra le specie europee è quella più diffusa in Italia (Aquiloni et al. 2010; Bertocchi et al. 2014) essendo presente in tutte le regioni ad eccezione della Sicilia e delle piccole isole. Nel corso dell'ultimo secolo la distribuzione di *A. pallipes* in Europa si è progressivamente ridotta, al punto da essere classificata nella Lista Rossa della IUCN quale specie in pericolo (EN) secondo il criterio A2ce (Füreder et al. 2010). Questo significa che negli ultimi dieci anni la specie ha subito una riduzione irreversibile superiore al 50% della sua distribuzione globale a causa del degrado e della distruzione dei suoi habitat, all'inquinamento, all'eccessivo prelievo di individui, all'introduzione di specie alloctone e di parassiti. Esiste quindi la concreta possibilità della sua estinzione nel medio-breve termine in assenza di interventi specifici. La Direttiva Habitat (Direttiva n. 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche) elenca la specie negli allegati II e V richiedendo l'attuazione di particolari misure di gestione e la designazione di zone speciali di conservazione (Commissione Europea 1992). In Italia, nel corso degli ultimi decenni sono stati implementati numerosi studi e interventi volti alla conservazione della specie nell'ambito di progetti nazionali (ad es. Romanò & Riva 2002, Nardi et al. 2004) ed europei, finanziati dal programma europeo Life (SCI D'ACQUA – LIFE 07NAT/IT/000433 (Petri et al. 2014); CRAINat – LIFE08NAT/IT/000352 (AAVV 2014b); RARITY – LIFE10 NAT/IT/000239 (AAVV 2014a); GESTIRE 2020 – LIFE14 IPE/IT/018 (AAVV 2020); CLAW– LIFE 18 NAT/IT 000806 (attualmente in corso).

In Trentino i primi interventi di conservazione della specie, attuati attraverso la riqualificazione di habitat e la reintroduzione di individui, sono stati realizzati nell'ambito dell'azione C10 "Azione dimostrativa di tutela di specie: salvaguardia delle popolazioni autoctone di gambero di Fiume" del Progetto Europeo LIFE11/NAT/IT/000187 "TEN" "Trentino Ecological Network", coordinato dalla Provincia Autonoma di Trento in partnership con il MUSE – Museo delle Scienze di Trento (Ferrari et al. 2014; <http://www.lifeten.tn.it>). L'azione si è conclusa con la realizzazione del "Piano di gestione del gambero di Fiume in Trentino" (Bruno et al. 2017; per brevità, chiamato di seguito "Piano di gestione") che descrive i metodi per il monitoraggio della specie e dei suoi habitat, la riqualificazione ambientale, la mitigazione delle minacce, l'allevamento e la reintroduzione, la raccolta e l'analisi dei dati, l'informazione e la sensibilizzazione del pubblico. Quale prima azione prevista dal Piano di gestione nel 2019-2021 è stato avviato il monitoraggio delle popolazioni e degli habitat in gran parte del territorio provinciale. Nel presente lavoro sono descritti i metodi applicati e i risultati relativi alla distribuzione e allo stato di conservazione delle popolazioni di gambero di Fiume e dei loro habitat, rilevate in Trentino tra il 2019 e il 2021.

Area di studio

Il monitoraggio ha interessato gran parte del territorio provinciale comprendendo i bacini idrografici di: Fiume Adige con i sottobacini di Fiume Noce, Torrente Avisio e Torrente Fersina; Fiume Brenta con il sottobacino del Torrente Cison; Fiume Sarca e Fiume Chiese. Le ricerche si sono concentrate sui reticoli idrografici minori poiché questi presentano una maggiore naturalità e condizioni idonee alla presenza della specie, mentre i corsi d'acqua principali risentono della semplificazione della morfologia fluviale, dovuta agli interventi di regimazione e di alterazione delle portate, dell'inquinamento da attività agricole, pastorali e da scarichi civili (Morpurgo et al. 2010). Questi impatti che si intensificano da monte verso valle hanno determinato la scomparsa dell'habitat necessario per la vita del gambero nei corsi d'acqua principali di fondovalle in

Trentino così come nel resto d'Italia (Morpurgo et al. 2010). I monitoraggi hanno pertanto interessato ambienti di acque correnti quali torrenti, ruscelli, rii e rogge e di acque ferme quali laghi, stagni, paludi e pozze artificiali per la raccolta d'acqua e la pesca, distribuiti tra i 100 e i 1800 metri di quota.

Metodi

Monitoraggio di popolazioni e habitat

Il monitoraggio delle popolazioni e degli habitat è stato realizzato seguendo le procedure indicate nel Piano di gestione (Bruno et al. 2017), al quale si rimanda per eventuali ulteriori approfondimenti, che prevedono una serie di fasi successive, qui di seguito descritte.

Fase 1. Scelta dei siti di monitoraggio

I siti di monitoraggio sono stati individuati selezionando, sulla base di una dettagliata analisi cartografica e aerofotografica, i tratti di corpi idrici potenzialmente più idonei alla presenza della specie considerando: la morfologia del territorio, la presenza di ambienti lentic permanenti e, quando disponibili per i corsi d'acqua, il regime delle portate e la qualità ambientale espressa dall'Indice di Funzionalità Fluviale calcolato dall'Agenzia Provinciale per la protezione dell'Ambiente nel 2012 (APPA 2012). Sono stati inoltre considerati dati storici di presenza/assenza di *A. pallipes* ottenuti da precedenti studi (Provincia Autonoma di Trento 2004; Ciutti et al. 2013; Endrizzi et al. 2013; Bruno & Endrizzi, dati inediti), da interviste effettuate al personale del Corpo forestale provinciale e delle Associazioni pescatori locali, e infine da segnalazioni di cittadini pervenute direttamente ai ricercatori responsabili del presente lavoro e da dati pubblicati sull'applicazione per la condivisione di osservazioni naturalistiche iNaturalist (www.inaturalist.org).

Fase 2. Monitoraggio degli habitat

I siti selezionati, secondo i metodi descritti al par. 3.1.1, che al controllo sul campo non presentavano condizioni favorevoli alla vita del gambero sono stati esclusi da ulteriori indagini. In particolare, sono stati valutati non idonei ad ospitare popolazioni di *A. pallipes* (Veza et al. 2016; Rosewarne et al. 2017) i siti caratterizzati da: i) velocità della corrente elevata, con elevata turbolenza ed assenza di unità morfologiche a pozza e ripari; ii) alveo cementato e quindi monotono, caratterizzato dall'assenza di rifugi, importanti per ridurre il rischio di predazione e di cannibalismo dopo la muta (Ackefors 1996; Veza et al. 2016), e di strutture di ritenzione di detrito vegetale che costituisce la principale fonte alimentare di *A. pallipes* (Gherardi et al. 2001); iii) corpo idrico interessato da prolungati periodi di secca o di marcata riduzione dell'alveo bagnato (Veza et al. 2018). Sono inoltre stati esclusi i tratti non accessibili agli operatori in condizioni di sicurezza.

In ciascun sito di monitoraggio, che presentava caratteristiche compatibili alla vita del gambero, è stato selezionato un transetto di circa 100 m di lunghezza (georeferenziato con GPS portatile, Garmin Oregon 600), lungo il quale è stato effettuato il rilievo delle caratteristiche ambientali, elencate in dettaglio in Tabella 1, mediante utilizzo delle schede da campo per il rilievo degli habitat previste dal Piano di gestione. Per i corsi d'acqua sono inoltre state campionate le comunità di macroinvertebrati presenti al fine del calcolo dell'indice di qualità ecologica IBE (Indice Biotico Esteso, APAT IR-SA-CNR 2003), seguendo le modalità prescritte dal metodo (Ghetti 1997): raccogliendo con un retino immanicato Surber (apertura del retino 0,05 m², maglia 500 micron) cinque repliche per sito, con metodo proporzionale alla presenza di microhabitat presenti nel corso d'acqua. I campioni di macrobenthos sono stati raccolti in tutti i siti monitorati con l'eccezione di: 1) siti idrologicamente connessi e che presentano caratteristiche simili, dove il campione è stato raccolto in uno solo di questi; 2) ambienti difficilmente campionabili per lo scarso apporto idrico, la bassissima velocità della

Tab. 1 – Elenco dei parametri ambientali indagati per il monitoraggio degli habitat. / **Tab. 1** – List of the environmental parameters investigated for the habitat monitoring.

Tipologia parametri	Elenco parametri
CARATTERISTICHE GENERALI DEL SITO (transetto di circa 100 m selezionato per il monitoraggio)	Larghezza media dell'alveo (m)
	Perimetro lacuale (m)
	Profondità minima (cm)
	Profondità massima (cm)
	Ombreggiamento (%)
	Regime delle portate (naturale; deflusso minimo vitale)
USO DEL SUOLO NELL'AMBIENTE CIRCOSTANTE IL SITO DI MONITORAGGIO	Agricolo
	Urbano
	Foreste
	Prato
UNITÀ MORFOLOGICHE: composizione percentuale delle diverse unità morfologiche che caratterizzano i corsi d'acqua	Riffle (%)
	Run (%)
	Pool (%)
	Step-pool (%)
CARATTERISTICHE DEL SUBSTRATO: composizione percentuale delle diverse categorie granulometriche	Roccia
	Massi
	Ciottoli
	Ghiaia
	Sabbia
	Argilla-limo
	Sapropel
	Tronchi
	Rami
	Frammenti vegetali riconoscibili e fibrosi
DETRITO E MATERIALE VEGETALE: presenza/assenza di diverse categorie di materiale nel corpo idrico	Frammenti vegetali fibrosi e polposi
	Frammenti polposi
	Detrito anaerobico
	Materiale coesivo
CARATTERISTICHE DELLE SPONDE: presenza/assenza di diverse categorie di materiale che costituiscono le sponde	Materiale non coesivo
	Roccia
	Ciottoli/Massi
PRESENZA DI RIFUGI: presenza/assenza di elementi che possono svolgere la funzione di rifugio per i gamberi	Radici
	Canneto
	Sponda scalzata alla base
	Sponda costituita da muro a secco
VEGETAZIONE RIPARIA: tipo di vegetazione dominante e larghezza della fascia riparia sul perimetro lacustre, o sulla sponda destra e sinistra fluviale	Arborea
	Arbustiva
	Erbacea
VEGETAZIONE ACQUATICA: tipo di vegetazione dominante acquatica	Macrofite
	Muschi
MINACCE: presenza di elementi o comportamenti umani che possono influire negativamente sulle popolazioni di gambero	Canalizzazione/argini artificiali
	Traverse/dighe/interruzioni continuità longitudinale
	Evidenze di fonti d'inquinamento
	Segnalazioni di prelievi illegali di gamberi
	Zona balneare
	Presenza specie di gambero alloctono

Tab. 1 – Continua / Tab. 1 – Continued

Tipologia parametri	Elenco parametri
CARATTERISTICHE CHIMICO - FISICHE DELLE ACQUE: misurate con strumenti da campo (pHmetro, conduttimetro, ossimetro e turbidimetro WTW GmbH; correntometro Flow-probe)	Temperatura (°C)
	Conducibilità ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
	O ₂ mg/L
	O ₂ % sat
	pH
	Torbidità (NTU)
	Velocità minima (m s^{-1})
	Velocità massima (m s^{-1})
	Velocità media (m s^{-1})

corrente e/o l'elevata quantità di sedimento fangoso, condizioni che non permettono di utilizzare il retino. I campioni sono stati fissati in campo con etanolo 70% e identificati successivamente, a livello di famiglia o di genere come previsto dal metodo IBE, in laboratorio con l'ausilio di uno stereomicroscopio.

Fase 3. Censimento delle popolazioni

Il censimento delle popolazioni, nei transetti di 100 m selezionati in occasione del rilievo habitat, è stato effettuato tra fine giugno e inizio ottobre, in orario serale-notturno mediante l'utilizzo di torce, in modo da osservare i gamberi in attività al di fuori dei loro rifugi, sia in laghi che in corsi d'acqua. Il gambero di fiume è infatti lucifugo, attivo prevalentemente nelle ore crepuscolari – notturne, mentre di giorno tende a rimanere nascosto nei rifugi (Barbaresi & Gherardi 2001; Gherardi 2001; AA. VV. 2014b; Veza et al. 2016). Nei siti di presenza della specie è stato effettuato il conteggio dei gamberi osservati lungo il transetto da parte di uno o più operatori allo scopo di valutare la consistenza delle popolazioni. Per ogni conteggio è stata registrata l'ora di inizio e fine censimento e il numero di operatori coinvolti al fine di calcolare l'abbondanza delle popolazioni, misurata come Catch Per Unit Effort (CPUE, AA. VV. 2014b, cfr. par. 3.2).

Fase 4. Campionamento delle popolazioni

Il campionamento delle popolazioni è stato svolto tra metà luglio e metà ottobre, ed ha previsto la cattura dei gamberi avvistati lungo gli stessi transetti selezionati per il rilievo degli habitat e il censimento. La cattura dei gamberi a mano o con un retino da pesca si è svolta di notte, periodo di massima contattabilità della specie (Barbaresi & Gherardi 2001; Gherardi 2001; AA. VV. 2014b; Veza et al. 2016), mediante l'utilizzo di torce. Per ciascun gambero catturato sono stati rilevati i dati utili a valutare la struttura delle popolazioni, ovvero sesso, peso e lunghezza del cefalotorace mediante l'utilizzo di un calibro digitale (accuratezza 0,02 mm) e di una bilancia elettronica (linearità $\pm 0,2$ g). A scopo puramente qualitativo e documentativo, sono inoltre stati rilevati dati relativi a: i) presenza di femmine mature, possibile solo nelle popolazioni campionate in periodo autunnale quando sono evidenti le ghiandole del bianco; ii) danni alle chele: assenza di una o di entrambe le chele o presenza di chele rigenerate; iii) presenza di ectoparassiti Branchiobdellidi visibili sul carapace. L'analisi della diffusione di patogeni si è basata sull'osservazione di eventuali sintomi: presenza di lesioni, di movimenti scoordinati, perdita di equilibrio, distacco degli arti quali sintomi di infezione dall'oomicete *Aphanomyces astaci* (Schikora 1903), agente eziologico della peste del gambero, e da colorazione bianca porcellanacea della parte ventrale dell'addome quale sintomo di infestazioni dei protozoi microsporidi *Astathelohania contejeani* (Henneguy 1892) e/o *Vairimorpha austropotamobii* (Pretto 2018).

Al termine di ogni monitoraggio l'attrezzatura è stata disinfettata con ipoclorito di sodio o lasciata asciugare all'aria per almeno 48 ore prima di essere riutilizzata in un nuovo sito, al fine di prevenire la diffusione di possibili patogeni tra i diversi ambienti indagati.

Analisi e archiviazione dei dati

L'abbondanza delle popolazioni (CPUE) è stata calcolata come: (numero di gamberi avvistati) / (numero operatori*tempo impiegato) ed espressa quindi come $\text{n}^{\circ}\text{min}^{-1}$. Il rapporto sessi è calcolato come numero totale di maschi su numero totale di femmine (M/F).

I dati di lunghezza del cefalotorace sono stati utilizzati per calcolare la struttura per classi di taglia da 5 mm di ciascuna popolazione, separatamente per i due sessi, al fine di valutare parametri demografici delle popolazioni (Grandjean et al. 1997; Scalici et al. 2008). La relazione tra la lunghezza del cefalotorace (CL, in mm) e il peso (P, in g) è stata calcolata in entrambi i sessi con un'analisi di regressione semplice espressa dall'equazione $P = a\text{CL}^b$; la significatività delle differenze tra le linee di regressione è stata valutata con un'analisi ANCOVA (Wang et al. 2011), utilizzando il software R (versione 4.2.1, R Core Team, 2022) per i seguenti confronti: i) maschi e femmine per tutte le popolazioni, ii) maschi e femmine per le popolazioni dei laghi, iii) maschi e femmine per le popolazioni dei corsi d'acqua, iv) laghi e torrenti per i maschi, v) laghi e torrenti per le femmine.

I dati relativi alla distribuzione delle popolazioni censite e al numero di individui osservati/censiti sono stati caricati sul portale "Trentino Living Atlas" (<https://tla.muse.it/>), dedicato all'archiviazione e condivisione di dati di specie rilevati nell'ambito di ricerche e monitoraggi svolte in Trentino con particolare riferimento a quelle d'interesse comunitario.

Risultati

Scelta dei siti e monitoraggio degli habitat

Complessivamente tra il 2019 e il 2021 sono stati visitati 224 siti (Tab. 2), 26 dei quali situati all'interno della Rete Natura 2000 in Zone Speciali di Conservazione (ZSC) e/o Zone di Protezione Speciale (ZPS). Dei 224 siti osservati, 79 sono risultati non idonei ad ospitare popolazioni di gambero per via di una o più delle seguenti condizioni: velocità della corrente elevata, con elevata turbolenza ed assenza di unità morfologiche a pozza e ripari; presenza di alveo cementato e monotono, caratterizzato dall'assenza di rifugi e di strutture di ritenzione di detrito vegetale; periodi di secca prolungati; 145 siti presentavano invece caratteristiche morfologiche favorevoli alla vita di *A. pallipes* (Tab. 2; Fig. 1) e sono stati quindi sottoposti al rilievo degli habitat.

I corsi d'acqua indagati presentavano larghezza variabile tra 0,5 e 5,5 m ed erano caratterizzati da unità morfologiche a pozza e/o da ridotta velocità della corrente con profondità massime comprese tra 5 e 100 cm. Il substrato era eterogeneo, formato da massi, ciottoli, ghiaia e sabbia con presenza di materiale vegetale, tronchi e rami depositati in alveo. Le sponde, naturali, erano formate da roccia, materiale coesivo o non coesivo, in alcuni casi scalzate alla base e con presenza di radici sporgenti in alveo. In gran parte dei corsi d'acqua erano presenti muschi mentre la proliferazione di macrofite acquatiche è stata osservata in canali a lento

Tab. 2 – Elenco dei siti indagati con indicazione di: bacino idrografico di appartenenza, quota, idoneità dell'habitat per *A. pallipes* (Ni = non idoneo; I = idoneo), presenza di specie di gambero, stato di conservazione delle popolazioni di *A. pallipes* rilevate (VU = Vulnerabile; EN = a rischio; NR = non a rischio; DD = carenza di dati. Minacce: HA = alterazione habitat; I = inquinamento; BD = popolazione a bassa densità. NA: non applicabile). L'ID sito corrisponde a quello riportato nel WebGis Trentino Living Atlas (<https://tla.muse.it/>). Con * sono indicati i siti per i quali è stata segnalata la presenza di *A. pallipes* ma che non sono stati monitorati nel corso della presente ricerca. /

Tab. 2 – Details of the monitored sites details: watershed, elevation, habitat suitability for *A. pallipes* (Ni = not suitable; I = suitable), presence of crayfish species, conservation status of *A. pallipes* populations monitored (VU = Vulnerable; EN = endangered; NR = not endangered; DD = lack of data. Threats: HA = habitat alteration; I = pollution; BD = population with low abundance. N.A.: not applicable). The ID sites are the same used in the WebGis Trentino Living Atlas (<https://tla.muse.it/>). * = sites where presence of *A. pallipes* is reported but not monitored in this study.

Bacino idrografico	Corpo idrico	ID Sito	Quota	Idoneità habitat	Specie	Stato di conservazione	Minacce
Adige	Fosso Maestro	180	642	I			
Adige	Laghetto di Garniga	231	802	I			
Adige	Lago di Cei	32	918	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Adige	Lago di Lamar	25	711	I	<i>A. pallipes</i>	VU	BD
Adige	Lago di Terlago	178	418	I			
Adige	Lago Santo di Lamar	26	712	I	<i>A. pallipes</i>	VU	BD
Adige	Rio Agoste	131	824	Ni			
Adige	Rio Carpenedi	93	382	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Adige	Rio dei gamberi	177	641	Ni			
Adige	Rio Vallalta	23	671	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Adige	Rio Valmagna	229	817	Ni			
Adige	Rio Valsorda	28	330	I	<i>A. pallipes</i>	VU	BD
Adige	Roggia di Gardolo	24	325	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Adige	Roggia Gol	29	719	I	<i>A. pallipes</i>	VU	HA
Adige	Roggia Gol	30	802	I	<i>A. pallipes</i>		
Adige	Torrente Arione	31	888	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Adige	Tributario Roggia Gol	102	828	Ni			
Avisio	Fosso di Milon*	6	857	I	<i>A. pallipes</i>	VU	BD
Avisio	Fosso Lagabrun	98	1124	I			
Avisio	Lago Santo di Cembra	5	1199	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Avisio	Rio Antermont	118	1500	Ni			
Avisio	Rio Ciamol (Rio di Grepa)	115	1390	Ni			
Avisio	Rio Costalunga	105	1224	Ni			
Avisio	Rio de Chiesa	111	1301	I			
Avisio	Rio de Pociole	109	1280	Ni			
Avisio	Rio de Poza	108	1390	Ni			
Avisio	Rio de Vanc	106	1312	Ni			
Avisio	Rio dei Molini	103	822	I			
Avisio	Rio di Albiano	171	761	I			
Avisio	Rio di Valle	110	1411	Ni			
Avisio	Rio Duron	116	1564	I			
Avisio	Rio Favorine	99	1004	I			
Avisio	Rio Favorine	100	938	I			
Avisio	Rio Gries	117	1450	Ni			
Avisio	Rio Ischiele	3	722	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Avisio	Rio Ischiele	4	763	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Avisio	Rio Mercar	97	1099	I			
Avisio	Rio Rizzol	172	634	Ni			
Avisio	Rio Ruat	104	1031	I			
Avisio	Rio Scorzai	96	813	I			

Tab. 2 – Continua / Tab. 2 – Continued

Bacino idrografico	Corpo idrico	ID Sito	Quota	Idoneità habitat	Specie	Stato di conservazione	Minacce
Avisio	Rio Soal	112	1332	Ni			
Avisio	Rio Udai	113	1395	Ni			
Avisio	Rio Val di Dona	114	1370	I			
Avisio	Rio Valboneta	107	1399	Ni			
Avisio	Rivo dei Pezzi	101	1195	I			
Avisio	Tributario Rio Gian	95	809	I			
Brenta	Canale di uscita piscicoltura	140	394	I			
Brenta	Canali Biotopo Fontanazzo	132	259	I			
Brenta	Canali Laghetti di Bellasio	130	250	I			
Brenta	Fiume Brenta	133	259	I			
Brenta	Fiume Brenta	134	259	I			
Brenta	Fiume Brenta	135	260	Ni			
Brenta	Fiume Brenta	141	384	I			
Brenta	Fosso Pergine	16	458	I	<i>A. pallipes</i>	VU	HA, I
Brenta	Lago di Caldonazzo	149	448	I	<i>F. limosus</i>		
Brenta	Lago di Levico	150	447	I	<i>F. limosus</i>		
Brenta	Lago di Pradellano	137	843	I			
Brenta	Rio Ensegua	15	528	I	<i>A. pallipes</i>	VU	BD, I
Brenta	Rio Ensegua	138	397	Ni			
Brenta	Rio Ensegua	139	373	Ni			
Brenta	Rio Governana	123	787	Ni			
Brenta	Rio Laghetto	124	228	I			
Brenta	Rio Laghetto	125	228	I			
Brenta	Rio Laguna	13	280	I	<i>A. pallipes</i>	EN	HA
Brenta	Rio Mandola	148	618	Ni			
Brenta	Rio Resenzuola	126	232	I			
Brenta	Rio Resenzuola	127	235	I			
Brenta	Rio Resenzuola	128	235	Ni			
Brenta	Rio S Giuliana	144	397	Ni			
Brenta	Rio Solcena	12	823	I	<i>A. pallipes</i>	VU	HA, I
Brenta	Rio Trambario	147	678	I			
Brenta	Rio Vena	145	424	I			
Brenta	Rio Vignola	151	440	Ni			
Brenta	Torrente Chiavona	142	423	I			
Brenta	Torrente Chieppena	14	619	I	<i>A. pallipes</i>	VU	BD
Brenta	Torrente Grigno	122	1054	I			
Brenta	Torrente Larganza	143	401	I			
Brenta	Torrente Maso Calamento	168	1273	I			
Brenta	Tributario Rio Solcena	136	840	I			
Chiese	Emissario Lago Roncone	146	804	Ni			
Chiese	Fiume Chiese	201	681	Ni			
Chiese	Fossa di Rio Morbio	209	368	I			
Chiese	Immissario Lago Roncone	198	800	I			
Chiese	Lago Ampola	57	750	I	<i>A. pallipes</i>		
Chiese	Lago di Roncone	199	810	I			
Chiese	Rio Bondone	210	367	I			

Tab. 2 – Continua / Tab. 2 – Continued

Bacino idrografico	Corpo idrico	ID Sito	Quota	Idoneità habitat	Specie	Stato di conservazione	Minacce
Chiese	Rio Cadanin	203	814	Ni			
Chiese	Rio di Cimego	42	1156	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Chiese	Rio Pantani	200	673	I			
Chiese	Rio Pasten	204	869	Ni			
Chiese	Rio Pra Maggiore	205	879	I			
Chiese	Rio Pracul	41	917	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Chiese	Rio Pracul	207	917	I			
Chiese	Rio Val Bona	206	919	I			
Chiese	Rio Valnoera	202	807	Ni			
Chiese	Rio Visi	215	729	I			
Chiese	Roggia Pole	208	432	I			
Chiese	Torrente Filos	39	660	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Chiese	Torrente Palvico	211	600	I			
Chiese	Tributario Fiume Chiese	40	734	Ni	<i>A. pallipes</i>	NA	
Chiese Palvico	Rio Bragone	212	693	Ni			
Chiese Palvico	Rio D'ovri	216	744	I			
Chiese Palvico	Rio Sanotta	214	725	I			
Chiese Palvico	Torrente Palvico	213	707	I			
Cismon	Lago Welsperg	7	1019	I	<i>A. pallipes</i>	VU	
Cismon	Palu Grant	9	1009	I	<i>A. pallipes</i>	VU	BD
Cismon	Rio Brentela	8	1009	I	<i>A. pallipes</i>	VU	BD
Cismon	Rio Ric Maor	119	715	Ni			
Cismon	Rio Ric Maor	120	788	I			
Cismon	Rio Val di Castel	121	689	Ni			
Cismon	Rio Val Roncogna	10	667	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Cismon	Tributario Rio Brentela	129	1012	I			
Cismon	Tributario Rio Val Roncogna	11	669	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Fersina	Emissario Lago di Valle	19	573	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Fersina	Laghetto di Canezza	165	583	I			
Fersina	Lago Costa	154	478	I	<i>F. limosus</i>		
Fersina	Lago di Canzolino	155	537	I	<i>F. limosus</i>		
Fersina	Lago di Lases	170	636	I			
Fersina	Lago di Madrano	156	550	I	<i>F. limosus</i>		
Fersina	Lago di Santa Colomba	176	924	I			
Fersina	Lago di Valle	20	573	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Fersina	Lago Restel	18	878	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Fersina	Rio Carpene	159	854	I			
Fersina	Rio di Lases	169	651	I			
Fersina	Rio Farinella	22	534	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Fersina	Rio Minghet	164	740	Ni			
Fersina	Rio Negro	17	511	I	<i>A. pallipes</i>	VU	BD, HA
Fersina	Rio Negro	157	748	I			
Fersina	Rio Negro	175	934	I			
Fersina	Rio Rigolor	166	897	I			
Fersina	Rio Santa Colomba	21	720	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Fersina	Rio Val dei Fovi	160	574	Ni			

Tab. 2 – Continua / Tab. 2 – Continued

Bacino idrografico	Corpo idrico	ID Sito	Quota	Idoneità habitat	Specie	Stato di conservazione	Minacce
Fersina	Rio Val dei Fovi	161	709	Ni			
Fersina	Rio Val del Ponte	163	709	Ni			
Fersina	Rio Val Guarda	153	478	I	<i>F. limosus</i>		
Fersina	Torrente Fersina	167	718	I			
Fersina	Tributario Rio Carpene	158	866	I			
Noce	Laghetti di San Leonardo	48	1265	I			
Noce	Laghetti di San Leonardo	49	1262	I			
Noce	Laghetti di San Leonardo	50	1259	I			
Noce	Laghetti di San Leonardo	51	1255	I			
Noce	Laghetto di Mezzocorona	94	251	I			
Noce	Rio Cavizzana	90	751	Ni			
Noce	Rio Cavizzana	91	574	Ni			
Noce	Rio Corda (Castello)	60	929	Ni			
Noce	Rio Cortina	54	1178	Ni			
Noce	Rio dei Cavai	72	801	Ni			
Noce	Rio di Piano	64	926	Ni			
Noce	Rio di San Vigilio	70	1093	Ni			
Noce	Rio Foce di Val Piana	55	955	Ni			
Noce	Rio Foce di Val Piana	56	1276	Ni			
Noce	Rio Foce di Valle Fazzon	58	950	Ni			
Noce	Rio Fraviano	53	1219	Ni			
Noce	Rio Maldrazzo	65	845	Ni			
Noce	Rio Menado	69	847	Ni			
Noce	Rio Mulini	77	747	Ni			
Noce	Rio Mulini	78	709	I			
Noce	Rio Pizzano	52	1203	Ni			
Noce	Rio Pozze	61	903	Ni			
Noce	Rio Ritento	89	646	Ni			
Noce	Rio Rotian	66	971	Ni			
Noce	Rio Rovini	71	1077	Ni			
Noce	Rio San Giovanni	87	760	Ni			
Noce	Rio San Leonardo	47	1041	Ni			
Noce	Rio Val Maora	79	1047	Ni			
Noce	Rio Val Panciana	63	957	I			
Noce	Rio Val Plaucesa	74	730	Ni			
Noce	Rio Val Plaucesa	75	728	I			
Noce	Rio Valar di Terzolas	85	726	I			
Noce	Torrente Meledrio	67	943	Ni			
Noce	Torrente Meledrio	68	778	Ni			
Noce	Torrente Noce*	2	381	I	<i>A. pallipes</i>	EN	HA
Noce	Torrente Vermigliana	43	1792	Ni			
Noce	Torrente Vermigliana	44	1366	Ni			
Noce	Torrente Vermigliana	46	1258	Ni			
Noce	Tributario Torrente Noce	59	977	Ni			
Noce	Tributario Torrente Noce	62	937	Ni			
Noce	Tributario Torrente Noce	76	720	I			

Tab. 2 – Continua / Tab. 2 – Continued

Bacino idrografico	Corpo idrico	ID Sito	Quota	Idoneità habitat	Specie	Stato di conservazione	Minacce
Noce	Tributario Torrente Noce	80	1021	Ni			
Noce	Tributario Torrente Noce	81	937	Ni			
Noce	Tributario Torrente Noce	82	937	Ni			
Noce	Tributario Torrente Noce	83	883	Ni			
Noce	Tributario Torrente Noce	84	697	I			
Noce	Tributario Torrente Noce	86	725	Ni			
Noce	Tributario Torrente Noce	88	661	Ni			
Noce	Tributario Torrente Noce	92	287	Ni			
Noce	Tributario Rio Val Plaucesa	73	790	Ni			
Noce	Tributario Torrente Noce	1	701	I	<i>A. pallipes</i>	EN	HA
Noce	Tributario Torr. Vermigliana	45	1383	I			
Sarca	Lago di Tenno	222	567	I			
Sarca	Lago di Tenno	223	570	I			
Sarca	Lago Lagolo	182	937	I	<i>P. clarkii</i>		
Sarca	Rio Andogno	37	495	I	<i>A. pallipes</i>	VU	HA
Sarca	Rio Bordellino	34	240	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Sarca	Rio dei Gacc	196	545	I			
Sarca	Rio di Seo e Premione	189	697	I			
Sarca	Rio di Tavodo	187	612	I			
Sarca	Rio Folon di Zuclo	38	530	I	<i>A. pallipes</i>	EN	HA
Sarca	Rio Fraveggio	181	527	I			
Sarca	Rio Laurel	221	432	Ni			
Sarca	Rio Pill	191	700	I			
Sarca	Rio Poia	190	539	I			
Sarca	Rio presso terme di Comano	188	434	I			
Sarca	Rio Sallagoni	226	122	Ni			
Sarca	Rio Sallagoni	227	159	I			
Sarca	Rio San Lorenzo	185	529	I			
Sarca	Rio Secco	224	573	I			
Sarca	Rio Squero	197	541	I			
Sarca	Rio Val D'Algone	193	748	I			
Sarca	Rio Val D'Algone	194	934	Ni			
Sarca	Rio Val D'Algone	195	1093	I			
Sarca	Rio Valbusa	184	267	I			
Sarca	Roggia Calavino	183	254	I			
Sarca	Roggia Grande	27	468	I	<i>A. pallipes</i>	EN	BD, HA
Sarca	Troticoltura Basso Sarca	36	523	I	<i>A. pallipes</i>	VU	BD
Sarca	Torrente Albola	220	126	Ni			
Sarca	Torrente Ambiez	186	495	I			
Sarca	Torrente Assat di Concei	219	949	I			
Sarca	Torrente Dal	35	518	I	<i>A. pallipes</i>	VU	BD
Sarca	Torrente Dal	225	518	I			
Sarca	Torrente Sacher	218	816	I			
Sarca	Tributario Rio Pill	192	812	I			
Sarca Ponale	Torrente Massangla	217	970	I			
Sarca Ponale	Torrente Ponale	33	254	I	<i>A. pallipes</i>	NR	

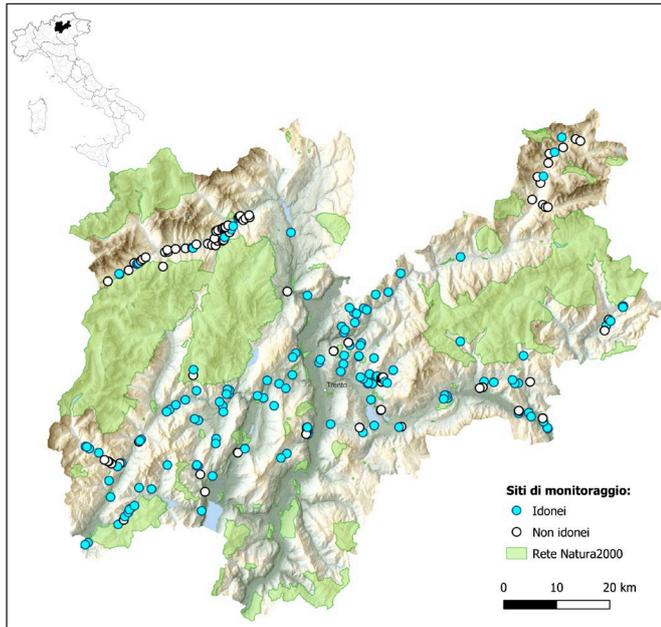


Fig. 1 – Distribuzione dei siti monitorati nel periodo 2019-2022 con distinzione tra siti risultati idonei e non idonei. / **Fig. 1** – Distribution of the suitable and unsuitable sites monitored between 2019 and 2022.

scorrimento, laghi e zone umide. I laghi, di dimensione variabile, avevano perimetro compreso approssimativamente tra 130 m e 3 km. Per quanto riguarda i parametri chimico-fisici delle acque dei siti ritenuti idonei (Fig. 2), nella maggior parte dei siti sono stati rilevati valori di saturazione in ossigeno superiore al 60% e pH compreso tra 6 e 9. Solo quattro siti presentavano saturazione in ossigeno inferiore al 60% (due dei quali con presenza *A. pallipes*: il Lago d’Ampola con saturazione di ossigeno del 37.6% e un tributario del torrente Noce con 58.32 O₂%), mentre altri quattro siti presentavano pH di 1-2 punti superiore a 9 (in cui *A. pallipes* non era presente). Le temperature si discostano dal range estivo ottimale per la specie (15-18°C) nel 73% dei siti, con valori inferiori, anche fino a 8°C nel mese di luglio, in corsi d’acqua d’alta quota o di risorgiva, e con valori superiori, anche fino a 25°C, in laghi e rii a lento scorrimento. La torbidità è risultata molto bassa e così anche la velocità media.

Sono stati raccolti e analizzati in tutto 82 campioni di benthos. L’indice IBE (Fig. 3) ha indicato un buono stato ecologico nella maggior parte dei siti osservati con classi di qualità comprese tra I (corrispondente a “ambiente non inquinato o non alterato in modo sensibile”) e II (“ambiente con moderati sintomi di alterazione”) rilevate nel 69% dei casi mentre il 23% dei siti osservati presentava sintomi di alterazione (classi di qualità III e III-II) e soltanto l’8% è risultato molto alterato (classe IV e V). Gli ambienti caratterizzati dalla presenza di *A. pallipes* presentavano prevalentemente un buono stato ecologico (classi da I a II, rilevata nel 63% dei siti di presenza)

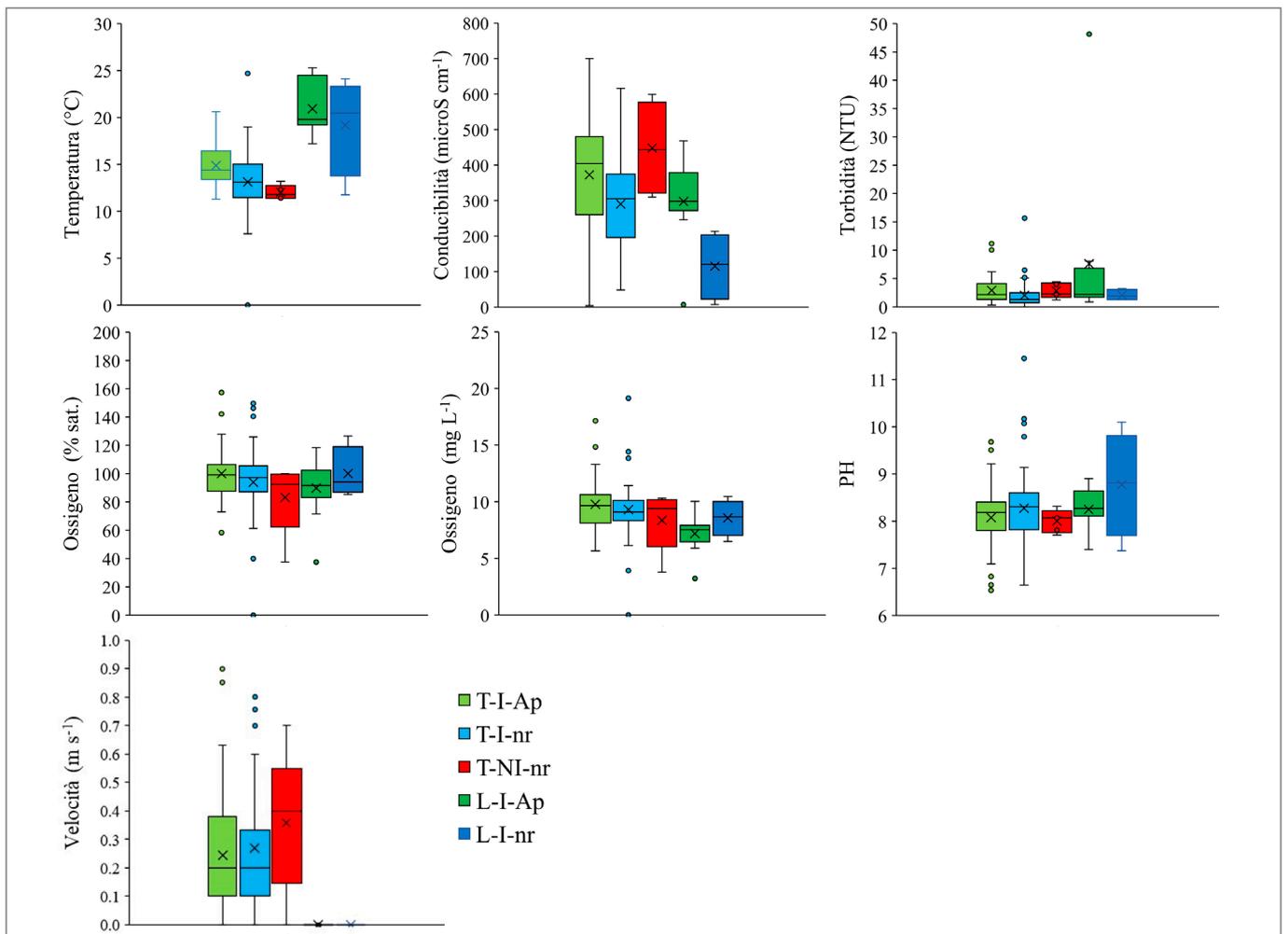


Fig. 2 – Box plots (mediana, media, 25-75% interquartile, range minimo-massimo, outliers) delle variabili fisico chimiche misurate nel 2019-2022. T = siti di acque correnti (torrenti, rii, rogge, ecc.); L = siti di ambienti lentici (laghi, stagni, ecc.); I = siti idonei; NI = siti non idonei; A. p. = *A. pallipes* presente; nr = *A. pallipes* non presente. / **Fig. 2** – Box plots (median, mean, 25-75% interquartile, minimum-maximum range, outliers) of the physical-chemical variables measured in 2019-2022. T = streams, canals, ditches; L = lakes, ponds; I = suitable sites; NI = unsuitable sites; A.p. = *A. pallipes* present; nr = *A. pallipes* not present.

o leggera alterazione (classe III-II e III, rilevata nel 25% dei siti di presenza) mentre soltanto una piccola parte sono risultati molto alterati (classi IV e V rilevate nel 12% dei siti di presenza).

Rilievo presenza/assenza e censimento delle popolazioni

La presenza di *A. pallipes* in Trentino è stata rilevata in 42 siti distribuiti su 41 corpi idrici (Fig. 4), sei dei quali entro la Rete Natura 2000 (uno dei tributari del Torrente Noce (sito 1), il Lago di Lamar, il Lago Santo di Lamar, il Lago di Cei, il Torrente Arione e

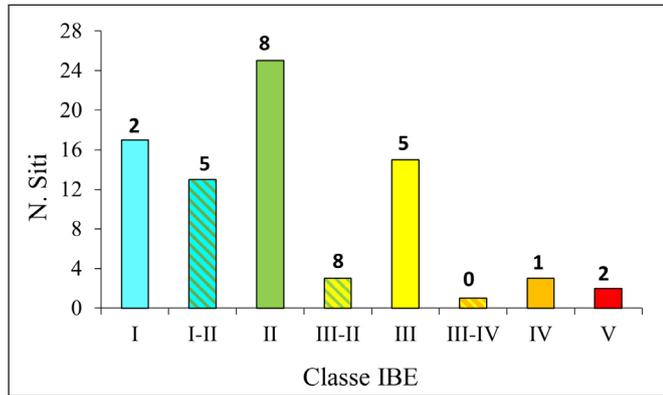


Fig. 3 – Numeri di siti per ciascuna classe di qualità ecologica (indice IBE) rilevata nei corsi d’acqua. Il numero di siti di ogni classe in cui è stata effettivamente rilevata la presenza di *A. pallipes* è indicato in grassetto. / **Fig. 3** – Number of monitored sites for each ecological quality class (EBI index) calculated for streams. The number of sites in each class where *A. pallipes* was actually detected is indicated in bold.

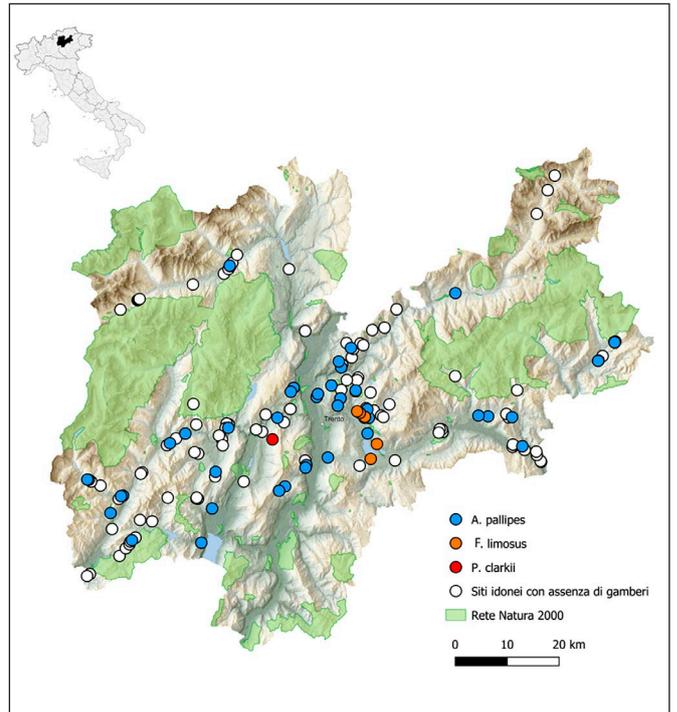


Fig. 4 – Distribuzione dei siti con presenza di specie di gambero (*A. pallipes*, *F. limosus*, *P. clarkii*) e dei siti potenzialmente idonei alla presenza di *A. pallipes*. / **Fig. 4** – Distribution of sites where crayfish species (*A. pallipes*, *F. limosus*, *P. clarkii*) are present, and of potentially suitable sites for *A. pallipes*.

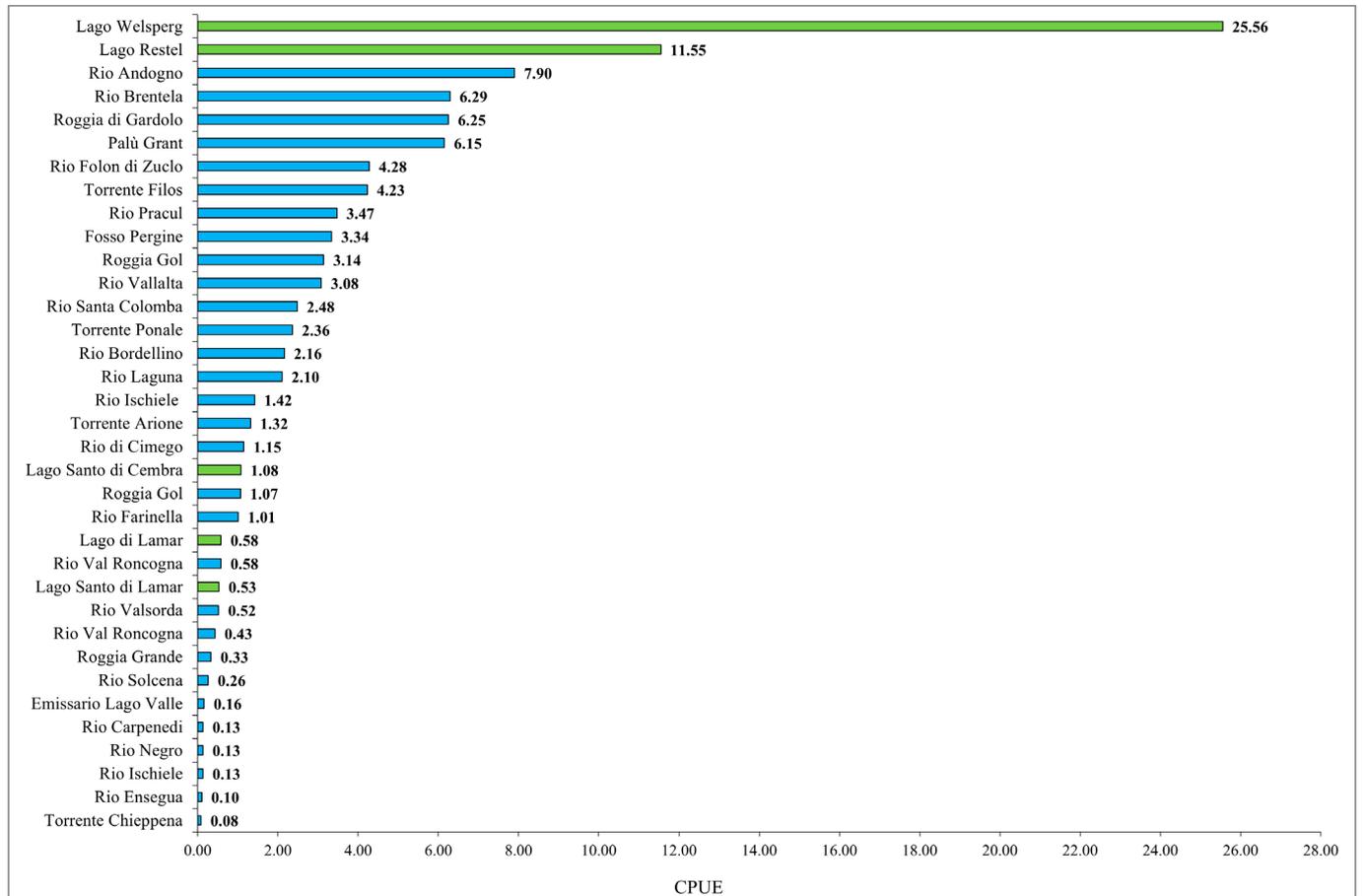


Fig. 5 – Abbondanza (Catch per Unit Effort - CPUE) delle popolazioni di *A. pallipes* censite tra il 2019 e il 2021. Laghi e corsi d’acqua indicati rispettivamente in verde e azzurro. / **Fig. 5** – Abundance (Catch per Unit Effort - CPUE) of *A. pallipes* populations monitored between 2019 and 2021. Lakes and running water shown in green and blue, respectively.

il Lago d'Ampola), mentre la specie è risultata assente in 95 siti. Tutte le popolazioni rilevate sono state censite almeno una volta nel triennio; per quattro siti è stato possibile rilevare il solo dato di presenza in quanto le condizioni ambientali non hanno permesso di effettuare un conteggio degli animali utile a ottenere una stima dell'abbondanza attendibile.

I monitoraggi hanno permesso di individuare 17 nuovi siti di presenza di *A. pallipes* rispetto ai dati pregressi (Bruno et al. 2017): due nel bacino del Fiume Adige (Rio Vallalta e Roggia Gol), uno nel bacino del Fiume Noce (tributario del Torrente Noce, sito 1), uno nel Bacino del Torrente Avisio (Rio Ischiele), due nel bacino del Torrente Fersina (Lago di Valle e suo emissario), quattro nel bacino del Fiume Brenta (Rio Solcena, Torrente Chieppena, Rio Ensegua e il fosso presso Pergine Valsugana), quattro nel Bacino del Torrente Cison (Rio Brentela, Zona umida Palù Grant, Rio Val Roncogna e suo tributario), uno nel bacino del Fiume Sarca (Rio Bordellino), tre nel bacino del Fiume Chiese (Torrente Filos, Rio Pracul e Rio di Cimego). La presenza di *A. pallipes* non è invece stata confermata per tre siti in cui il gambero era stato precedentemente segnalato: un rio presso Maso Milano nel bacino del Torrente Noce (sito 92), risultato in secca nel corso dei monitoraggi 2021, un rio presso Rango in Valle del Sarca (sito 197) e nel Fiume Chiese a valle della diga Ponte Morandin (sito 201). Estinzioni recenti di popolazioni di *A. pallipes* si sono verificate in quattro siti di acque correnti (Rio Laghetto, Roggia Pole, Fosso di Rio Morbio e Roggia di Terlago) e due in ambiente lacustre (Laghetto di Mezzocorona e Lago Costa).

Nel corso delle indagini è stata confermata la presenza di due specie aliene invasive di origine nordamericana: *Faxonius limosus* (Rafinesque 1817) (gambero americano) e *Procambarus clarkii* (Girard 1852) (gambero della Louisiana o gambero killer) nei laghi di Canzolino, Madrano, Levico e Caldonazzo la prima, e nel Lago di Lagolo la seconda; sono stati inoltre rilevati due nuovi siti di presenza del gambero americano nel Lago Costa e nel suo emissario, il Rio Valguarda, entrambi inclusi nella Rete Natura 2000 (Fig. 4).

L'abbondanza delle popolazioni di *A. pallipes*, espressa come CPUE e rilevata per 35 popolazioni (Fig. 5), appare abbastanza differenziata. Le popolazioni più abbondanti sono quelle del bacino del Torrente Cison per le quali la CPUE varia da 25,56 (Lago Welsperg) a 6,15 (Palù Grant), di un sito nel bacino del Torrente Fersina (CPUE=11,55, Lago Restel), uno nel bacino del Fiume Sarca (CPUE=7,90, Rio Andogno) e uno nel bacino del Fiume Adige (CPUE=6,25, Roggia di Gardolo). Valori intermedi di CPUE, compresi tra 1 e 4, sono stati rilevati nel 43% dei casi mentre CPUE bassa, tra 0 e 1 è stata registrata nel 45% dei rilievi effettuati. Valori estremamente bassi di abbondanza, con CPUE inferiori a 0,1 sono stati rilevati solo nel Torrente Chieppena.

Campionamenti delle popolazioni e valutazione dello stato di conservazione

I rilievi morfometrici di 28 popolazioni sono stati effettuati su un totale di 2325 gamberi (1030 maschi e 1212 femmine) (Tab. 3). Le differenze nelle curve di crescita tra i sessi sono significative (ANCOVA, $p < 0,05$), con i maschi in media circa 2 gr più pesanti delle femmine su tutte le popolazioni, (2,3 grammi più pesanti in acque correnti e 0,7 grammi in laghi); confrontando la crescita nei diversi habitat, sia i maschi che le femmine sono significativamente più pesanti nelle popolazioni di acque correnti che nei laghi (di circa 2,3 e 0,8 grammi rispettivamente).

Il rapporto sessi nel corso del triennio è risultato minore o pari a 0,5 nell'11% dei casi (Lago Santo di Cembra, Rio Negro e Rio di Cimego, Tabella 3), mentre un ulteriore 67,9% delle popolazioni osservate presenta un rapporto sessi a favore delle femmine con valori compresi tra 0,54 e 0,99. Solo la popolazione del Rio Pracul è in una condizione di equilibrio 1M:1F, il rimanente 17,9% risulta avere un rapporto sessi sbilanciato a favore dei maschi (Rio Ischiele, Rio Val Roncogna e suo tributario, Rio Solcena, e fosso Pergine) con valori di *sex ratio* compresi tra 1,09 e 2,17. Il rapporto sessi in media è più basso nei laghi (0,62) che nei corsi d'acqua (0,96).

L'81% delle popolazioni presenta da 6 a 10 classi di taglia mentre soltanto le popolazioni del Lago di Lamar e del Rio di Cimego presentano valori inferiori (rispettivamente 4 e 5 classi di taglia); in tre siti (Rio Solcena, Lago Santo di Lamar, Roggia Grande) le classi di taglia sono risultate inferiori a 6 per via del basso numero di individui catturati (Tab. 4).

Non sono state osservate evidenze di individui infetti da peste del gambero nelle popolazioni indagate. Tuttavia, analisi molecolari in corso (Bruno et al. in prep.) indicano positività con ceppi a bassa virulenza in cinque popolazioni di *A. pallipes*, oltre che per due popolazioni delle specie aliene invasive *Faxonius limosus* e *Procambarus clarkii*, presenti rispettivamente nel Lago di Madrano e nel Lago di Lagolo. Animali affetti da malattia della porcellana sono stati osservati in sei siti di campionamento con un'incidenza percentuale all'interno della popolazione del 0,8-6,5% per cinque siti, mentre un sito presentava l'incidenza più elevata pari al 25,9%. La presenza di Branchiobdellidi ectosimbionti evidenti sul carapace dei gamberi è stata osservata in 12 popolazioni (Tab. 3).

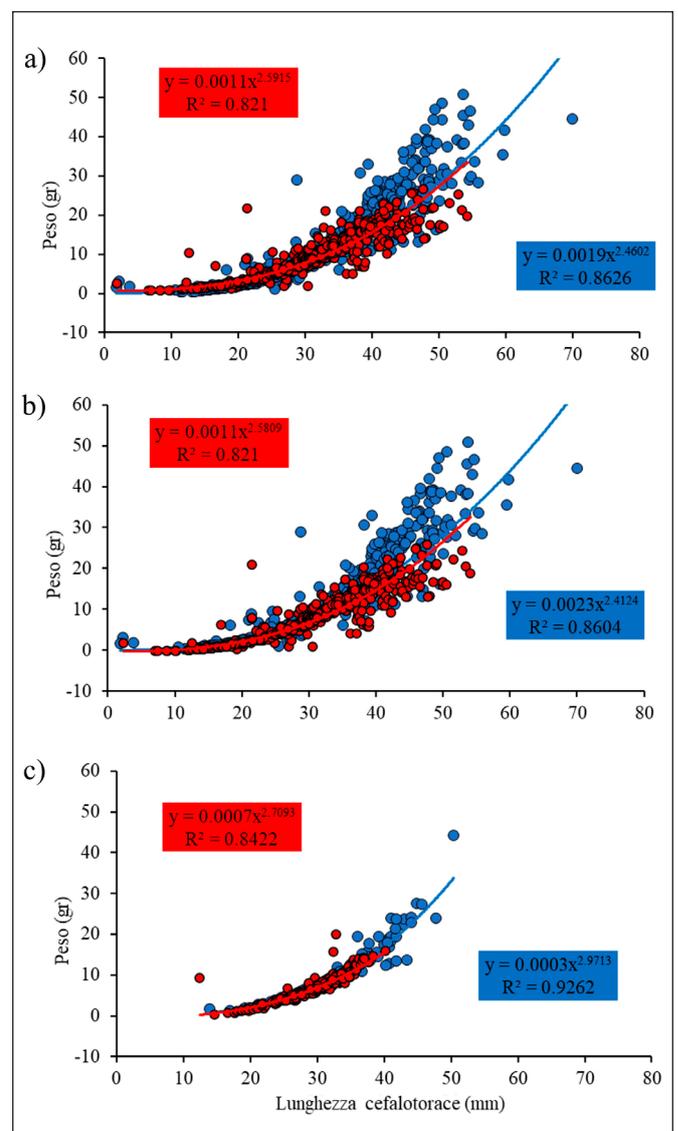


Fig. 6 – Analisi di regressione del peso (individui con chela perse, rigenerate o danneggiate non sono stati considerati nelle analisi) rispetto alla lunghezza totale del cefalotorace di *A. pallipes*. a) tutte le popolazioni; b) popolazioni di ambiente lacustre; c) popolazioni di acque correnti. Rosso = femmine; blu = maschi. / **Fig. 6** – Regression analysis of weight- total cephalic length in *A. pallipes* (individuals with missing claws were removed from the analysis). A) all monitored populations; b) populations sampled in lakes; c) populations sampled in running waters. Red = females; blue = males.

Tab. 3 – Dati rilevati nel corso dei campionamenti delle popolazioni di *A. pallipes* in laghi (L) e corsi d'acqua (T): numero totale di gamberi catturati, distinto per maschi (M) e femmine (F); rapporto sessi (M/F); valori medi di lunghezza del cefalotorace e di peso (esclusi individui con chele mancanti o rigenerate) rilevati per maschi (M) e femmine (F) e rapporto del valore per M/F; percentuale di femmine mature (n.r. = parametro non rilevato); percentuale di individui con chele perse o rigenerate; presenza di individui con evidenti segni di infestazione di microsporidi *Astathelohania contejeani* e/o *Vairimorpha austropotamobii* (M), e/o con *Branchiobdellidae* (B) sulla superficie del carapace. La denominazione del corpo idrico associato all'ID è riportata in Tabella 2. / **Tab. 3** – Populations data detected in lakes (L) and running waters (T): total number of crayfish caught, number of males (M) and females (F); sex ratio; mean of cephalic length and weight (individuals with missed or regenerated chela were removed from the analysis) for males (M) and females (F) and M/F ratio of the value; percentage of fertile females (n.r. = parameter not assessed); individuals with missed or regenerated chela; presence of individuals affected by microsporidiosis caused by *Astathelohania contejeani* and/or *Vairimorpha austropotamobi* (M), and/or with *Branchiobdellidae* attached on the carapace surface (B). Waterbodies identified by ID, for full name, see Table 2.

ID sito	Tipologia	Data	Numero di gamberi catturati			Sex ratio M/F	Lunghezza media cefalotorace (mm)			Peso medio (g)			Femmine mature (%)	Chele perse o rigenerate N (%)	Gamberi con microsporidiosi (M) e/o Branchiobdellidae (B)
			Totale	M	F		M	F	M/F	M	F	M/F			
1	T	21/09/2021	39	19	20	1,0	30,76	30,71	1,0	9,68	8,41	1,2	50,00	13 (33,3)	B
3	T	01/10/2021	6	4	2	2,0	35,57	36,24	1,0	14,57	14,17	1,0	100,00	0	
4	T	08/09/2020	236	117	119	1,0	31,01	29,54	1,0	9,95	7,63	1,3	60,00	79 (33,5)	M, B
5	L	01/06/2020	46	13	33	0,4	34,66	32,50	1,1	10,82	9,82	1,1	n.r.	9 (19,6)	M
7	L	07/06/2021	221	103	118	0,9	32,49	30,11	1,1	10,03	8,13	1,2	n.r.	23 (10,4)	M, B
8	T	07/07/2021	103	50	53	0,9	26,79	25,25	1,1	7,22	6,03	1,2	n.r.	20 (19,4)	B
10	T	05/07/2021	19	13	6	2,2	32,00	30,50	1,0	8,36	8,73	1,0	n.r.	5 (26,3)	B
11	T	05/07/2021	20	12	8	1,5	31,79	28,32	1,1	9,23	7,02	1,3	n.r.	5 (25)	B
12	T	12/10/2021	12	8	4	2,0	37,84	26,94	1,4	10,80	5,00	2,2	n.r.	5 (41,7)	B
14	T	28/08/2019	17	6	11	0,5	42,41	37,17	1,1	20,68	12,66	1,6	n.r.	2 (11,8)	
16	T	09/07/2021	90	47	43	1,1	26,44	24,80	1,1	9,02	4,85	1,9	n.r.	19 (21,1)	B
17	T	08/09/2021	1	0	1	0,0		37,60	0,0		16,42	0,0	100,00	1	
18	L	15/09/2021	129	46	83	0,6	31,44	29,20	1,1	9,27	6,85	1,4	32,56	46 (35,7)	M
21	T	05/09/2019	131	56	75	0,7	24,31	21,05	1,2	6,78	3,60	1,9	n.r.	40 (30,5)	
22	T	21/08/2019	162	71	91	0,8	25,78	27,61	0,9	5,6	5,91	0,9	n.r.	32 (19,8)	
23	T	10/07/2021	79	33	46	0,7	29,05	28,44	1,0	9,00	6,65	1,4	n.r.	30 (38)	M, B
25	L	14/09/2021	27	10	17	0,6	28,65	26,64	1,1	8,86	5,96	1,5	0	10 (37)	M
26	L	14/09/2021	5	2	3	0,7	34,93	28,60	1,2	15,07	6,27	2,4	0	0	
27	T	16/09/2021	11	5	6	0,8	40,68	41,23	1,0	25,8	20,15	1,3	54,55	2 (18,2)	
29	T	27/09/2021	46	18	28	0,6	31,75	29,80	1,1	12,05	8,42	1,4	47,50	11 (23,9)	M, B
31	T	27/09/2021	43	15	28	0,5	35,21	33,22	1,1	14,2	10,74	1,3	62,79	11 (25,6)	B
33	T	09/09/2020	97	46	51	0,9	35,07	33,86	1,0	20,44	12,32	1,7	31,96	24 (24,87)	
34	T	28/09/2021	76	32	44	0,7	31,92	29,78	1,1	12,07	7,79	1,5	27,63	18 (23,7)	
37	T	30/09/2021	286	91	144	0,6	29,61	29,55	1,0	9,55	8,12	1,2	40,91	83 (29)	B
38	T	17/09/2021	43	21	22	1,0	30,69	31,57	1,0	11,91	8,71	1,4	39,53	21 (48,8)	
39	T	16/09/2020	91	44	47	0,9	36,53	34,10	1,1	19,97	12,32	1,6	1,10	18 (19,8)	
41	T	15/09/2020	178	89	89	1,0	46,52	41,93	1,1	25,19	15,38	1,6	10,11	34 (19,1)	
42	T	28/09/2020	27	9	18	0,5	33,82	33,21	1,0	16,81	12,12	1,4	40,74	6 (22,2)	

Discussione

Distribuzione e stato di conservazione delle popolazioni

Sono in tutto 44 i siti di presenza della specie (distribuiti in 43 corpi idrici) ad oggi rilevati in Trentino, 42 dei quali indagati nell'ambito di questo studio mentre due sono segnalazioni (Torrente Noce – Forra di Santa Giustina, Val di Non e Fosso di Milon, Val di Fiemme (Ciutti et al. 2013; Bruno et al. 2017), che dovranno essere oggetto di approfondimenti sullo stato di conservazione delle popolazioni nel corso dei futuri monitoraggi previsti dal Piano di gestione.

Rispetto ai dati pregressi (Ciutti et al. 2013; Endrizzi et al. 2013; Bruno et al. 2017) sono 17 le nuove popolazioni localizzate grazie alle ricerche condotte in attuazione delle prime azioni previste dal Piano di gestione. La specie è presente in tutti i bacini idrografici indagati, sebbene in modo piuttosto frammentario e con un numero di popolazioni notevolmente variabile. La maggior presenza di popolazioni è stata registrata nei bacini dell'Adige e del Sarca con nove e sei popolazioni rispettivamente; seguono i bacini di Brenta, Chiese e Cismon con cinque popolazioni presenti mentre il numero inferiore è stato registrato per il bacino dell'Avisio e del Noce con tre e due popolazioni rispettivamente (Tab. 2). L'areale di distribuzione di *A. pallipes* comprende 36 corsi d'acqua, con quota media di 619 m s.l.m. e range di altitudine di 240-1156 m s.l.m., e 8 laghi con quota media di 845 m s.l.m. e range altitudinale di 573-845 m s.l.m.

Probabilmente a causa delle caratteristiche geografiche e orografiche del territorio trentino, le temperature estive rilevate nei corpi idrici occupati da *A. pallipes* erano spesso più basse dal range di 10-18°C considerato ottimale per la specie (Füreder et al. 2004; AA.VV. 2014b) in corsi d'acqua d'alta quota o di risorgiva, e con valori superiori in laghi e rii a lento scorrimento. Le popolazioni di *A. pallipes* in Trentino, pertanto, possono occupare siti con temperature primaverili-estive comprese tra 3 e 25°C (Bruno et al. 2017; questo studio), come già indicato in altri studi relativi a popolazioni italiane presenti in zone montani-collinari (Füreder et al. 2004; AA.VV. 2014b), anche se va rimarcato che temperature maggiori di 22°C rappresentano un fattore di stress, che può portare a disturbi fisiologici, e valori prossimi ai 25°C possono essere tollerati da *A. pallipes* solo per brevi periodi (Mancini 1986; AA.VV. 2014b). Le popolazioni erano presenti in siti con bassa velocità di corrente e ridotta torbidità, come indicato per l'optimum della specie (Haddaway et al. 2015). I valori di ossigeno e di pH corpi idrici occupati da *A. pallipes* rientrano, nella maggioranza dei casi, nel range estivo ottimale riconosciuto per la specie (pH compreso fra 6.8 e 8, ossigeno con percentuale di saturazione maggiore del 60%, AA.VV. 2014b) anche se la presenza è stata rilevata in alcuni siti con bassa saturazione di ossigeno (saturazione percentuale di 38 e 58, rilevate rispettivamente in un lago e in una roggia).

L'analisi morfometrica conferma un maggiore tasso di crescita dei maschi rispetto alle femmine, dovuto a una muta supplementare dei maschi nel periodo primaverile (Pratten 1980). La minor crescita di entrambi i sessi nei laghi rispetto ai corsi d'acqua, già rilevata in uno studio precedente (che includeva parte delle stesse popolazioni; Endrizzi et al. 2013), può essere imputabile alla maggiore quota cui sono distribuiti e quindi ad una più breve stagione di attività, oltre ad altri fattori ambientali come la minore disponibilità di risorsa trofica.

Gran parte delle popolazioni campionate risultano ben strutturate per classi di taglia con un rapporto sessi che, pur discostandosi dalla condizione di equilibrio pari a 1:1 in natura (rilevato in una sola popolazione), risulta a favore delle femmine favorendo un efficace tasso di fecondazione (Carral et al. 1994, 2000), in quanto studi di laboratorio hanno dimostrato che ciascun maschio è in grado di riprodursi con almeno otto femmine (Reynolds et al. 1992). Inoltre, tale condizione ridurrebbe la competizione diretta (combattimenti) e indiretta (rimozione e ingestione delle spermatofores già depositate da un altro maschio sul torace della femmina) tra maschi (Villanelli & Gherardi 1998). Nel bacino dell'Adige le popolazioni del Rio Vallalta, della roggia di Gardolo, della roggia Gol e

del Torrente Arione sono abbondanti e ben strutturate, condizione che si presume anche per il Lago di Cei, idrologicamente collegato, dove è stato possibile il solo rilievo di presenza della specie per via della fitta vegetazione acquatica. Le popolazioni del Lago di Lamar, Lago Santo di Lamar, Rio Valsorda e Rio Carpenedi sono invece in condizioni precarie per via dell'abbondanza bassa. Per il bacino del Sarca, il Torrente Ponale, il Rio Bordellino, il Rio Andogno e il Rio Folon ospitano popolazioni abbondanti e ben strutturate, sebbene negli ultimi due siano segregate in ambienti molto limitati (tratti di circa 100 m), situazione che le pone in una condizione di rischio. La popolazione della roggia Grande presenta un indice di abbondanza basso mentre altre due popolazioni si trovano all'interno di trociculture (Trocultura Basso Sarca e Val Lomasona). Le cinque popolazioni rilevate nel bacino del Brenta sono caratterizzate da condizioni precarie dovute a un valore di abbondanza basso nel Rio Solcena, nel Torrente Chieppena e nel Rio Ensegua, e alle condizioni dell'habitat nel Rio Laguna e nel fosso di Pergine Valsugana. Il bacino del Fersina presenta tre popolazioni abbondanti e ben strutturate, nel Rio Santa Colomba, Rio Farinella e nel Lago Restel. La popolazione censita nell'emissario del Lago di Valle presenta bassa densità, ma si suppone, sulla base di segnalazioni pervenute da parte di pescatori e frequentatori della zona, la presenza di una popolazione forte e abbondante nel Lago di Valle, idrologicamente collegato. In questo sito non è stato possibile il rilievo dell'abbondanza della popolazione a causa delle caratteristiche morfo-batimetriche del bacino, che non permettono l'osservazione del fondale nemmeno in corrispondenza delle rive. Infine, la popolazione del Rio Negro, ha subito un drastico declino nel corso degli ultimi anni, dovuto all'instabilità dell'habitat e alla probabile diffusione di patogeni, fino al rilievo di un solo individuo nell'autunno 2021. Nel bacino del Chiese sono presenti cinque popolazioni, tre abbondanti e ben strutturate nel Torrente Filos, Rio Pracul e Rio di Cimego mentre per le altre due presenti nel Lago d'Ampola e nel tributario del Fiume Chiese (sito 40) è disponibile il solo dato di presenza in quanto le caratteristiche ambientali rendono difficili censimenti e campionamenti. Per il bacino del Cismon sono stati identificati quattro siti con popolazioni abbondanti e ben strutturate; tre appartengono ad ambienti idrologicamente collegati, che possono quindi essere ricondotti ad un'unica popolazione: Lago Welsperg, nel quale è stata registrato il valore di abbondanza in assoluto più elevato tra le popolazioni del Trentino, Rio Brentela e la zona umida Palù Grant. Le popolazioni del Rio Val Roncogna e del suo tributario sono meno abbondanti delle precedenti ma comunque ben strutturate. Il bacino dell'Avisio presenta due popolazioni stabili per abbondanza e struttura nel Rio Ischiele e nel Lago Santo di Cembra mentre la popolazione del Fosso di Milon, segnalata (Rete di Riserva Fiemme – Destra Avisio 2020) ma non rilevata nel presente studio sarebbe, secondo quanto riportato, a rischio per le pratiche di gestione del corpo idrico. Il bacino del Noce ha due sole popolazioni, quella presente in un tributario del Torrente Noce (sito 1) è sufficientemente stabile per abbondanza e struttura ma comunque segregata in un ambiente molto ristretto (circa 100 m di corpo idrico) e quindi potenzialmente a rischio, mentre la popolazione del Torrente Noce presso la Forra di Santa Giustina è stata segnalata in passato (Ciutti et al. 2013) ma non si hanno attualmente dati a disposizione per valutarne lo stato di conservazione.

Nel corso dell'ultimo decennio si è assistito alla scomparsa di numerose popolazioni di *A. pallipes*: nella roggia di Terlago e nel Rio Squero, dove tra il 2011 e il 2013, erano state rilevate popolazioni abbondanti e ben strutturate (Endrizzi et al. 2013), nella Fossa di Rio Morbio segnalata fino al 2006 (Provincia Autonoma di Trento, Servizio Foreste e Fauna 2012) e nella Roggia Polè (ultima segnalazione nel 2012 da parte del personale Servizio Foreste e Fauna della PAT) la causa dell'estinzione è probabilmente dovuta ad un peggioramento delle condizioni dell'habitat. Si è inoltre estinta la popolazione del Laghetto di Mezzocorona, che fino al 2016 ospitava un'abbondante popolazione di *A. pallipes*, la cui scomparsa è stata rilevata (dati non pubblicati) dal 2017, probabilmente a causa

di infestazione da *Aphanomyces astaci*, e quella del Rio Laghetto dove la presenza della specie era segnalata fino al 2019 e la cui scomparsa potrebbe essere stata in parte causata da prelievi illegali. Infine, *A. pallipes* è scomparso dal Lago Costa, dove la popolazione che mostrava già segni di precarietà nel 2010 è stata sostituita dalla specie alloctona *F. limosus* (si veda la sezione seguente).

Descrizione delle minacce rilevate

Le informazioni ottenute dalle attività di monitoraggio relative a presenza, abbondanza e struttura delle popolazioni, e allo stato degli habitat, hanno permesso di identificare i fattori di minaccia per le popolazioni di *A. pallipes* censite, riconducibili a: 1) degrado ambientale; 2) prelievo illegale; 3) diffusione di patogeni; 4) diffusione di specie alloctone.

Condizioni di degrado ambientale di corsi d'acqua sono state osservate in 69 siti e, nel dettaglio, presenza di canalizzazioni o argini artificiali in 15 siti, di traverse o altre forme di interruzione della continuità in 13 siti, di entrambe le forme di impatto in tre siti. Inoltre, 27 siti presentavano segni di possibile inquinamento mentre in altri quattro sono state rilevate fonti evidenti di inquinamento. Tra i 19 laghi indagati, tre presentavano parte delle rive artificializzate e quattro possibili fonti di inquinamento.

Il prelievo illegale risulta una pratica ancora presente sul territorio; segnalazioni di prelievi illegali avvenuti in tempi recenti e accertate nel corso dei monitoraggi del presente studio sono pervenute per il Laghetto di Mezzocorona (popolazione estinta tra il 2016 e il 2017 per concomitanza di prelievo e infestazione da *A. astaci*) e il Rio Laghetto.

Una delle minacce più gravi per le popolazioni di *A. pallipes* è rappresentata dalla presenza di specie alloctone invasive (IAS) di gambero (Aquiloni et al. 2010; Morpurgo et al. 2010). I fattori coinvolti nei processi di invasione e sostituzione sono molteplici e includono le differenze interspecifiche nella sopravvivenza e nella crescita, la predazione interspecifica, le interazioni aggressive, l'interferenza riproduttiva, la competizione per il cibo, la competizione per i rifugi e la trasmissione di patogeni e parassiti (Alonso & Martínez 2009 e citazioni ivi contenute). La trasmissione di patogeni, e in particolare dell'oomicete *Aphanomyces astaci*, agente eziologico della peste del gambero, la più importante malattia infettiva dei crostacei d'acqua dolce che può provocare gravi morie tra le popolazioni di gambero indigene europee, e la prevenzione della diffusione della peste del gambero rappresenta una delle azioni prioritarie per la protezione delle popolazioni di *A. pallipes* (Aquiloni et al. 2010; Manenti et al. 2018). Tale patogeno è veicolato dall'introduzione di specie alloctone di origine nordamericana, quali le due specie di gamberi alloctoni più diffuse nel territorio italiano (*Procambarus clarkii* e *Faxonius limosus*). Entrambe le IAS sono presenti nel reticolo idrografico trentino e di introduzione relativamente recente, e confinate quasi esclusivamente in ambienti lacustri. *Faxonius limosus* è segnalato in Trentino dal 2010 nei laghi di Levico e Madrano (Aquiloni et al. 2010); questa specie ha successivamente invaso i laghi del perginese e dal 2012 è riportata (Endrizzi et al. 2013) come presente con popolazioni abbondanti e stabili nei laghi di Canzolino, Madrano, Levico e Caldonazzo. La presenza di popolazioni di *F. limosus* infestate da *A. astaci* al lago di Canzolino, connesso idrologicamente con il lago Costa, ha portato alla scomparsa di *A. pallipes* da quest'ultimo lago; tale estinzione si è verificata tra il 2010 e il 2012. Nel corso della presente ricerca è stata rilevata la presenza di *F. limosus* sia nel Lago Costa che nel suo emissario, Rio Valguarda. Il gambero della Louisiana *Procambarus clarkii* è stato rilevato per la prima volta in provincia di Trento nel 2014 (Cappelletti & Ciutti 2016) nel Lago di Lagolo, dove presumibilmente ha causato la scomparsa di *A. pallipes*, segnalato nel lago fino all'anno 2012 (Cappelletti & Ciutti 2016). La presenza di questa specie invasiva è stata confermata dai monitoraggi 2020 e 2021. L'estinzione di popolazioni di *A. pallipes* in caso di presenza di specie alloctone di origine nordamericane, ampiamente documentata in letteratura (Barbaresi & Gherardi 2000; Dunn et

al. 2009; Longshaw 2012; Chucholl 2016; Bonelli et al. 2017; Manenti et al. 2019) è dovuta in parte alla competizione diretta, ma soprattutto alla diffusione e trasmissione di patogeni e parassiti, e in particolar modo della peste del gambero *Aphanomyces astaci*, un patogeno estremamente virulento, che può provocare mortalità del 100% nelle specie autoctone europee (World Organisation for Animal Health 2022). Le spore di *A. astaci* si trasmettono nei corpi idrici sia direttamente per introduzione e propagazione di specie alloctone portatrici sane dell'oomicete, o indirettamente per trasferimento di materiali e attrezzature da pesca da un bacino all'altro. La presenza di animali infestati da *A. astaci* in Trentino è nota solo a popolazioni di *F. limosus* per le quali analisi PCR effettuate su porzioni di uropodi e cuticola addominale e analisi istologiche avevano in tempi recenti evidenziato la positività per *A. astaci* in esemplari provenienti dai laghi di Levico, Caldonazzo e Canzolino e in un esemplare di *A. pallipes* raccolto nella piscicoltura presente in Val Lomasona (Minghetti et al. 2012; Minghetti 2013). Analisi molecolari tuttora in corso confermano anche la presenza di spore di *A. astaci* nella popolazione di *F. limosus* presente al lago di Madrano e in quella di *P. clarkii* presente al Lago di Lagolo. La presenza di *F. limosus* e *P. clarkii* sul territorio, e la conseguente diffusione di spore di *A. astaci* nel reticolo idrografico è stata una probabile causa d'indebolimento e di estinzione di alcune popolazioni in Trentino (Laghetto di Mezzocorona, Lago di Caldonazzo, Lago di Levico, Lago Costa e Lago di Lagolo).

Anche altri patogeni e parassiti possono contribuire all'indebolimento e al declino delle popolazioni di *A. pallipes*. I parassiti microsporidi *Astathelohania contejeani* e *Nosema austropotamobii* causano la malattia della porcellana, una malattia contagiosa con un andamento cronico e progressivo, che attacca le fibre muscolari dei gamberi determinandone la perdita delle funzionalità e la morte. L'infezione viene trasmessa per ingestione di spore, il parassita può essere trasmesso da gamberi alieni invasivi a *A. pallipes* (Imhoff et al. 2012), ma può essere trasmesso anche per cannibalismo tra individui della stessa specie (Evans & Edgerly 2002). Minghetti (2013) aveva già indicato riscontro di positività per la malattia della porcellana dovuta alla presenza di infestazioni nelle popolazioni di *A. pallipes* del Rio Santa Colomba, Lago di Cei e il Rio Pracul; nel corso dei monitoraggi 2019-2021 non sono stati raccolti animali infetti in questi siti. Mori & Salvidio (2000) riportano tassi del 0.17-3.7% per popolazioni di 21 torrenti in Liguria. Pertanto, il mancato rinvenimento di individui parassitati non permette di escludere la presenza del microsporide dalle popolazioni in oggetto. Nel corso del presente studio sono stati raccolti individui parassitati da ulteriori due corsi d'acqua e quattro laghi, con tassi di infestazione simili a quelli riportati da Mori & Salvidio (2000) per sei siti, mentre un sito (lacustre) presentava un'incidenza elevata, con 7 individui su 27 macroscopicamente infetti.

Gli Anellidi del genere *Branchiobdella* sono ectocommensali, cibandosi di diatomee, detriti e minuscoli invertebrati. In particolari condizioni (es. scarsa qualità dell'acqua, eutrofia, etc.) i branchiobdellidi aumentano in numero e indeboliscono i gamberi, rendendoli più vulnerabili alle malattie epidemiche (Mori et al. 2000).

Conclusioni e futuri indirizzi di ricerca

L'applicazione delle metodologie indicate dal Piano di gestione, che sono in linea con quanto proposto e applicato in altri progetti sviluppati a livello nazionale per la tutela di *A. pallipes* (ad es: De Luise 2010; AA. VV. 2014), hanno consentito di delineare lo stato di conservazione delle popolazioni di *A. pallipes* in Trentino; tuttavia, permangono lacune conoscitive. Infatti, l'estensione spaziale dei monitoraggi finora svolti non copre in modo uniforme il reticolo idrografico sul territorio trentino ed è quindi necessaria una programmazione dei monitoraggi nel lungo periodo, estendendo i rilievi alle aree fino ad ora poco o per niente indagate (Fig. 1), quali ad esempio il bacino del Torrente Noce in Val di Non, i bacini dei torrenti Vanoi, Cordevole, Astico e Leno. Tali monitoraggi dovranno

seguire i metodi identificati nel Piano di gestione e implementati nel triennio 2019-2021 come descritto nel presente articolo. Infatti, la raccolta di dati con una metodologia univoca e quindi ripetibile, permetterà di valutare nel tempo l'areale di distribuzione sia di *A. pallipes* che delle specie di gambero aliene invasive, di garantire la sorveglianza dello stato di conservazione e delle tendenze demografiche delle popolazioni, della presenza di minacce, al fine di programmare azioni concrete di conservazione che possano essere rivalutate nel tempo sulla base delle nuove criticità emerse. Inoltre, dati i costi in termini economici e di tempo necessario agli operatori per coprire il vasto reticolo idrografico trentino, è auspicabile una periodica revisione dei metodi e dei protocolli proposti dal piano di gestione che andrebbero aggiornati e integrati con approcci emergenti e metodiche speditive per il rilievo della presenza/assenza della specie. Una soluzione potrebbe derivare ad esempio dall'utilizzo di metodiche di e-DNA (DNA ambientale) (Chucholl et al. 2021), attualmente in via di sperimentazione e che prevedono solo la raccolta di un campione di acqua da cui testare la presenza sia del gambero che del suo principale patogeno, *Aphanomyces astaci*. Oltre al dato di presenza/assenza il piano di gestione prevede la ripetizione annuale dei censimenti e ogni tre anni dei campionamenti delle popolazioni note, che dovranno essere svolti da personale qualificato, con ripetizioni più ravvicinate nel caso fosse rilevata una condizione di contrazione di una popolazione, nel caso di ricomparsa in siti in cui *A. pallipes* risultava estinto e nei siti di reintroduzione.

Dall'analisi dei dati emerge la necessità di implementare le misure di protezione della specie, riducendo le minacce che gravano sulle sue popolazioni. È pertanto auspicabile un intervento attivo degli enti preposti per migliorare la qualità degli habitat del reticolo idrografico o quantomeno delle aree di elezione di *A. pallipes*. Una considerazione importante riguarda il ruolo e l'efficacia della Rete Natura 2000 del Trentino nella protezione del gambero di fiume: solo sei delle 26 ZSC e/o ZPS indagate ospitano popolazioni di *A. pallipes* mentre due sono state colonizzate da gamberi alloctoni invasivi in tempi recenti. La maggior parte delle popolazioni abbondanti e ben strutturate e quindi meritevoli di protezione, sono presenti in piccoli corpi idrici a quote medio basse, per la gran parte situate al di fuori della Rete Natura 2000 istituita ai sensi della Direttiva 92/43/CEE "Habitat" con lo scopo di tutelare habitat e specie d'interesse comunitario. Poiché *A. pallipes* è elencato negli allegati II e V della Direttiva Habitat, quale specie di interesse comunitario che richiede la designazione di zone speciali di conservazione e il cui prelievo in natura e sfruttamento potrebbero formare oggetto di misure di gestione, i dati relativi allo stato di distribuzione e di conservazione in Trentino suggeriscono una riflessione sull'opportunità di aumentare l'estensione e il numero di aree protette e di favorire la loro connettività a formare una rete ecologica polivalente. Infine, il Regolamento UE n. 1143/2014 in materia di specie esotiche invasive include le due specie di gambero alloctono presenti in Trentino nell'elenco delle specie per le quali è richiesta la messa in atto di azioni di prevenzione della diffusione, di rilevamento precoce ed eradicazione rapida o di gestione nel caso di diffusione già avvenuta. In ottemperanza a tale regolamento, misure di contenimento/eradicazione di *P. clarkii* nell'unico sito di presenza in Trentino (Lago di Lagolo) sono state avviate dal 2018 con finanziamento della Rete di Riserve del Basso Sarca e sono state ripetute con cadenza annuale; è tuttavia auspicabile il controllo dell'espansione dell'areale di *F. limosus* nel bacino del Torrente Fersina, oltre che il controllo e/o la prevenzione dell'introduzione di fauna ittica potenzialmente impattante sulle popolazioni di *A. pallipes*.

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano Maria Vittoria Tenci, Davide Sfiller, Gianpietro Svaldi, Davide Girardi, Luca Roner, Elena Alberini, Francesco Mezzo, Stefano Andriani, Matteo Sartori, Martino Peterlongo per l'aiuto nelle attività di campo. Si ringraziano inoltre per le segnalazioni

di nuove popolazioni: Daniel Spitale, Lorenzo Tosi, Angelo Davorio, Sandro Zanghellini, Andrea Peterlongo, Marco Peterlongo, il personale degli Uffici Distrettuali Forestali di Borgo Valsugana e Malè, delle Associazioni Pescatori Chiese, Basso Sarca, Alto Sarca, e in particolare Franco Dorigato e Dario Ballini per le ricognizioni in campo nelle Reti di Riserve rispettivamente del Fiume Brenta e della Valle del Chiese. La ricerca è stata in parte finanziata dal Servizio Sviluppo Sostenibile e Aree Protette della Provincia Autonoma di Trento, dalle Reti di Riserve Val di Cembra-Avisio, Monte Bondone, Fiume Brenta, Alpi Ledrensi, Valle del Chiese, e dai Parchi Fluviali Alto Noce e Sarca. Gli autori ringraziano inoltre il revisore anonimo i cui utili e costruttivi commenti hanno portato a un miglioramento del presente lavoro.

Bibliografia

- AA.VV. 2014a - RARITY. *Eradicazione del gambero rosso della Louisiana e protezione dei gamberi di Fiume del Friuli Venezia Giulia*. Pubblicazione realizzata con il contributo finanziario della CE, nell'ambito del progetto RARITY, LIFE10 NAT/IT/000239, pp. 144.
- AA.VV. 2014b - *Action plan per la conservazione di Austropotamobius pallipes in Italia*. Realizzato nell'ambito del progetto LIFE08 NAT/IT/000352 - CRAInat con il contributo finanziario del programma "LIFE+ Natura e Biodiversità" della Commissione Europea, 100 pp. Disponibile online: <https://www.ersaf.lombardia.it/it/b/2248/action-plan-per-la-conservazione-di-austropotamobius-pallipes-in-ital> [ultima visita Agosto 2022]
- AA.VV. 2020 - *Il Gambero di Fiume Austropotamobius pallipes una specie in pericolo*. Pubblicazione realizzata con il contributo finanziario del programma LIFE della Commissione Europea nell'ambito del progetto LIFE14 IPE/IT/018 - GESTIRE 2020 - Nature Integrated Management to 2020. La strategia integrata per Rete Natura 2000 e la biodiversità in Lombardia. Disponibile online: <https://naturachevale.it/wp-content/uploads/2021/01/Il-gambero-di-Fiume-una-specie-in-pericolo.pdf> [ultima visita Marzo 2023]
- Ackefors H. 1996 - The development of crayfish culture in Sweden during the last decade. *Freshwater Crayfish*, 11: 627-654.
- Alonso F. & Martínez R., 2006 - Shelter competition between two invasive crayfish species: a laboratory study. *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture*, 380-381: 1121-1132. (<https://doi.org/10.1051/kmae:2006015>)
- APAT IRSA - CNR, 2003 - *Metodi analitici per le acque, Metodi di campionamento*. APAT Manuali e Linee Guida 29/2003, 85 pp.
- APPA - Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente, Settore Informazione e Monitoraggi, 2012 - *Progetto IFF del trentino. Applicazione dell'IFF 2007 (indice di funzionalità fluviale) sui corsi d'acqua tipizzati del Trentino*. Disponibile online: <http://www.appa.provincia.tn.it/appa/pubblicazioni/-Acqua/pagina96.html> [ultima visita Gennaio 2022]
- Aquiloni L., Tricarico E. & Gherardi F., 2010 - Crayfish in Italy: distribution, threats and management. *International Aquatic Research*, 2: 1-14.
- Barbaresi S. & Gherardi F., 2000 - The invasion of the alien crayfish *Procambarus clarkii* in Europe, with particular reference to Italy. *Biological Invasions*, 2: 259-264. (<https://doi.org/10.1023/A:1010009701606>)
- Barbaresi S. & Gherardi F., 2001 - Daily activity of the white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet): A comparison between field and laboratory studies. *Journal of Natural History*, 35: 1861-1871. (<https://doi.org/10.1080/00222930110098111>)
- Bertocchi S., Brusconi S., Gherardi F. & Chiesa L.A., 2014 - Prima segnalazione del gambero minacciato *Austropotamobius pallipes* complex in Sardegna. Atti XIII Congresso Nazionale Associazione Italiana Ittiologi Acque Dolci, Sansepolcro (AR). *Italian Journal of Freshwater Ichthyology*, 1: 185.

- Bonelli M., Manenti R. & Scaccini D., 2017 - Mountain protected areas as refuges for threatened freshwater species: The detrimental effect of the direct introduction of alien species. *Eco Mont-Journal on Protected Mountain Areas Research*, 9: 23-29. (<https://doi.org/10.1553/eco.mon>)
- Boschetti M., Culicchi A., Guerrini M., Barbanera F. & Petroni G., 2018 - Preliminary data on the distribution, morphology and genetics of white-clawed crayfish and on their ectosymbionts in Lunigiana (Tuscany, Italy). *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 74: 419, 25. (<https://doi.org/10.1051/kmae/2018013>)
- Bruno M. C., Endrizzi S., Gandolfi A., Hauffe H. C. & Pedrini P., 2017 - Piano di gestione del gambero di Fiume in provincia di Trento. Realizzato nell'ambito dell'azione C10 "Azione dimostrativa di tutela di specie: salvaguardia delle popolazioni autoctone del gamberi di Fiume", Progetto LIFE11/NAT/IT/000187 "T.E.N." (Trentino Ecological Network). 131 pp. Disponibile online: http://www.lifeten.tn.it/binary/pat_lifeten/azioni_dimostrative/C10_PdG_Gambero_LOW.1515574166.pdf [ultima visita Agosto 2022]
- Carral J.M., Celada J.D., González J., Sáez-Royuela M. & Gaudioso V.R., 1994 - Mating and spawning of freshwater crayfish, *Austropotamobius pallipes* Lereboullet, under laboratory conditions. *Aquaculture Research*, 25: 721-727. (<https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.1994.tb00736.x>)
- Carral J.M., Celada J.D., Muñoz C., Sáez-Royuela M. & Pérez J.R., 2000 - Effects of the presence or absence of males throughout spawning and maternal incubation on the reproductive efficiency of astacid crayfish (*Austropotamobius pallipes*) under controlled conditions. *Invertebrates Reproduction & Development*, 38:1-5. (<https://doi.org/10.1080/07924259.2000.9652430>)
- Chucholl C., 2016 - The bad and the super-bad: prioritising the threat of six invasive alien to three imperilled native crayfishes. *Biological Invasions*, 18, 1967-1988. (<https://doi.org/10.1007/s10530-016-1141-2>)
- Chucholl F., Fiolka F., Segelbacher G. & Epp L.S., 2021 - eDNA Detection of Native and Invasive Crayfish Species Allows for Year-Round Monitoring and Large-Scale Screening of Lotic Systems. *Frontiers in Environmental Science*, 9: 639380. (<https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.639380>)
- Ciutti F., Fin V., Lunelli F. & Cappelletti C., 2013 - Il gambero di Fiume *Austropotamobius pallipes* nelle aree protette della rete natura 2000 della provincia di Trento. *Dendronatura*, 34: 95-105.
- Commissione Europea, 1992 - Direttiva 92/43/CEE del Consiglio, del 21 maggio 1992, relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche. In: *Official Journal*, L 206, 22/07/1992, 7-50.
- De Luise G., 2010 - I crostacei decapodi d'acqua dolce in Friuli Venezia Giulia. Recenti acquisizioni sul comportamento e sulla distribuzione nelle acque dolci della regione. Venti anni di studi e ricerche. Supplemento di Pesca e Ambiente (Notiziario d'informazione dell'Ente Tutela Pesca del Friuli Venezia Giulia). 92 pp. Disponibile online: http://redazione-etp.regione.fvg.it/export/sites/default/it/istituzionale/documentazione/Pubblicazioni/monografie/allegati/crostacei_fvg.pdf [ultima visita Luglio 2022]
- De Luise G., 2012 - Protocolli di cattura, allevamento e ripopolamento del gambero di Fiume nativo *Austropotamobius pallipes* in Friuli Venezia Giulia. In: *Didattica per gli operatori. Pubblicazione realizzata con il contributo finanziario della CE, nell'ambito del Progetto RARITY, LIFE10 NAT/IT/000239*: 77-87.
- Dunn J. C., McClymont H. E., Christmas, M. & Dunn A. M., 2009 - Competition and parasitism in the native White Clawed Crayfish *Austropotamobius pallipes* and the invasive Signal Crayfish *Pacifastacus leniusculus* in the UK. *Biological Invasions*, 11: 315-324. (<https://doi.org/10.1007/s10530-008-9249-7>)
- Endrizzi S., Bruno M.C. & Maiolini B., 2013 - Distribution and morphometry of native and alien crayfish in Trentino (Italian Alps). *Journal of Limnology*, 72/2: 343-360. (<https://doi.org/10.4081/jlimnol.2013.e28>)
- Evans, L.H. & Edgerton B.F., 2002 - Pathogens, parasites and commensals; Chapter 10. In: Holdich, D. M. (ed.) *Biology of Freshwater Crayfish*. Blackwell Sciences Ltd., Oxford, England: 377-438.
- Ferrari C., Pedrini P. & Martinelli L., 2014 - Verso la Rete ecologica del Trentino. Le Reti di Riserve ed il Progetto LIFE+ T.E.N. *Reticola*, 5: 6-10.
- Füreder L., Edsman L., Holdich D.M., Kozák P., Machino Y., Pöckl M., Renai B., Reynolds J.D., Schulz H., Schulz R., Sint D., Taugbol T. & Trouilhé M.C., 2006 - Indigenous crayfish habitat and threats. In: Souty-Grosset C., Holdich D.M., Noël P.Y., Reynolds J.D. & Haffner P. (eds.), *Atlas of Crayfish*. Europe Publications Scientifiques du MNHN, Paris: 25-48.
- Füreder L., Gherardi F., Holdich D., Reynolds J., Sibley P. & Souty-Grosset C., 2010 - *Austropotamobius pallipes*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T2430A9438817. (<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T2430A9438817.en>)
- Gherardi F., Acquistapace P. & Santini G. 2001 - Foraging by a threatened species: The white-clawed crayfish *Austropotamobius pallipes*. *Archiv für Hydrobiologie*, 152: 339-351. (<https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/152/2001/339>)
- Ghetti P.F., 1997 - *Manuale di applicazione. Indice Biotico Esteso (I.B.E.) - I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. Provincia Autonoma di Trento, Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente, 222 pp.
- Grandjean F., Romain D., Souty-Grosset C. & Mocquard J. P., 1997 - Size at maturity and morphometric variability in three populations of *Austropotamobius pallipes pallipes* (Lereboullet, 1858) according to a restocking strategy. *Crustaceana*, 70: 454-468.
- Haddaway N.R., Mortimer R.J.G., Christmas M. & Dunn A.M., 2015 - Water chemistry and endangered white-clawed Crayfish: a literature review and field study of water chemistry association in *Austropotamobius pallipes*. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 416: 01. (<https://doi.org/10.1051/kmae/2014037>)
- Imhoff E., Mortimer R., Christmas M. & Dunn A., 2012 - Horizontal transmission of *Thelohania contejeani* in the endangered white-clawed (*Austropotamobius pallipes*) and the invasive signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*). *Parasitology*, 139: 1471-1477. (<https://doi.org/10.1017/S0031182012000777>)
- IUCN, 2017 - IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017.3. Disponibile online: <http://www.iucnredlist.org> [ultima visita Gennaio 2022].
- Longshaw M., Stebbing P.D., Bateman K.S. & Hockley F.A., 2012 - Histopathological survey of pathogens and commensals of white-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*) in England and Wales. *Journal of Invertebrate Pathology*, 110: 54-59 (<https://doi.org/10.1016/j.jip.2012.02.005>)
- Mancini A., 1986 - Astacicoltura. Allevamento e Pesca dei gamberi d'acqua dolce. Ed agricole, Calderini, Bologna, 180 pp.
- Manenti R., Ghia D., Fea G., Ficetola G.F., Padoa-Schioppa E. & Canedoli C., 2019 - Causes and consequences of crayfish extinction: Stream connectivity, habitat changes, alien species and ecosystem services. *Freshwater Biology*, 64: 284- 293. (<https://doi.org/10.1111/fwb.13215>)
- Minghetti G., 2013 - Indagine sulla diffusione e sullo stato sanitario del gambero di Fiume *Austropotamobius pallipes* in Trentino. Tesi Scuola di specializzazione Allevamento, Igiene, Patologia delle Specie Acquatiche e Controllo dei Prodotti Derivati, Università degli studi di Padova.

- Minghetti G., Cappelletti C., Ciutti F., Bruno M.C., Endrizzi S., Zambon M., Quaglio F. & Pretto T., 2012 - Indagine sullo stato sanitario del gambero americano *Orconectes limosus* in 4 popolazioni del Trentino. Atti XIV Congresso Associazione Italiana Ittiologi Acque Dolci, Torino. *Italian Journal of Freshwater Ichthyology*, 2: 185.
- Mori M. & Salvidio S., 2000 - The occurrence of *Thelohania contejeani* Henneguy, a microsporidian parasite of the crayfish *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet), in Liguria Region (NW Italy). *Journal of Limnology*, 59: 167-169. (<https://doi.org/10.4081/jlimnol.2000.167>)
- Mori M., Rosso E. & Salvidio S., 2000 - Presenza e incidenza delle branchiobdelle (Annelida, Branchiobdellidae) nelle popolazioni astacicole liguri. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale "G. Doria"*, 93: 211-224.
- Morpurgo M., Aquiloni L., Bertocchi S., Brusconi S., Tricarico E. & Gherardi F., 2010 - Distribuzione dei gamberi d'acqua dolce in Italia. *Acta Biologica, Museo Tridentino di Scienze Naturali - Trento*, 87: 125-132.
- Nardi P.A., Bernini F., Bo T., Bonardi A., Fea G., Ferrari S., Ghia D., Negri A., Razzetti E., Rossi S., 2004 - *Il gambero di Fiume nella provincia di Alessandria*. Tipografia PI-ME Editrice, 111 pp.
- Pagliani T., Pompilio P., Calabrese R. & Moca G., 2006 - Progetto per la conservazione del gambero di Fiume autoctono (genus *Austropotamobius*) nei Siti d'Importanza Comunitaria dell'Appennino centrale: primi risultati. In: Cimmaruta R. & Bondanelli P. (a cura di), *Atti XVI Congresso della Società Italiana di Ecologia "Cambiamenti globali, diversità ecologica e sostenibilità"*: 147.
- Petri L., 2014 - Seguendo il percorso dell'acqua - Il progetto LIFE "SCI d'acqua" per la conservazione di Specie di Interesse Comunitario nella piana dell'Arno e sull'Appennino tosco-emiliano. Pacini ed., 155 pp. Disponibile online: http://life.provincia.prato.it/Include/pdf/Seguendo_il_percorso_dell'acqua.pdf [ultima visita Luglio 2022].
- Pratten D.J., 1980 - Growth in the crayfish *Austropotamobius pallipes* (Crustacea: Astacidae). *Freshwater Biology*, 10: 401-402. (<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1980.tb01215.x>)
- Pretto T., Montesi F., Ghia D., Berton V., Abbadi M., Gastaldelli M., Manfrin A. & Fea G., 2018. Ultrastructural and molecular characterization of *Vairimorpha austropotambii* sp. nov. (Microsporidia: Burenellidae) and *Thelohania contejeani* (Microsporidia: Thelohaniidae), two parasites of the white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes* complex (Decapoda: Astacidae). *Journal of Invertebrate Pathology*, 151, 59-75. (<https://doi.org/10.1016/j.jip.2017.11.002>)
- PRIMER-E Ltd. 2009 - PRIMER 6.1.12: Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research.
- Provincia Autonoma di Trento, 2004 - Rete Natura 2000, le specie animali: *Austropotamobius pallipes*. Disponibile online: http://www.areeprotette.provincia.tn.it/natura2000/animali/in_austropotamobius_pallipes.html [ultima visita Marzo 2022].
- Provincia Autonoma di Trento, Servizio Foreste e Fauna - Ufficio Faunistico, 2012 - *Carta ittica del Trentino - Piani di gestione della pesca, D.G.P. n. 2637 del 7 dicembre 2012. Valli del Sarca e del Chiese*. 317 pp. Disponibile online: <https://forestefauna.provincia.tn.it/content/download/13058/233492/file/PianopescaVallidelSarcaedelChiese.pdf> [ultima visita Agosto 2022].
- R Core Team, 2022 - R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Rete di Riserva Fiemme-Destra Avisio, 2020 - *Piano di gestione della Rete di Riserva Fiemme - Destra Avisio*. 101 pp. Disponibile online: <https://www.comune.moena.tn.it/Comune/Documenti/Piani-e-progetti/Rete-di-riserva-Fiemme-Destra-Avisio-Piano-di-Gestione-ai-sensi-dell-art.-47-della-L.P.-n.-11-2007> [ultima visita Luglio 2022].
- Reynolds J.D., Celada J.D., Carral J.M. & Matthews M.A., 1992 - Reproduction of astacid crayfish in captivity-current developments and implication for culture, with special reference to Ireland and Spain. *Invertebrates Reproduction & Development*, 22: 253-266. (<https://doi.org/10.1080/07924259.1992.9672278>)
- Romanò C. & Riva C., 2002 - *Il gambero d'acqua dolce in provincia di Como*. Provincia di Como, Settore Risorse Ambientali, Servizio Pesca. Como: 43 pp.
- Rosewarne P.J., Mortimer R.J.G. & Dunn A. M., 2017 - Habitat use by the endangered white-clawed crayfish *Austropotamobius* species complex: a systematic review. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 418: 4. (<https://doi.org/10.1051/kmae/2016036>)
- Scalici M., Belluscio A. & Gibertini G., 2008 - Understanding population structure and dynamics in threatened crayfish. *Journal of Zoology*, 275: 160-171. (<https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2008.00422.x>)
- Scalici M., Di Giulio A., & Gibertini G., 2010 - Biological and morphological aspects of *Branchiobdella italica* (Annelida: Clitellata) in a native crayfish population of central Italy. *Italian Journal of Zoology*, 77: 410-418. (<https://doi.org/10.1080/11250000903369563>)
- Smith G.R.T., Learner M.A., Slater F.M. & Foster J., 1996 - Habitat features important for the conservation of the native crayfish *Austropotamobius pallipes* in Britain. *Biological Conservation*, 75: 239-246. ([https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)00073-9](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00073-9))
- Souty-Grosset C., Holdich D.M., Noel P.Y., Reynolds J.D. & Haffner P., 2006 - *Atlas of crayfish in Europe*. Museum National d'Histoire Naturelle Paris ed., Paris: 187 pp.
- Trentino Living Atlas <https://tla.muse.it/>
- Vezza P., Ghia D. & Fea G. 2016 - Quantitative habitat models for the conservation of the endangered European crayfish *Austropotamobius pallipes* Complex (Astacoidea: Astacidae). In: Kawai T. & Cumberlidge N. (eds), *A global overview of the conservation of freshwater decapod crustaceans*. Springer, Cham: 339-358. (https://doi.org/10.1007/978-3-319-42527-6_12)
- Villanelli F. & Gherardi F., 1998 - Breeding in the crayfish, *Austropotamobius pallipes*: mating patterns, mate choice and intermale competition. *Freshwater Biology*, 40: 305-315. (<https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1998.00355.x>)
- Wang Q., Yang J.X., Zhou G.Q., Zhu Y.A. & Shan H., 2011 - Length-weight and chelae length-width relationships of the crayfish *Procambarus clarkii* under culture conditions, *Journal of Freshwater Ecology*, 26: 287-294. (<https://doi.org/10.1080/02705060.2011.564380>)
- World Organisation for Animal Health, 2022 - Infection with *Aphanomyces astaci* (crayfish plague). *Manual of Diagnostic Tests for Aquatic Animals 2022*: 109-126. Disponibile online: <https://www.woah.org/en/what-we-do/standards/codes-and-manuals/aquatic-manual-online-access/> accesso online 8/8/2022. [ultima visita Agosto 2022].



Nota breve / Short note

Tenuiphantes monachus (Simon, 1884) (Araneae, Linyphiidae): un raro endemismo alpino rinvenuto in Valle d'Aosta

Virginia Toscano Rivalta^{1*}, Marco Isaia¹, Elisa Giaccone², Michele Freppaz³, Mauro Gobbi⁴

¹ Dipartimento di Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi – Università degli Studi di Torino, Via Accademia Albertina 13, 10123 Torino (Italia)

² Orto Botanico di Torino – Università degli Studi di Torino, Via Mattioli 25, 10125 Torino (Italia)

³ Dipartimento di Scienze Agrarie, Forestali e Alimentari – Università degli Studi di Torino, Largo Paolo Braccini 2, 10095 Grugliasco (Torino, Italia)

⁴ Direzione del Museo, Ufficio Ricerca e collezioni museali, Ambito Clima ed Ecologia, MUSE – Museo delle Scienze, Corso del Lavoro e della Scienza 3, 38122 Trento (Italia)

* Corresponding author: Dipartimento di Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi, Università degli Studi di Torino, Via Accademia Albertina 13, 10123 Torino (Italia). Email: virginiatoscanorivalta@gmail.com

Parole chiave

- Alpi
- Ambienti periglaciali
- Endemico
- Permafrost
- Ragni
- Rock glaciers

Key words

- Alps
- Endemic
- Periglacial environments
- Permafrost
- Spiders
- Rock glaciers

Riassunto

In questa nota riportiamo la segnalazione di *Tenuiphantes monachus* (Araneae, Linyphiidae) sul *rock glacier* Colle Nord Cime Bianche 1 (Conca del Breuil, Valtournenche, Valle d'Aosta, Italia). Si tratta di una specie endemica alpina raramente segnalata in Italia e qui segnalata per la prima volta in Valle d'Aosta.

Summary

In this work we report about the finding of *Tenuiphantes monachus* (Araneae, Linyphiidae) on the rock glacier Colle Nord Cime Bianche 1 (Breuil basin, Valtournenche, Aosta Valley, Italy). It is an Alpine endemic species rarely found in Italy, and here reported for the first time in Aosta Valley.

Introduzione

Tenuiphantes monachus (Simon, 1884) è un ragno endemico alpino, di piccole dimensioni (♂ 2,2-2,6 mm; ♀ 2,5-3,1 mm), appartenente alla famiglia dei Linyphiidae. La specie presenta cefalotorace giallo-marrone, opistosoma grigio scuro e lunghe zampe (Fig. 1 e 2), con i femori del primo paio che superano la lunghezza del cefalotorace (Thaler, 1984).

Si tratta di una specie piuttosto rara (Thaler, 1984; Pantini & Isaia, 2019; World Spider Catalog, 2023) descritta nel 1884 dall'aracnologo francese Eugène Louis Simon. La descrizione venne fatta su individui di sesso maschile rinvenuti in Francia (Digne, Alpi dell'Alta Provenza), e in Svizzera nel Canton Ticino (Simon, 1884). Un'ulteriore descrizione del maschio ritrovato da Simon nella regione svizzera è fornita da Lessert (1910).

La descrizione della femmina fu possibile solamente nel 1929 grazie al ritrovamento di un esemplare in Val Bedretto, tra l'Alpe di Cavanna e il Passo Cavanna (Canton Ticino, Svizzera) (Schenkel, 1929). Nel 1952 l'areale di distribuzione della specie venne esteso anche alla regione del Vorarlberg (Austria) grazie al ritrovamento di un maschio sull'altopiano del Gottesacker (1950 m s.l.m.) (Janetschek, 1952). Thaler (1984) riporta ulteriori ritrovamenti (3 ♂ e 5 ♀) provenienti dal Schesaplana (2950 m s.l.m.; Austria) e ridefinisce la specie e la sua distribuzione.

Negli anni sono state fatte altre segnalazioni per *T. monachus*, ma molte di queste sono poi risultate errate o poco attendibili. Simon (1929) riporta la presenza della specie nei pressi della cima del Canigou (Pirenei Orientali) ma, come riportato da Thaler (1984), l'epigino non corrisponderebbe alla descrizione fatta da Schenkel.

Redazione: Valeria Lencioni e Marco Avanzini

pdf: www.muse.it/it/Editoria-Muse/Studi-Trentini-Scienze-Naturali/Pagine/STSN/STSN_103_2023.aspx



Fig. 1 – Visione dorsale dell'esemplare maschio di *Tenuiphantes monachus* rinvenuto sul rock glacier Colle Nord Cime Bianche 1. (Foto di Marco Isaia) / **Fig. 1** – Dorsal view of the male specimen of *Tenuiphantes monachus* sampled on the rock glacier Colle Nord Cime Bianche 1. (Photo: Marco Isaia)



Fig. 2 – Visione laterale dell'esemplare maschio di *T. monachus* rinvenuto sul rock glacier Colle Nord Cime Bianche 1. (Foto di Marco Isaia) / **Fig. 2** – Lateral view of the male specimen of *T. monachus* sampled on the rock glacier Colle Nord Cime Bianche 1. (Photo: Marco Isaia)

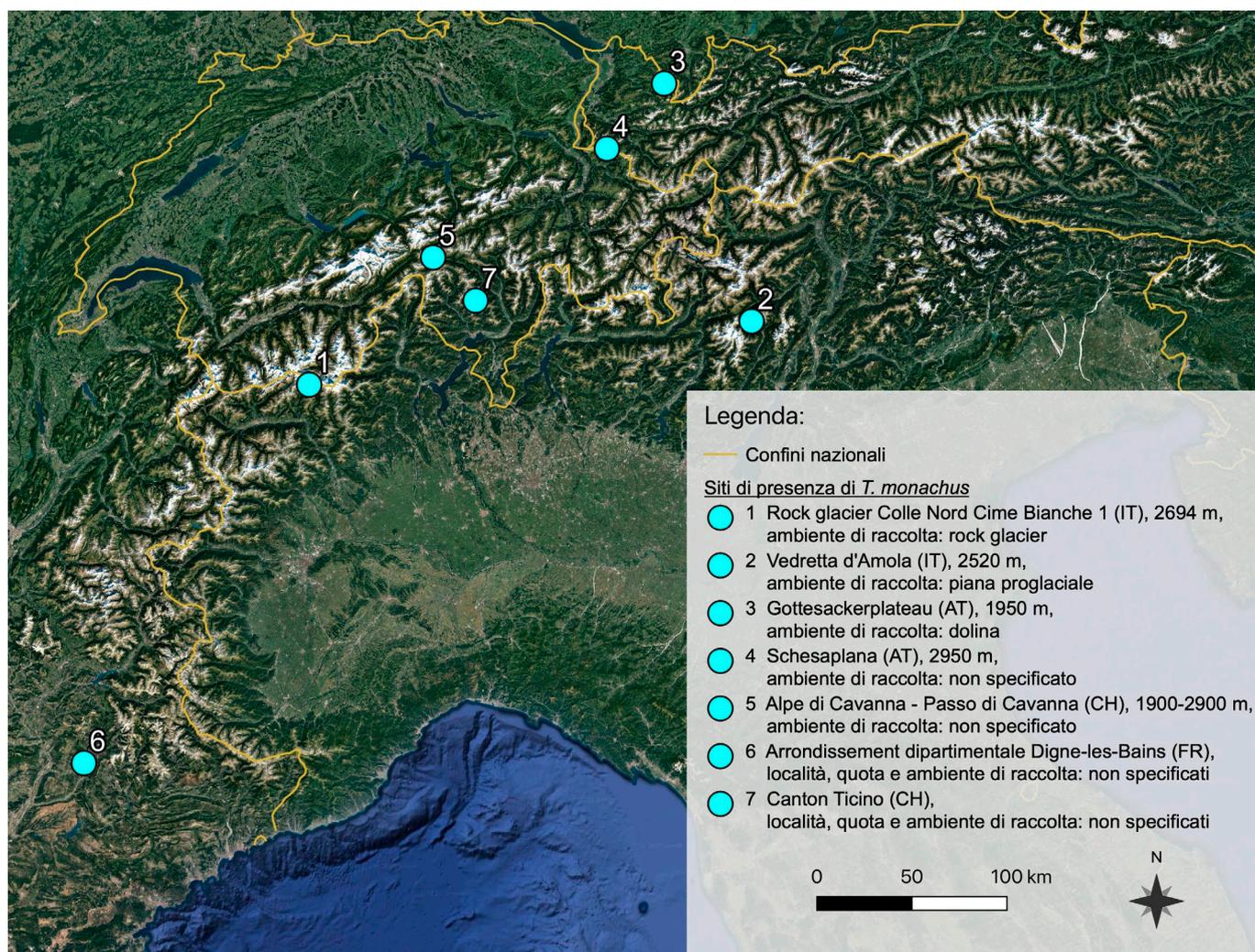


Fig. 3 – Distribuzione nota di *Tenuiphantes monachus*. Ulteriori dettagli sui rispettivi ambienti di raccolta sono forniti nel testo (vedi paragrafo "Risultati e discussione"). Fonti: 1. questo lavoro; 2. Gobbi et al., 2017; 3. Janetschek, 1952; 4. Thaler, 1984; 5. Schenkel, 1929; 6. Simon, 1884; 7. Simon, 1884. / **Fig. 3** – Current distribution of *Tenuiphantes monachus*. Further details on the sampling environments are provided in the text (see "Risultati e discussione"). Sources: 1. Present work; 2. Gobbi et al., 2017; 3. Janetschek, 1952; 4. Thaler, 1984; 5. Schenkel, 1929; 6. Simon, 1884; 7. Simon, 1884.



Fig. 4 – Rock glacier Colle Nord Cime Bianche 1, sito del ritrovamento dell'esemplare di *T. monachus*. (Foto di Virginia Toscano Rivalta). / **Fig. 4** – Rock glacier Colle Nord Cime Bianche 1, collection site of the *T. monachus* specimen. (Photo: Virginia Toscano Rivalta).

In Italia nel 1927 di Caporiacco segnala il ritrovamento di un esemplare nell'area della Carnia (di Caporiacco, 1927), tuttavia secondo van Helsdingen (1982) si tratterebbe di una citazione errata, motivo per il quale la specie è stata per lungo tempo esclusa dalla fauna italiana. Un'ulteriore segnalazione di recente classificata errata è quella fatta da Drensky nel 1921, riferita ai Monti Pirin (Bulgaria) (Naumova et al., 2021).

Ad oggi *T. monachus* è stato segnalato con certezza in Francia, Svizzera, Austria e Italia (Fig. 3); mentre, la presenza sul territorio macedone viene considerata dubbia (Pantini & Isaia, 2019; Nentwig et al., 2023; World Spider Catalog, 2023).

Data la rarità della specie risulta molto importante la recente segnalazione di Gobbi et al. (2017) che ne riportano la presenza lungo la piana proglaciale della Vedretta d'Amola (Alpi Sud-Orientali, gruppo della Presanella, Trentino-Alto Adige, Italia). Ad oggi questa risulta essere l'unica segnalazione di *T. monachus* valida in Italia (Pantini e Isaia, 2019).

Risultati e discussione

Il 30 Agosto 2022 è stato campionato, tramite trappole a caduta, un individuo maschio di *T. monachus* (Fig. 1, Fig. 2) sul *rock glacier* Colle Nord Cime Bianche 1 (Codice identificativo del *rock glacier*: 125, Conca del Breuil, Valtournenche, Valle d'Aosta; coordinate sito: 45°55'17.4"N 7°40'17.8"E) (Fig. 4). La trappola (diametro superiore 7 cm, profondità 10 cm), innescata con una soluzione satura di aceto e sale con l'aggiunta di alcune gocce di tensioattivo (Gobbi 2020), era stata attivata a metà Agosto 2022.

Il sito del ritrovamento (Fig.4), localizzato a quota 2694 m s.l.m. rientra all'interno della ZPS/ZSC IT1204220-Ambienti glaciali del gruppo del Monte Rosa (Osservatorio Regionale della Biodiver-

sità, 2022), è esposto a nord e presenta una copertura vegetale erbacea pari al 21%, con una comunità dominata da *Cherleria sedoides* L.. La restante copertura del suolo è caratterizzata da pietraia (77%), suolo nudo (0.5%) e crosta biologica del suolo (1.5%). Il substrato roccioso è costituito da calcescisti, prasiniti, anfiboliti, metabasalti, metagabbri, gabbri (Geoportale della Valle d'Aosta, 2019).

Il ritrovamento di Janetschek (1952) si riferisce ad ambienti analoghi (1950 m s.l.m.; dolina di 7 m costituita da roccia nuda, bagnata dalle acque di disgelo e coperta di muschio nella parte superiore), il che lascia ragionevolmente ipotizzare che la specie sia legata ad ambienti di alta quota moderatamente umidi. Anche Thaler (1984) evidenzia la preferenza di *T. monachus* per gli ambienti di alta quota.

Gli esemplari (1 ♂ e 1 ♀) raccolti lungo la piana proglaciale della Vedretta d'Amola da Gobbi et al. (2017) rappresentano un'ulteriore conferma della preferenza per questi ambienti (quota ritrovamento: 2520 m s.l.m.) di recente deglaciazione (tra 20 e 100 anni), umidi e con substrato dominato da detrito roccioso. In questo sito la temperatura superficiale media annua registrata a livello del suolo era di 1.7°C (5 Agosto 2011 – 5 Agosto 2012) e la comunità vegetale risultava dominata da *Poa alpina*, *Poa laxa*, *Saxifraga bryoides*, *Geum reptans* e *Luzula alpino-pilosa*.

Date le pochissime segnalazioni (Fig. 3), nonché l'esiguo numero di individui che sono stati ad oggi campionati, il ritrovamento di *T. monachus* sul *rock glacier* Colle Nord Cime Bianche 1 risulta essere di grande interesse faunistico in quanto permette da un lato di ampliare l'areale di distribuzione della specie, dall'altro di implementare le informazioni relative all'habitat in cui è possibile rinvenirla.

L'esemplare trovato è custodito nella collezione del Prof. Marco Isaia presso il Dipartimento di Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi dell'Università degli Studi di Torino.

La presente segnalazione rientra all'interno di un progetto di tesi magistrale dell'Università di Torino (Corso di Laurea in Biologia dell'Ambiente – Biodiversità Animale) del primo autore scrivente questa segnalazione (V. Toscano Rivalta), in collaborazione con il MUSE-Museo delle Scienze di Trento e relativo lo studio delle comunità di artropodi proglaciali e periglaciali della Conca del Breuil.

Ringraziamenti

Si ringrazia il Dott. Emiliano Peretti per il prezioso aiuto durante i campionamenti.

Bibliografia

- di Caporiacco L., (1927) - Secondo saggio sulla fauna aracnologica della Carnia e regioni limitrofe. Memorie della Società Entomologica Italiana, Genova 5: 70-130
- Geoportale della Valle d'Aosta - Carta dei suoli: carta del materiale parentale (2019). Version 3.31.0. Online at <https://mappe.partout.it/pub/GeoNavSCT/index.html?repertorio=arpa>, accessed on March 9, 2023.
- Gobbi M., Ballarin F., Brambilla M., Compostella C., Isaia M., Losapio G., Maffioletti C., Seppi R., Tampucci D., Caccianiga M., (2017) - Life in harsh environments: carabid and spider trait types and functional diversity on a debris-covered glacier and along its foreland. *Ecological Entomology*, 42(6): 838-848. doi: 10.1111/een.12456
- Gobbi M., (2020) - Global warning: challenges, threats and opportunities for ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in high altitude habitats. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 66(Suppl.), 5-20. <https://doi.org/10.17109/AZH.66.Suppl.5.2020>
- Janetschek H., (1952) - Beitrag zur Kenntnis der Höhlentierwelt der Nördlichen Kalkalpen. *Jb. Ver. Schutz Alpenpflanzen, -tiere* (München) 17: 69-92.

- Lessert R. de, (1910) - Catalogue des invertébrés de la Suisse. Fascicule 3, Araignées. Musée d'histoire naturelle de Genève, 635 pp.
- Naumova M., Blagoev G., Deltchev D., (2021) - Fifty spider species new to the Bulgarian fauna, with a review of some dubious species (Arachnida: Araneae). *Zootaxa* 4984: 228-257
- Nentwig W., Blick T., Bosmans R., Gloor D., Hänggi A., Kropf C., (2023) - Spiders of Europe. Version 03.2023. Online at <https://www.araneae.nmbe.ch>, accessed on March 9, 2023. <https://doi.org/10.24436/1>
- Osservatorio Regionale della Biodiversità (2022). Online at https://osservatoriobiodiversita.regione.vda.it/Osservatorio_Biodiversita/page85y.do?link=oln783y.redirect&scu189y.scroller.att368y=18&nav=page85y.9, accessed on March 9, 2023.
- Pantini P., Isaia M. (2019). Araneae.it: the online Catalog of Italian spiders with addenda on other Arachnid Orders occurring in Italy (Arachnida: Araneae, Opiliones, Palpigradi, Pseudoscorpionida, Scorpiones, Solifugae). *Fragmenta Entomologica*, 51(2): 127-152. Online at www.araneae.it, accessed on March 9, 2023.
- Schenkel E., (1929) - Beitrag zur Kenntnis der schweizerischen Spinnenfauna. IV. Teil. Spinnen von Bedretto. *Revue Suisse de Zoologie*, 36: 1-24
- Simon E., (1884) - Les Arachnides de France. Roret, Parigi, vol.5: 286-287
- Simon E., (1929) - Les Arachnides de France. Roret, Parigi, vol.6: 533-772
- Thaler K., (1984) - Weitere Lepthyphantes-Arten der mughi-Gruppe aus den Alpen (Arachnida: Aranei, Linyphiidae). *Revue Suisse de Zoologie*, 91: 913-924
- van Helsdingen P. J., (1982) - Quelques remarques sur les Linyphiidae mentionnés par Di Caporiacco. *Revue Arachnologique* 3(4): 155-180
- World Spider Catalog (2023). World Spider Catalog. Version 24. Natural History Museum Bern, online at <http://wsc.nmbe.ch>, accessed on March 9, 2023. doi: 10.24436/2



Nota breve / Short note

Segnalazione di *Leiopedina samusi* Pavay, 1871 nell'Eocene superiore (Priaboniano) della Valsugana (Italia nordorientale)

Sergio Boschele^{1*}, Antonio De Angeli², Massimo Bernardi³, Marco Avanzini³

¹ Via per Telve 70/3, 38051, Borgo Valsugana, Trento, Italia.

² Museo Civico "G. Zannato", Piazza Marconi, 17, 36075, Montebelluna, Treviso, Italia.

³ MUSE – Museo delle Scienze, Trento, Corso del Lavoro e della Scienza 3, 38123 Trento, Italia.

* Autore corrispondente: e-mail: boschelesergio@gmail.com

Parole chiave

- Valsugana (Trento, Italia nordorientale)
- Eocene superiore (Priaboniano)
- Invertebrati marini

Riassunto

In questa nota si descrive il rinvenimento negli affioramenti databili al Priaboniano (Eocene superiore) di Colle San Pietro (Monte Ciolino, Valsugana, Trentino Alto Adige) di un raro esemplare di *Leiopedina samusi* Pavay, 1871 (Echinodermata: Echinoidea: Pedinoidea). La scoperta conferma la presenza di questa specie, precedentemente segnalata negli anni '30 del secolo scorso, nella ricca fauna ad echinidi del cenozoico della Valsugana.

Key words

- Valsugana (Trento, NE Italy)
- Late Eocene (Priabonian)
- Marine invertebrates

Summary

This note describes the discovery of a rare specimen of *Leiopedina samusi* Pavay, 1871 (Echinodermata: Echinoidea: Pedinoidea) in the Priabonian (Upper Eocene) outcrops of Colle San Pietro (Monte Ciolino, Valsugana, Trentino Alto Adige). The discovery confirms the presence of this species, previously reported in the 1930s, in the rich echinoid fauna of the Cenozoic of Valsugana.

Premessa

Il ritrovamento negli affioramenti priaboniani della Valsugana di un esemplare ben conservato di *Leiopedina samusi*, echinide regolare piuttosto raro nelle formazioni eoceniche del trivento, integra il lavoro "Fossili cenozoici della Valsugana. Catalogo della "Collezione Boschele", Parte I-VII (2011-2021), e conferma la presenza di questa specie, precedentemente segnalata in Airaghi (1932) nella ricca lista di echinidi cenozoici rinvenuti in Valsugana.

logicamente e morfologicamente profondamente distinte. A nord si estendono la catena del Lagorai e il massiccio di Cima d'Asta, caratterizzati da rocce metamorfiche e magmatiche, intrusive ed effusive, che danno origine le prime a rilievi dolci, le altre a frastagliate pareti. A sud domina invece la presenza di sedimenti marini che formano le imponenti pareti dolomitiche dell'Ortigara e della Cima Dodici.

La successione cenozoica della Valsugana è stata studiata nella sua componente paleontologica da numerosi autori a partire dalla seconda metà dell'Ottocento (si veda Boschele et al., 2011 con bibliografia).

Inquadramento geografico e studi precedenti

Il fossile di *Leiopedina samusi* qui studiato proviene dagli affioramenti cenozoici situati nella parte centrale della Valsugana, nel Trentino sud-orientale (Foglio 22, Feltre, tav. III SO). In questo tratto la Valsugana costituisce l'elemento di separazione tra due aree lito-

Gli affioramenti cenozoici della Valsugana

Nel Cenozoico, il settore della Valsugana costituiva il margine settentrionale del "Lessini Shelf" (*sensu* Bosellini 1989) collegato, verso nord, ad un vasto territorio emerso. A nord della Linea della Valsugana è documentata infatti, fin dalla fine del Cretacico su-

Redazione: Valeria Lencioni e Marco Avanzini

pdf: www.muse.it/it/Editoria-Muse/Studi-Trentini-Scienze-Naturali/Pagine/STSN/STSN_103_2023.aspx

periore, l'esistenza di una vasta area emersa, la cui linea di costa ha influenzato la sedimentazione nel settore della medio-bassa Valsugana per tutta l'Era Cenozoica (Bosellini 1989; Luciani 1989; Luciani & Trevisani 1992). Nell'area in esame, tra le due importanti linee strutturali della Valsugana e della Val di Sella, sono preservati numerosi lembi sedimentari di età compresa tra Priaboniano e Messiniano che permettono di ricostruire una discreta parte della successione cenozoica locale.

Stratigrafia delle successioni studiate

Tra Borgo e Telve si eleva il Colle San Pietro o Ciolino (m. 859), un piccolo rilievo formato in parte da depositi cenozoici che costituisce la continuazione verso nord-est della dorsale del Monte Armentera (m. 1500), una breve e poco rilevata catena interposta fra i rilievi della Cima Dodici-Ortigara e il Lagorai, originatasi in seguito all'azione della Linea della Valsugana. Sulle pendici meridionali sono

evidenti le sezioni naturali delle bancate calcaree inclinate di circa 50- 60° a sud-est, che formano alcuni costoni paralleli più o meno lunghi e rilevati. I costoni sono alternati ad ampie aree prative dal profilo dolce, che nascondono i livelli arenaceo-marnosi più erodibili.

Tra i sedimenti cretacici e i primi livelli cenozoici affioranti si sviluppa un'ampia area pianeggiante che nasconde i sedimenti che Venzo (1940) definì "facies marnosa bartoniana". Seguono calcareniti arenacee, in parte nodulari, ricche di nummuliti che formano il primo, lungo e rilevato costone roccioso che emerge dai sedimenti alluvionali quaternari in località Valli (m. 400 circa) e sale verso la località Fratte di Telve di Sopra (m. 600 circa).

Dai livelli più arenacei (Ci-1/2) affioranti alla base della successione nei pressi della frazione Fratte proviene una ricca serie di fossili comprendente molluschi, coralli, echinidi e crostacei. L'esemplare di *Leiopedina samusi* proviene dalla parte più alta di questi sedimenti (Ci-2) dove si rinvennero frequentemente anche altri generi di echinidi regolari e irregolari.



Fig. 1 – Il versante sud del Colle San Pietro (Ciolino) con gli affioramenti paleogenici qui discussi / **Fig. 1** – The southern slope of Colle San Pietro (Ciolino) with the Palaeogene outcrops here discussed

PHYLUM ECHINODERMATA BRUGUIÈRE, 1791
CLASSE ECHINOIDEA LESKE, 1778
ORDINE PEDINOIDA MORTENSEN, 1939
FAMIGLIA PEDINIDAE POMEL, 1883

GENERE *Leiopedina* COTTEAU, 1866
SPECIE TIPO: *Codechinus tallevignesi* COTTEAU, 1856

Leiopedina samusi PAVAY, 1871
(figg. 3a-d)

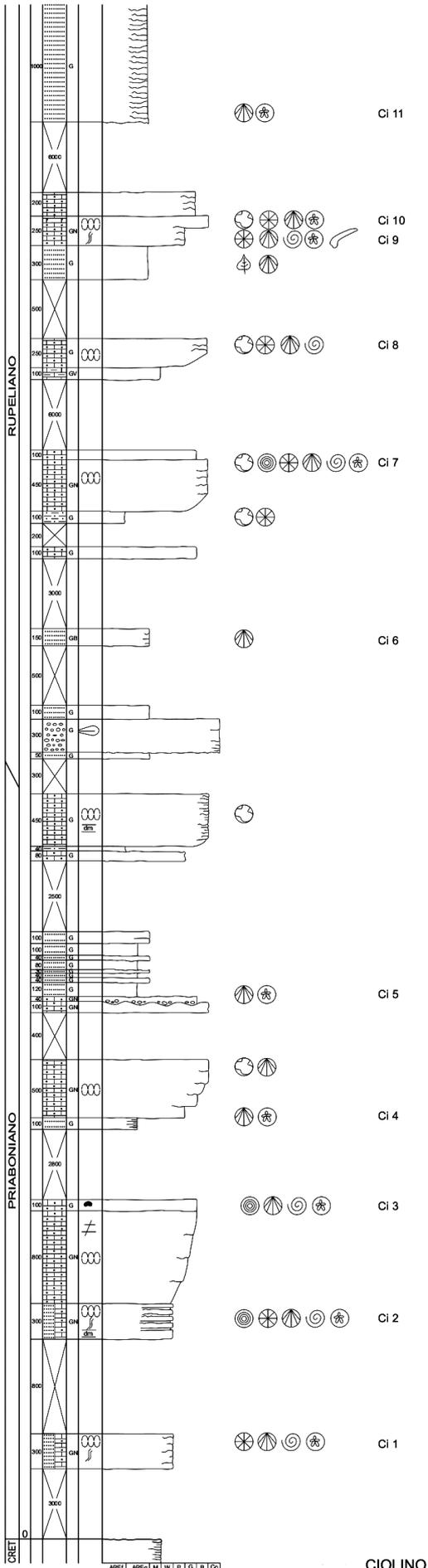
1880 *Leiopedina Samusi*, BITTNER, pag. 73.
1885 *Leiopedina Samusi*, KOCH, pag. 61, tav. V, fig. 11.
1901 *Leiopedina Samusi*, OPPENHEIM, pag. 89.
1902 *Leiopedina Samusi*, OPPENHEIM, pag. 184.
1905 *Leiopedina Samusi*, FABIANI, pag. 1829.
1908 *Leiopedina Samusi*, FABIANI, pag. 78, tav. I, fig. 17.
1932 *Leiopedina Samusi*, AIRAGHI, pag. 5.
1962 *Leiopedina samusi*, PICCOLI & MOCELLIN, pag. 67, tav. 2, fig. 12.

MATERIALE: Un esemplare ben conservato, in parte coperto da matrice.

PROVENIENZA: Loc. Fratte, Colle San Pietro (Monte Ciolino, Trento), livello Ci-2.

DESCRIZIONE: Teca subglobulare allungata, di grandi dimensioni, con diametro leggermente decrescente verso l'alto. L'altezza è maggiore del diametro (h = 9,8 cm, d. max = 8,5 cm). Le aree ambulacrali sono superficiali verso l'alto e debolmente rilevate in basso. Il contorno appare da subcircolare verso l'area aborale a debolmente subpentagonale verso quella orale. Le piastre interambulacrali sono ornate da uno a tre grossi tubercoli disposti in serie oblique. Le zone porifere sono dritte, composte da tre coppie di pori uguali e rotondi disposte obliquamente. Il periprocto, piccolo e circolare, è situato al centro della faccia aborale. Il peristoma è grande e occupa il centro della faccia orale. *L. samusi* differisce da *L. tallevignesi* (Cotteau, 1856) che possiede un solo grosso tubercolo per ogni piastra e aree ambulacrali più rilevate.

LEGENDA



- ALGHE CALCAREE
- RESTI VEGETALI
- NUMMULITI
- CORALLI
- BIVALVI
- GASTEROPODI
- ECHINIDI
- RESTI VERTEBRATI (RETTILI-MAMMIFERI)

- MARNE
- SILTITI MARNOSE
- ARENARIE
- CALCARI MARNOSI
- CALCARENITI
- CONGLOMERATI

- strati massicci
- strati metrici
- strati decimetrici
- bioturbazioni
- noduli ferrosi
- strutture nodulari
- impronte di corrente
- G** grigio
- N** nociola
- V** verde
- A** azzurro
- GG** grigio-giallo
- B** bianco

Fig. 2 – Sezione stratigrafica della località Colle San Pietro (Monte Ciolino), versante sud / **Fig. 2** – Section of Colle San Pietro (Monte Ciolino), southern side

Checklist degli echinidi cenozoici della Valsugana

Sulla base di quanto riportato in Boschele et al. (2011, 2016a, 2016b, 2017, 2018, 2019, 2021) e aggiornato con la presente segnalazione si fornisce di seguito l'elenco completo delle specie di echinidi segnalati nelle formazioni cenozoiche della Valsugana:

PHYLUM Echinodermata BRUGUIÈRE, 1791
CLASSE Echinoidea LESKE, 1778
ORDINE Arbacioida GREGORY, 1900
FAMIGLIA Arbaciidae GRAY, 1855

GENERE *Coelopleurus* AGASSIZ, 1840
Coelopleurus coronalis (LESKE, 1778)



a)



b)



c)



d)

Fig. 3 – *Leiopedina samusi* Pavay, 1871. a) Particolare placche interambulacrali e zone porifere; b) veduta aborale; c) veduta laterale 1; d) veduta laterale 2 / **Fig. 3** – *Leiopedina samusi* Pavay, 1871. a) Detail of the interambulacral plates and poriferous zones; b) aboral view; c) lateral view 1; (d) lateral view 2

ORDINE Camarodonta JACKSON, 1912
FAMIGLIA Parechinidae MORTENSEN 1903

GENERE *Psammechinus* AGASSIZ, in AGASSIZ & DESOR, 1846
Psammechinus biarrizensis COTTEAU, 1863
Psammechinus dubius (AGASSIZ, 1840)

GENERE *Porosoma* COTTEAU, 1856
Porosoma cribrum (AGASSIZ, in AGASSIZ & DESOR, 1846)

ORDINE Pedinoida MORTENSEN, 1939
FAMIGLIA Pedinidae POMEL, 1883

GENERE *Leiopedina* COTTEAU, 1866
Leiopedina samusi PAVAY, 1871

ORDINE Clypeasteroidea AGASSIZ, 1835
FAMIGLIA Echinocyamidae LAMBERT & THIERY, 1914

GENERE *Echinocyamus* van PHELSUM, 1774
Echinocyamus pyriformis AGASSIZ, 1840

FAMIGLIA Laganidae AGASSIZ, 1873

GENERE *Laganum* LINK, 1807
Laganum fragile DAMES, 1878
GENERE *Sismondia* DESOR, 1857
Sismondia rosacea (LESKE, 1778)

FAMIGLIA Scutellidae GRAY, 1825

GENERE *Parmulechinus* LAMBERT, 1910
Parmulechinus pseudosubrotundaeformis (VENZO, 1933)
Parmulechinus scurellensis (VENZO, 1933)
Parmulechinus tenerus (LAUBE, 1868)

FAMIGLIA Clypeastridae AGASSIZ, 1835

GENERE *Clypeaster* LAMARCK, 1801
Clypeaster michelini LAUBE, 1868
Clypeaster cf. *paronai* AIRAGHI, 1899

ORDINE Cassiduloida AGASSIZ & DESOR, 1847
FAMIGLIA Pliolampadidae KIER, 1962

GENERE *Gitolampas* GAUTHIER, 1889
Gitolampas cf. *bathypygus* (BITTNER, 1880)
Gitolampas scutella LAMARCK, 1816

FAMIGLIA Echinolampadidae GRAY, 1851

GENERE *Echinolampas* GRAY, 1825
Echinolampas (Clypeolampas) alienus BITTNER, 1880
Echinolampas bathystoma OPPENHEIM, 1902
Echinolampas cf. *beaumonti* DESOR, 1857
Echinolampas blainvillei AGASSIZ 1870
Echinolampas cassinellensis DE LORIO, 1899
Echinolampas cherichirensis GAUTHIER in FORTEAU, 1899
Echinolampas escheri AGASSIZ, 1839
Echinolampas globulus, LAUBE 1868
Echinolampas hydrocephalus OPPENHEIM, 1901
Echinolampas scurellensis OPPENHEIM, 1902
Echinolampas silensis DESOR in DE LORIO, 1875
Echinolampas subaffinis, OPPENHEIM 1901
Echinolampas subsimilis D'ARCHIAC, 1846
Echinolampas vilanovae, COTTEAU 1890
GENERE *Politolampas* LAMBERT, 1918
Politolampas politus (LAMARCK, 1816)

ORDINE Spatangoida AGASSIZ, 1840
FAMIGLIA Echinocardiidae WYTHE COOKE, 1942

GENERE *Echinocardium* GRAY, 1825
Echinocardium scurellensis (LAMBERT in LAMBERT & THIERY, 1924)

FAMIGLIA Brissopsidae LAMBERT, 1905

GENERE *Brissopsis* AGASSIZ, 1847
Brissopsis lorioli (BITTNER, 1880)
Brissopsis dainellii STEFANINI, 1915

FAMIGLIA Loveniidae LAMBERT, 1905

GENERE *Vasconaster* LAMBERT, 1915
Vasconaster sulcatus (HAIME in D'ARCHIAC & HAIME, 1853)

FAMIGLIA Schizasteridae LAMBERT, 1905

GENERE *Schizaster* AGASSIZ, 1836
Schizaster vicinalis AGASSIZ & DESOR, 1847
Schizaster ambulacrum DESHAYES, 1831
Schizaster braidensis BOTTO MICCA, 1896
Schizaster globulus DAMES, 1878
Schizaster lucidus LAUBE, 1868
Schizaster parkinsoni (DEFRANCE, 1827)
Schizaster cf. *rana* MAZZETTI, 1894
Schizaster scillae (DESMOULINS, 1837)
Schizaster studei AGASSIZ, 1836
Schizaster cf. *verticalis* D'ARCHIAC, 1846
GENERE *Ova* GRAY, 1825
Ova karrerri (LAUBE, 1869)
GENERE *Periaster* D'ORBIGNY, 1854
Periaster biarrizensis COTTEAU, 1863

FAMIGLIA Pericosmidae LAMBERT, 1905

GENERE *Pericosmus* AGASSIZ in AGASSIZ & DESOR, 1847
Pericosmus monteivalensis (SCHAUROTH, 1865)

FAMIGLIA Spatangidae GRAY 1825

GENERE *Eupatagus* AGASSIZ, in AGASSIZ & DESOR, 1847
Eupatagus ornatus (DEFRANCE in BRONGNIART, 1822)
Eupatagus bicarinatus MAZZETTI

Bibliografia

- Airaghi C., 1932 - Echinidi terziari del Trentino. *St. Trent. Sci. Nat.*, 14/1: 3-18.
- Bittner A., 1880 - Beiträge zur Kenntniss altterärer Echiniden der Südalpen. *Beitr. Paleont. Ost.-Ung.* Vol. 1, 43-110 pp., 8 tavv. Wien.
- Bosellini A., 1989 - Dynamics of Thetyan Carbonate Platforms. In: Crevello P. et al. (ed.), *Controls Platform and Basin Development*, S.E.P.M. Spec. Publ. Vol. 44, pp. 3-13. Tulsa.
- Boschele S., Gatto R., Bernardi M. & Avanzini M., 2011 - Fossili cenozoici della Valsugana. Catalogo della collezione Boschele, parte I. *Studi Trentini di Scienze naturali*, 88: 219-309.
- Boschele S., Gatto R., Bernardi M. M., Bosellini Avanzini M. 2016a - Fossili cenozoici della Valsugana. Catalogo della "Collezione Boschele", parte II. *Studi Trentini di Scienze Naturali*, 95: 53-102.

- Boschele S., Gatto R., Bernardi M., Tattesi B., Bosellini F., Avanzini M. 2016b - Fossili cenozoici della Valsugana. Catalogo della "Collezione Boschele", parte III. *Studi Trentini di Scienze Naturali* 95: 103-146
- Boschele S., Gatto R., Bernardi M., Avanzini M. 2017 - Fossili cenozoici della Valsugana. Catalogo della "Collezione Boschele", parte IV. *Studi Trentini di Scienze Naturali* 96: 71-131.
- Boschele S., Gatto R., Bernardi M., Avanzini M. 2018 - Fossili cenozoici della Valsugana. Catalogo della "Collezione Boschele", parte V. *Studi Trentini di Scienze Naturali* 97: 41-77.
- Boschele S., Dominici S., Bernardi M., Avanzini M. 2019 - Fossili cenozoici della Valsugana. Catalogo della "Collezione Boschele", parte VI. *Studi Trentini di Scienze Naturali* 98: 5-43.
- Boschele S., Dominici S., Bernardi M., Avanzini M. 2021 - Fossili cenozoici della Valsugana. Catalogo della "Collezione Boschele", parte VII. *Studi Trentini di Scienze Naturali* 101: 5-52.
- Fabiani R., 1905 - Studio geopaleontologico dei Colli Berici. *Atti del reale Istituto Veneto di Scienze, Lettere ed Arti*. Tomo LXIV, parte seconda, 43 pag.
- Fabiani R., 1908 - Paleontologia dei Colli Berici. *Memorie della Società italiana delle Scienze*, s. 3, 15: 44-243.
- Luciani V., 1989 - Stratigrafia sequenziale del Terziario della catena del Monte Baldo (Province di Verona e Trento). *Mem. Scienze Geol.* Vol. 41: 264-351.
- Luciani V. & Trevisani E., 1992 - Evoluzione paleogeografica del Paleogene della Valsugana. *Ann. Univ. Ferrara*, vol. 3: 83-88.
- Koch A., 1884-1887 - Die Alttertiären Echiniden Siebenbürgens. - *Mitteilungen aus dem Jahrbuch der königlichen ungarischen geologischen Anstalt*, 7: 45-132.
- Oppenheim P., 1901 - Die Priabonaschichten und ihre Fauna im Zusammenhang mit gleichaltrigen und analogen Ablagerungen. *Palaeontographica*, 47: 1-348.
- Oppenheim P., 1902 - Revision der tertiären Echiniden Venetiens und Trentino. *Zeitschrift der deutschen geologischen Gesellschaft*, 54: 159-283.
- Piccoli G. & Mocellin L.G., 1962 - Studi sulla macrofauna priaboniana di Priabona (Prealpi Venete). *Memorie degli Istituti di Geologia e Mineralogia dell'Università di Padova*, 23: 1-120.
- Venzo S., 1940 - Studio geotettonico del Trentino meridionale-orientale tra Borgo Valsugana e M. Coppolo. *Mem. Ist. Geol. Univ. Padova*, vol. 14: 5-56.

Sitografia

- <https://www.nhm.ac.uk/our-science/data/echinoid-directory/taxa/taxon.jsp?id=1003> accessed 31/7/2023
- <https://www.nhm.ac.uk/our-science/data/echinoid-directory/taxa/taxon.jsp?id=1490> accessed 31/7/2023
- <http://www.echinologia.com/galleries/pedinidae/index.html> accessed 31/7/2023



Nota breve / Short note

Prime segnalazioni di *Hierodula tenuidentata* (Saussure, 1869) (Mantodea: Mantodea) per il Trentino-Alto Adige/Südtirol ed espansione del genere *Hierodula* Burmeister, 1838 nell'area alpina

Ivan Petri e Karol Tabarelli de Fatis*

MUSE - Museo delle Scienze, Corso del Lavoro e della Scienza 3, 38122 Trento, Italia

*Autore per la corrispondenza: karol.tabarelli@muse.it

Parole chiave

- Checklist
- Citizen science
- Hierodula
- Mantodea
- Nuove segnalazioni
- Specie aliene

Key words

- Checklist
- Citizen science
- Hierodula
- Mantodea
- New records
- Alien species

Riassunto

In questa breve nota documentiamo le prime prove di presenza della Mantide gigante asiatica, *Hierodula tenuidentata* Saussure, 1869 (Insecta Mantodea), per il Trentino-Alto Adige/Südtirol (Italia). Le osservazioni sono particolarmente rilevanti in quanto ridefiniscono l'areale noto per questa specie, di recente diffusione in Nord Italia.

Summary

In this short note, we present the first documented records of the Asian alien mantis *Hierodula tenuidentata* Saussure, 1869 (Insecta Mantodea) in Trentino-Alto Adige/Südtirol (Italy). These observations are of particular relevance as they redefine the previously known range of this species, which has recently expanded to Northern Italy.

Introduzione

La mantide gigante asiatica, *Hierodula tenuidentata* Saussure, 1869, è una specie di mantide di grandi dimensioni (la lunghezza del corpo, dalla testa fino all'estremità dell'ultimo segmento addominale, nei maschi è compresa tra i 5 e i 7 cm, nelle femmine tra i 6 e gli 8 cm) con distribuzione cosmopolita dall'India al bacino del Mediterraneo (Battiston et al., 2019). *H. tenuidentata* è stata segnalata per la prima volta in Italia nel 2018 nelle province di Cremona e Mantova (Battiston et al., 2018), ed è considerata una specie aliena. Successivamente si è diffusa nella Valle del Po (Battiston et al., 2019), espandendo l'areale fino in Veneto, punto d'incontro tra le popolazioni della Pianura Padana e le popolazioni balcaniche in espansione verso ovest (Di Pietro & Battiston, 2022). Le nuove segnalazioni dal Trentino/Alto Adige ridefiniscono

l'areale conosciuto verso nord. Le relativamente rigide temperature invernali (a Trento a gennaio -6 °C minima, 2,3 °C massima, -1,9 media; a Bolzano a gennaio -7,1 °C minima, 2,3 °C massima, -2,5 °C media / dati ECMW rielaborati da <https://it.climate-data.org>, periodo 1991-2021) potrebbero non essere un fattore limitante per *H. tenuidentata*, dato che è dimostrato che questa specie con temperature comprese tra gli 0°C e i -5°C riesce a mantenersi vitale da adulta (Di Pietro & Battiston, 2022); fattore che potrebbe avvantaggiare l'espansione della specie nei fondivalle alpini.

Precedentemente la diversità di Mantodea in Trentino-Alto Adige/Südtirol era limitata a due specie, con segnalazioni registrate di *Mantis religiosa* Linnaeus, 1758 (specie nativa) e *Ameles spallanzania* (Rossi, 1792) (Ballini & Wilhelm, 2014; Tabarelli de Fatis & Debiasi, 2019). Con la nuova segnalazione di *H. tenuidentata*, le specie di Mantodei per la regione passano quindi a tre.

Redazione: Valeria Lencioni e Marco Avanzini

pdf: www.muse.it/it/Editoria-Muse/Studi-Trentini-Scienze-Naturali/Pagine/STSN/STSN_103_2023.aspx

Risultati e discussione

Le segnalazioni riportate in questa nota breve sono state archiviate sulla piattaforma di citizen science iNaturalist (<https://www.inaturalist.org/>). In accordo con la più recente bibliografia, in questa nota breve, *Hierodula transcaucasica* Brunner von Wattenwyl 1878, viene considerata in sinonimia con *Hierodula tenuidentata* come suggerito in Ehrmann, 2011; Ehrmann & Borer, 2015; Schwarz et al., 2018; Battiston et al. 2018.

Di seguito vengono riportati i rinvenimenti che costituiscono le prime segnalazioni di *Hierodula tenuidentata* per la regione Trentino-Alto Adige/Südtirol.

Hierodula tenuidentata, ♂ adulto, frazione Cirè-Fratte, Pergine Valsugana (TN), Lat. 46.079502 Lon. 11.206993, quota 428 m slm; 31.VIII.2022; leg. Paolo Dorigoni, det. Ivan Petri. (Fig. 1, 2)

Hierodula tenuidentata, juvenile, Viale Druso, Bolzano, Lat. 46.495015 Lon.11.327296, quota 262 m slm; 13.VII.2023; det. Ivan Petri/Karol Tabarelli de Fatis. (Fig. 3)

Il primo esemplare è stato rinvenuto presso la località Cirè-Fratte (frazione di Pergine Valsugana, TN, Fig. 4 punto 1), nel giardino della residenza privata dell'osservatore. Nell'area sono presenti piccole abitazioni con giardini, adiacenti a campi agricoli.

L'esemplare in questione è stato catturato con lo scopo di contenere la diffusione della specie aliena e di effettuarne l'analisi morfologica. L'esemplare, maschio, è stato tenuto sotto osservazione in un terrario al fine di verificare l'esatta identificazione della specie. In data 08.X.2022 l'esemplare è deceduto e sono state eseguite delle fotografie alla spinulazione delle coxe (Fig. 2). L'esemplare è conservato entro le collezioni entomologiche del MUSE - Museo delle Scienze di Trento con numero di inventario MUSE-INV-c017 000956.

Il secondo esemplare è stato osservato a Bolzano in Viale

Druso (Fig. 3, Fig. 4 punto 2). L'esemplare è stato rinvenuto in contesto antropico, sul balcone al quarto piano di un condominio; non è stato campionato. Nella fotografia è visibile la spinulazione delle coxe che, seppur non ancora completamente formata, è compatibile con *H. tenuidentata*.

A corollario di quanto sopra elenchiamo anche ulteriori osservazioni per la regione che non permettono il riconoscimento a livello specifico sulla base delle sole immagini in nostro possesso, ma che sono attribuibili al genere *Hierodula*:

Hierodula sp., ♀ adulta, Doss Trento, Trento, TN, Lat. 46.073263 Lon. 11.113019, quota 305 m slm; 29.VIII.2022; det. Karol Tabarelli de Fatis. Fig. 5

Hierodula sp., juvenile, Lutago, Valle Aurina, BZ, Lat. 46.952709 Lon. 11.921314, quota 970 m slm; 29.X.2022; det. Karol Tabarelli de Fatis

Il primo esemplare è stato osservato nella città di Trento (Doss Trento, Fig. 4 punto 3). L'esemplare è stato catturato per essere fotografato, venendo poi successivamente rilasciato nello stesso punto di rinvenimento. Non potendo analizzare la spinulazione delle coxe per una corretta identificazione, indichiamo questo esemplare come *Hierodula* sp., in quanto non possiamo escludere *H. patellifera* (Serville, 1839) (Battiston et al., 2019).

Il secondo esemplare è stato osservato a Lutago, in Valle Aurina (BZ, Fig. 4 punto 4). L'esemplare in fotografia permette il riconoscimento del genere *Hierodula* sp., ma non è possibile una identificazione specifica dato che non sono visibili le coxe. Abbiamo ritenuto opportuno segnalare la presenza di questo genere in Valle Aurina in quanto rappresenta la segnalazione più settentrionale per l'Italia, permettendo di ipotizzare che questa specie si stia diffondendo nei fondivalle alpini con rapidità. Riteniamo opportuno citare la presenza in località ancor più settentrionali da quelle riportate nella seguente nota breve, a testimo-



Fig. 1 – *Hierodula tenuidentata*, ♂ adulto, Cirè-Fratte (frazione di Pergine Valsugana, TN). (Foto di Paolo Dorigoni) / **Fig. 1** – *Hierodula tenuidentata*, adult ♂, Cirè-fratte (fraction of Pergine Valsugana, Trentino, Italy). (Photo: Paolo Dorigoni)



Fig. 2 – *Hierodula tenuidentata*, ♂ adulto, Cirè-Fratte (frazione di Pergine Valsugana, TN). (MUSE-INV-c017 000956, Foto di Ivan Petri) / **Fig. 2** – *Hierodula tenuidentata*, adult ♂, Cirè-fratte (fraction of Pergine Valsugana, Trentino, Italy). (MUSE-INV-c017 000956, Photo: Ivan Petri)

nianza della continua espansione verso nord di questa specie aliena. In riferimento a ciò, riportiamo tre segnalazioni archiviate nella piattaforma di citizen science iNaturalist (<https://www.inaturalist.org/>) di cui due segnalazioni per l'Austria con codice 64810630 e 139304923, e una segnalazione per la Germania con codice 141825065.

Su iNaturalist si trovano osservazioni di entrambe le specie, *H. tenuidentata* e *H. transcucasica*; non essendo considerate in sinonimia, potrebbero generarsi dei problemi legati all'identificazione delle segnalazioni degli utenti. Le segnalazioni riportate in questa nota breve sono state tutte archiviate sul sito iNaturalist.org. Ulteriori osservazioni degli utenti potrebbero definire con più precisione l'areale della mantide nel Trentino-Alto Adige/Südtirol, riportando la presenza in altre località della valle dell'Adige e dei fondivalle alpini.

Fig. 3 – *Hierodula tenuidentata*, juvenile, Viale Druso (Bolzano, BZ). (Foto di Luigi Mariotti) / **Fig. 3** – *Hierodula tenuidentata*, juvenile, Viale Druso (Bozen, Alto Adige/Südtirol, Italy). (Photo: Luigi Mariotti)

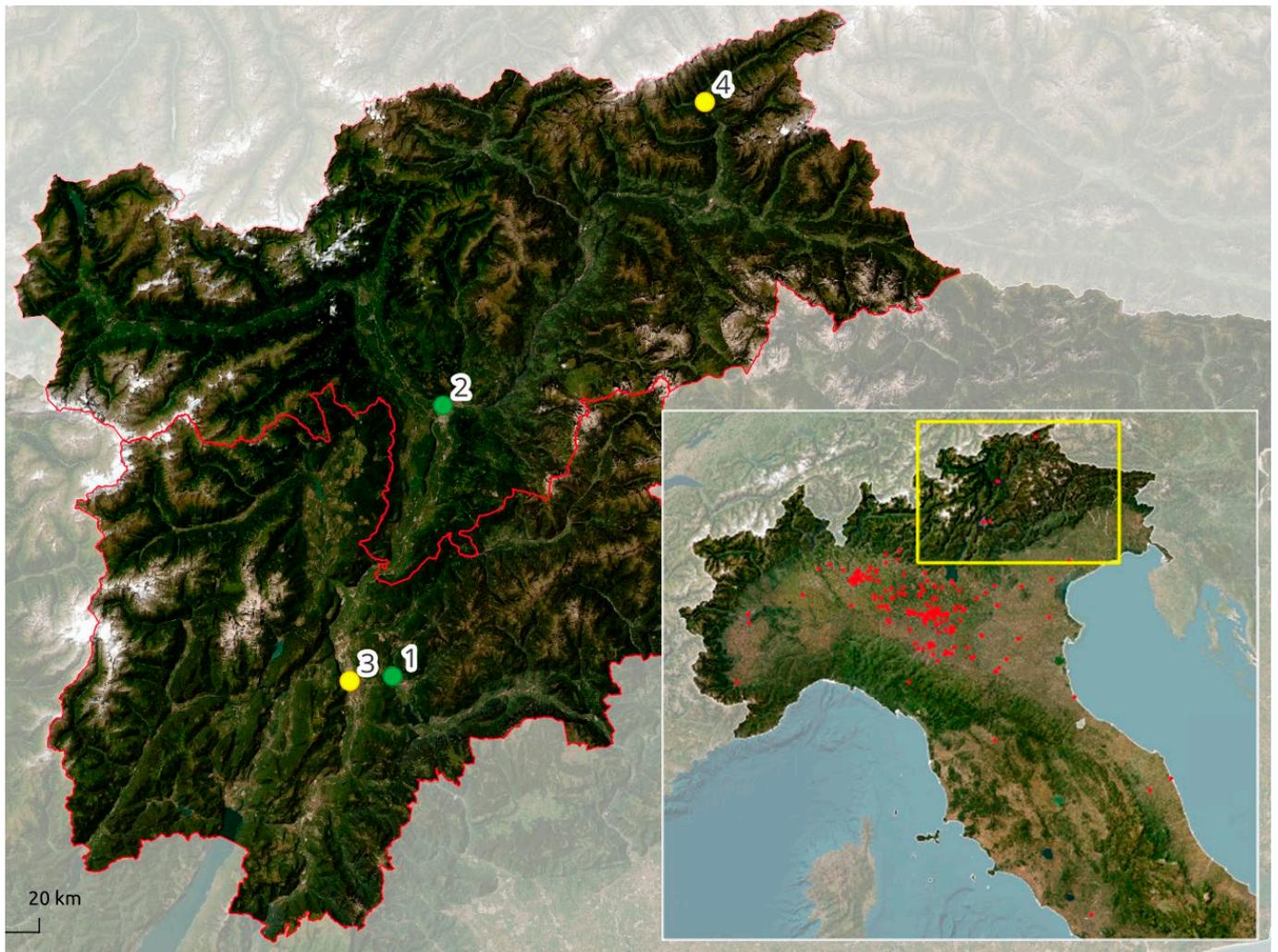


Fig. 4 – Mappa delle segnalazioni di *Hierodula tenuidentata* (punti verdi) e *Hierodula* sp. (punti gialli) in Trentino-Alto Adige/Südtirol. In grigio i confini dei capoluoghi di provincia: Trento a Sud, Bolzano a Nord. Nella minimappa in basso a destra sono segnate in rosso le precedenti osservazioni per *Hierodula* in Italia presenti sulla piattaforma di citizen science iNaturalist (<https://www.inaturalist.org/>). Punto 1: Cirè-Fratte (frazione di Pergine Valsugana, TN). Punto 2: Viale Druso (Bolzano, BZ). Punto 3: Doss Trento (Trento, TN). Punto 4: Lutago (Valle Aurina, BZ) / **Fig. 4** – Map of the records of *Hierodula tenuidentata* (green points) and *Hierodula* sp. (yellow points) in Trentino-Alto Adige/Südtirol. Grey-shaded are boundaries of province's chief towns: Trento to the South, Bolzano to the North. In the bottom right minimap, previous observations for *Hierodula* in Italy on the citizen science platform iNaturalist (<https://www.inaturalist.org/>) are marked in red. Point 1: Cirè-Fratte (fraction of Pergine Valsugana, Trentino). Point 2: Viale Druso (Bozen, Alto Adige/Südtirol). Point 3: Doss Trento (Trento, Trentino). Point 4: Lutago (Ahrntal Valley, Bozen, Alto Adige/Südtirol).



Fig. 5 – *Hierodula* sp., ♀ adulta, Doss Trento, (Trento, TN). (Foto di Anna Wojtak) / **Fig. 5** – *Hierodula* cfr. *tenuidentata*, adult ♀, Doss Trento, (Trento, Trentino, Italy). (Photo: Anna Wojtak)

Ringraziamenti

Roberto Battiston per la rilettura critica del testo; Aaron lemma per la realizzazione delle mappe distributive; il giovane e curioso Artem Shost che ha rinvenuto la mantide del Doss Trento; Anna Wojtak, Paolo Dorigoni e Luigi Mariotti che hanno ritenuto i rinvenimenti (Doss Trento, Cirè-Fratte, Bolzano) meritevoli di essere segnalati al MUSE - Museo delle Scienze; l'utente "vorarlberger" per aver inserito la sua osservazione (Lutago) sulla piattaforma iNaturalist.

Bibliografia

- Ballini S., Wilhelm T. 2014 - *Ameles spallanzania* (Rossi, 1792) (Insecta, Mantidae, Amelinae): neu für die Region Trentino-Südtirol. *Gredleriana*, 14: 271-274
- Battiston R., Leandri F., Di Pietro W. & Andria S. 2018 - The Giant Asian Mantis, *Hierodula tenuidentata*, spreads in Italy: a new invasive alien species for the European fauna?, *Biodiversity Journal*, 9(4): 399-404. DOI: 10.31396/Biodiv. Jour.2018.9.4.399.404.
- Battiston R., Leandri F., Di Pietro W. & Andria S. 2019 - *Mantis, Hierodula* e *Sphodromantis*: aggiornamento su conoscenze e identificazione delle mantidi (Mantodea: Mantinae) native ed aliene presenti in Italia. *Pianura - Scienze e storia dell'ambiente padano*, 38: 86-96.
- Di Pietro W. & Battiston R. 2022 - *Hierodula tenuidentata* Saussure, 1869: una nuova mantide aliena per il Veneto. *Studi e Ricerche - Associazione Amici del Museo - Museo Civico "G. Zannato"*, Montecchio Maggiore (Vicenza), 28 (2021): 57-60.

Ehrmann R., 2011 - Mantodea from Turkey and Cyprus (Dictyoptera: Mantodea). *Articulata*, 26: 1-42.

Ehrmann R. & Borer M. 2015 - Mantodea (Insecta) of Nepal: an annotated checklist. In: Hartmann M. & Weipert J. (Eds), *Biodiveristät & Naturlausstattung im Himalaya*, 5: 227-274.

Schwarz C.J., Ehrmann R., Borer M. & Monnerat C. 2018 - Mantodea (Insecta) of Nepal: corrections and annotations to the checklist. In: Hartmann, Barclay & Weipert: *Biodiveristät und Naturlausstattung im Himalaya*, 6: 201-247.

Tabarelli de Fatis K., Debiasi D., 2019 - Prime segnalazioni per il Trentino (Italia) di *Ameles spallanzania* (Rossi, 1792) (Dictyoptera: Mantidae). *Studi Trentini di Scienze Naturali*, 98: 93-95.



Article / Articolo

First records of *Ischyropsalis lithoclasica* Schönhofer & Martens, 2010 (Arachnida: Opiliones) for Trentino-Alto Adige (Italy)

Ivan Petri^{1*}, Jochen Martens^{2,3}, Mauro Gobbi¹

¹ Research and Museum Collections Office, Climate and Ecology Unit, MUSE-Science Museum, Corso del Lavoro e della Scienza 3, I-38122, Trento (Italy)

² Institut für Organismische und Molekulare Evolutionsbiologie (iomE), D-55099 Mainz (Germany)

³ Senckenberg Research Institute, Arachnology, D-60325 Frankfurt am Main (Germany)

* Corresponding author: ivanpetri191@gmail.com

Key words

- Endemic species
- New records
- Pleistocene glaciations
- Southern Alps
- Troglophilic behaviour

Summary

We report the first records about the presence of the harvestman species *Ischyropsalis lithoclasica* (Arachnida: Opiliones) in Trentino-Alto Adige Region (Italy). The new records are reported on Monte Nozzolo Grande (TN) 2010 m asl. inside military fortifications, and inside the abandoned mine Galleria Impero in Darzo (TN), 1110 m asl. The morphological characters and some notes about the ecological preferences of the newly recorded populations are provided. The new records permit to fill the gap of *Ischyropsalis* distribution range in the Italian Prealps, from Monte Baldo to Orobian Alps.

Parole chiave

- Specie endemiche
- Nuove segnalazioni
- Glaciazioni pleistoceniche
- Alpi meridionali
- Comportamento troglolofico

Riassunto

Si forniscono le prime segnalazioni relative la presenza in Trentino-Alto Adige dell'opilione *Ischyropsalis lithoclasica* (Arachnida: Opiliones). Le nuove segnalazioni sono riportate per il Monte Nozzolo Grande (TN) a 2010 m s.l.m. all'interno di fortificazioni militari, e in una miniera abbandonata di Darzo (TN) di nome Galleria Impero a 1110 m s.l.m. Vengono forniti i caratteri morfologici e alcune note relative le preferenze ecologiche delle nuove popolazioni. Il ritrovamento permette di colmare la lacuna conoscitiva nell'areale di *Ischyropsalis* nella porzione di Prealpi italiane compresa tra il Monte Baldo e le Alpi Orobie.

Introduction

Ischyropsalis C.L. Koch, 1839 (Opiliones: Ischyropsalididae) is a genus of harvestman comprising 22 species all geographically limited to Europe (Schönhofer, 2013). It is one of the most recognizable harvestmen by their large chelicerae and dark coloration. *Ischyropsalis* can be found in cold and wet forest habitats such as scree slopes and mossy landscapes in high altitude mountains or caves and other subterranean habitats at lower altitudes (Martens, 1969; Schönhofer, 2013; Schönhofer et al. 2015). The species of this genus have a high level of endemism, in fact, they are often restricted to a single mountain chain (Martens 1969, 1978; Schönhofer et al. 2015). A direct relationship between the Pleistocene glaciations and the

current distribution of Alpine *Ischyropsalis* species have shown by Mammola et al. (2019), thus, new *Ischyropsalis* records are significant as they allow to redefine the boundaries of the ancient glaciers.

Eight species belonging to the genus *Ischyropsalis* are currently known from Italy; three of them have been recorded in Trentino-Alto Adige Region (Italy) : *I. kollari* C. L. Koch, 1839 (on Passo Rolle and the north-eastern part of the Region in Martens 1969, Marcellino 1988, Schönhofer et al. 2015), *I. ravašinii* Hadži, 1942 (on Cansiglio, Lagorai mountains in Martens 1978, Schönhofer et al. 2015, Petri et al. 2022), *I. strandi* Kratochvil, 1936 (on Monte Baldo, Lessini mountains and South-eastern part of Trentino-Alto Adige Region in Juberthie 1963, Martens 1969, Chemini 1995, Schönhofer et al. 2015).

Redazione: Valeria Lencioni e Marco Avanzini

pdf: www.muse.it/it/Editoria-Muse/Studi-Trentini-Scienze-Naturali/Pagine/STSN/STSN_103_2023.aspx

In this paper we report the first records of *Ischyropsalis* in an area where bibliographical data were absent (Schönhofer et al. 2015). The area is located in northern Italy; specifically, it ranges from Monte Baldo (Lake Garda, Trentino-Alto Adige and Veneto Regions) to Orobian Alps (Lombardy Region), where there is a theoretical distributional gap between *I. lithoclasica* and *I. ravasinii* shown in Schönhofer et al. (2015). The species that we found in this area, *I. lithoclasica*, was described by Schönhofer and Martens in 2010, separating it from *I. dentipalpis* Canestrini, 1872, and was defined as an endemic species of Orobian Alps. With our new records, we can extend the eastern borders of the distribution of this species of approximately 60 km (Fig. 1).

Area of study

The study focuses on the western area of the Trentino-Alto Adige Region, in the province of Trento, near the border of the Lombardy Region. We sampled two localities (Fig. 1). The first locality (Fig. 1, point 1) called Monte Nozzolo Grande (2010 m asl) is a mountain that belongs to Garda Mountains. Based on the SOIUSA classification (Marazzi, 2005), the first locality is included in the Southeastern Alps, section Brescia and Garda Prealps (code II/C-30.II-A.1). The second locality (Fig. 1, point 2) called Galleria Impero (1110 m asl) is an abandoned artificial cave of Darzo mines located in the Chiese Valley, Southeastern Alps, section Southern Rhaetian Alps (code II/C-28.III-A.2). In the Darzo mines complex, the Galleria Santa Barbara was

also analysed, but since it did not report any results, it was not included in this work.

Materials and methods

The specimens of Monte Nozzolo Grande were captured by hand during field collection in summer of 2019 and 2022. The population of Darzo Mines was discovered during a research project of Darzo Mines, in collaboration with MUSE-Science Museum, focused on cave fauna. In this project two abandoned mines were surveyed, using pitfall traps consisting of a glass jar with an open diameter of 6 cm filled with white vinegar, salt and 1 drop of detergent (Latella & Gobbi, 2015). Two pitfall traps were placed for each mine (Galleria Impero, Galleria Santa Barbara). For the parietal fauna we did two session of hand samplings in 07.VI.2022 and 24.VI.2022 in each mine. The temperature of each mine was recorded during each sampling session by mercury thermometer.

Identification of the specimens was carried out under a stereomicroscope (Bresser Advance ICD 10-160x) following Martens (1978), Schönhofer & Martens (2010) and Schönhofer (2013). The morphological characters used for identification are the larger distal apophyses on basal cheliceral article with extended bristle areas and the pronounced spines on the chelicerae (Fig. 2A), together with the genital morphology (Fig. 2B). The specimens analysed in this study are preserved in the collections of the MUSE-Science Museum, Trento and in the personal collection of the first author.

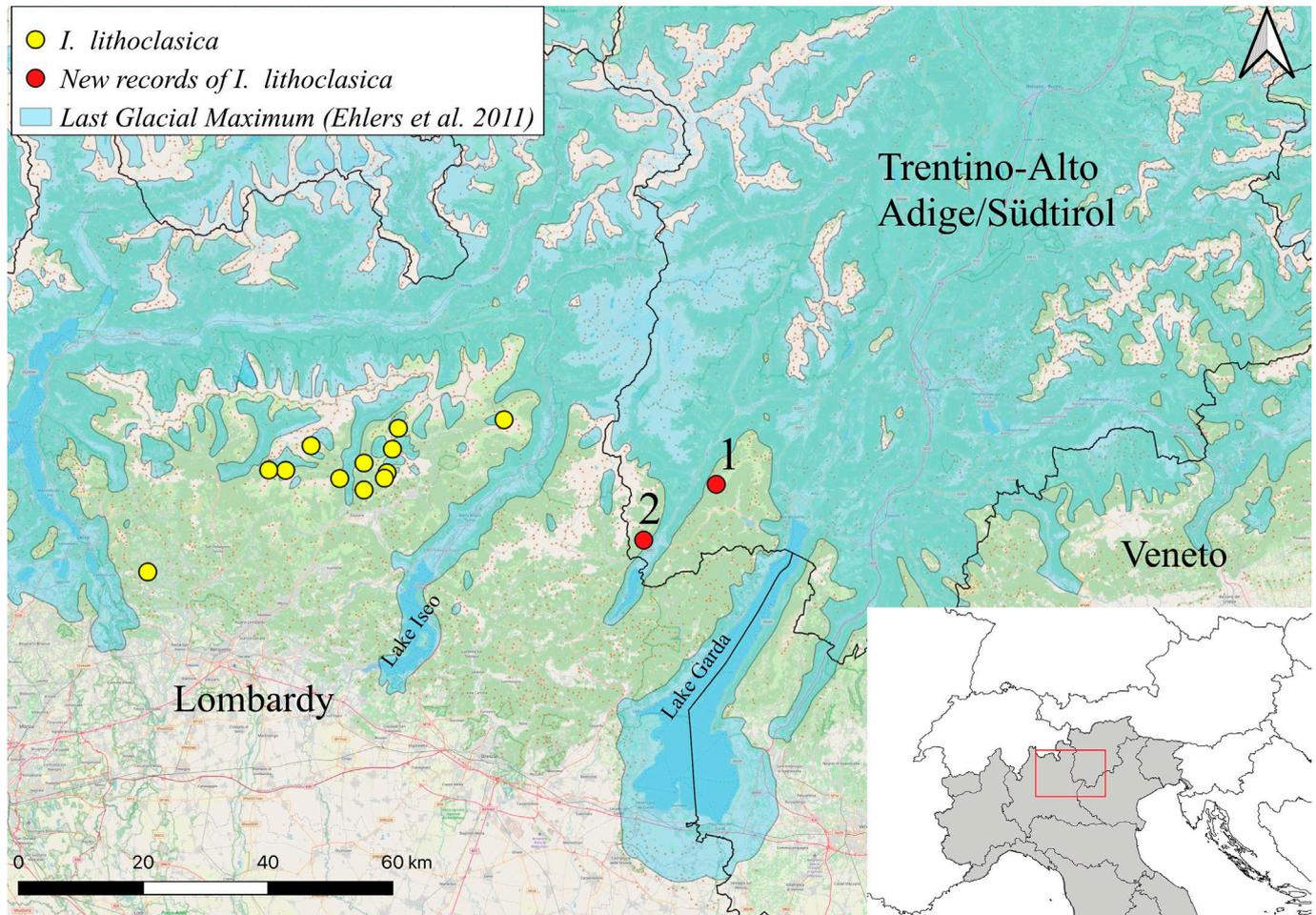


Fig. 1 – Distribution of *Ischyropsalis lithoclasica* in Northern Italy. Point 1: Monte Nozzolo Grande. Point 2: Darzo, Galleria Impero. Yellow points indicate records in Schönhofer & Martens (2010). The area in light blue represents the extent of the Last Glacial Maximum (Ehlers et al. 2011). / **Fig. 1** – Distribuzione di *Ischyropsalis lithoclasica* nel Nord Italia. Punto 1: Monte Nozzolo Grande. Punto 2: Darzo, Galleria Impero. I punti gialli indicano le segnalazioni riportate in Schönhofer & Martens (2010). L'area in azzurro rappresenta l'estensione dell'Ultimo Massimo Glaciale (Ehlers et al. 2011).

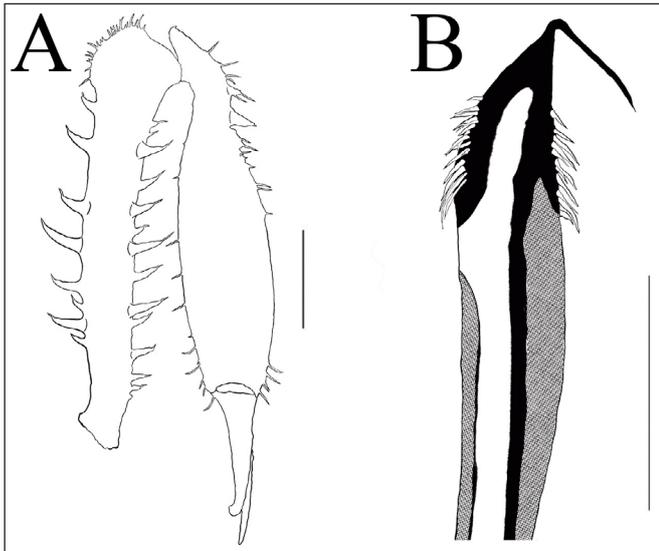


Fig. 2 – Morphological characters of *Ischyropsalis lithoclasica* from Darzo, Galleria Impero. A. right chelicera, prolateral view, scale bar 1 mm B. distal part of the penis glans and stylus, lateral view, scale bar 0.5 mm. / **Fig. 2** – Caratteri morfologici di *Ischyropsalis lithoclasica* di Darzo, Galleria Impero. A. chelicero destro, visione prolaterale, scala della barra 1 mm B. parte distale del pene e stilo, visione laterale, scala della barra 0.5 mm.

Results and Discussion

Material investigated: ITALY, Trentino Alto-Adige (TN), Monte Nozzolo Grande (2010 m asl), 1♂, 1♀, 16.VI.2019, leg. Bozzo R., det. Petri I.; 2♂, 2♀, 11.VI.2022, leg. Bozzo R., det. Petri I.; Darzo, Galleria Impero (1110 m asl), 2♂, 2♀, 07.VI.2022, leg. & det. Petri I.; 1♂, 3♀, 24.VI.2022 leg. & det. Petri I..

The morphological characters (Fig. 2A, B) allow to distinguish *I. lithoclasica* from *I. ravasinii* which chelicerae tend to be more thick and spines are less pronounced, and has a clearly different genital morphology (Schönhofer & Martens, 2010). In Schönhofer & Martens (2010) it is said that the distribution areas of *I. lithoclasica* and *I. ravasinii* is separated by the alpine mountain massifs between Lake Iseo and Lake Garda, because there were not yet any records of *Ischyropsalis*. Our new records allow to extend the eastern distribution area of *I. lithoclasica* of 60 km, and it is possible to expand the boarding zone of *I. lithoclasica* and *I. ravasinii* to the Lake Garda, a geographic barrier that caused isolation in these two species.

Ischyropsalis lithoclasica (Figs 3, 4) is a troglophilous species who preferably lives in subterranean habitats due to the presence of cool and moist microclimate (Schönhofer & Martens, 2010). The new records on Monte Nozzolo Grande (Fig. 1, point 1) are all from artificial caves and fortifications from the First World War. In this kind of man-made rocky environment, the species found a hospitable habitat due to the presence of several interstitial holes between stones. The habitat outside the artificial cave is characterised by the presence of rocky slopes of limestone, where *I. lithoclasica* moves in the rock beds and can come to the surface preferably at night when air is moist and cool. There, specimens have been collected in addition to the artificial cave where the species can be easily observed during the summer thanks to the presence of cool microclimate. The populations found in Darzo mines (Fig. 1, point 2) are located in the Galleria Impero, an abandoned porphyry cave used until 2009 for the extraction of the mineral barite, in which there is a constant emission of cold air due to a complex siphons system into the mine (Tommaso Beltrami *pers. comm.*). This system causes a lowering of temperature, reaching 5°C during summer, while in the other abandoned gallery called Galleria Santa Barbara the temperature is around 14°C. As expected, any individual was found. In Schönhofer & Martens (2010), it is reported that *I. lithoclasica* prefers interstitial habitat where cold air emanates from thick



Fig. 3 – Adult male *Ischyropsalis lithoclasica* from Darzo, Galleria Impero. Photo Fabio Pupin/MUSE Archive. / **Fig. 3** – Maschio adulto di *Ischyropsalis lithoclasica* di Darzo, Galleria Impero. Foto di Fabio Pupin/Archivio MUSE



Fig. 4 – Adult female *Ischyropsalis lithoclasica* from Darzo, Galleria Impero. Photo Fabio Pupin/MUSE Archive. / **Fig. 4** – Femmina adulta di *Ischyropsalis lithoclasica* di Darzo, Galleria Impero. Foto di Fabio Pupin/Archivio MUSE

layers of clastic gravel. In fact, we found specimens only in caves that have an emanating cold air (5°C) due to a siphon system. With increasing altitude, the species is probably less strongly linked to underground habitats. Over 1600m most of the records refer to epigeic populations (Schönhofer & Martens, 2010).

Conclusions

This study allowed us to find the first population of *Ischyropsalis* in the area between Lake Iseo and Lake Garda, an area considered uninhabited by the species of this genus and a geographic barrier for *I. lithoclasica* and *I. ravinii* (Schönhofer & Martens, 2010). Finding an endemic species of the genus *Ischyropsalis* allows us to state that opilions of the western area of Trentino-Alto Adige have scarcely been collected in the last years, specifically in caves. We can state that probably future studies will show some other new records of endemic species still unknown. Finally, the area investigated is in a peripheral Alpine region, only partially covered by ice during the Last Glacial Maximum as shown in Fig. 1. It is interesting to note that the records of *I. lithoclasica* are all at the limit of the Last Glacial Maximum (LGM) (Ehlers et al. 2011), confirming the correlation highlighted by Mammola et al (2019) between its current distribution and the maximum extension reached by the glaciers tongue during the LGM (ca. 20,000 years ago).

Acknowledgements

We thank the association “La Miniera” of Darzo (TN) in particular, Tommaso Beltrami for the demonstrated interest and enthusiasm during our research, Matilde Peterlini (MUSE) and Chiara Fedrigotti (MUSE) for the help during our field work and having accompanied us inside the abandoned caves, and Fabio Pupin for

the macro photography. We are also grateful to Roberto Bozzo, who, with his constant effort, has collected the specimens on Monte Nozzolo Grande. We thank Thomas Petri for the illustration of the morphological characters. Jochen Martens was sponsored by the Feldbausch-Stiftung and the Wagner-Stiftung at the Fachbereich Biologie of Mainz University for fieldwork in Europe and Asia what is greatly acknowledged. We thank Francesco Ballarin for the revision of the manuscript, and the helpful suggestions.

References

- Chemini C., 1995 - Arachnida Scorpionida, Palpigradi, Solifugae, Opiliones. In: Minelli, A., Ruffo, S. & La Posta, S. (Eds), Checklist delle specie della fauna italiana, 21. Calderini, Bologna, pp. 1-8
- Ehlers J., Gibbard P.L., Hughes P.D., 2011 - Quaternary glaciations - Extent and chorology. A Closer Look: *Elsevier*
- Juberthie C., 1963 - Sur *Ischyropsalis strandi* Kratochvil Opilions des grottes du Monte Baldo et des Monti Lessini Province de Vérone, Italie. *Annales de Spéléologie* 18: 325-331
- Latella L. & Gobbi M., 2015 - La fauna del Suolo: tassonomia, ecologia e metodi di studio dei principali gruppi di invertebrati terrestri italiani. 2. Edizione. Quaderni del Museo delle Scienze, 3, Trento, 208 pp.
- Mammola S., Schönhofer A.L., Isaia M., 2019 - Tracking the ice: Subterranean harvestmen distribution matches ancient glacier margins. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 57(3): 548-554. <https://doi.org/10.1111/jzs.12264>
- Marazzi S., 2005 - Suddivisione Orografica Internazionale Unificata del Sistema Alpina. Ed. Priuli & Verlucca, 416 pp.
- Marcellino I., 1982 - Opilioni cavernicoli Italiani. *Lav. Soc. ital. Biogeogr.*, N. S., 7 (1978): 33-53, Forli.

- Martens J., 1969 - Die Abgrenzung von Biospezies auf biologisch-ethologischer und morphologischer Grundlage am Beispiel der Gattung *Ischyropsalis* C.L. Koch 1839 (Opiliones, Ischyropsalididae). *Zoologische Jahrbücher, Jena, Abteilung für Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere* 96:133-264.
- Martens J., 1978 - Spinnentiere, Arachnida: Weberknechte, Opiliones, in: *Die Tierwelt Deutschlands*, 64, 464 pp., VEB G. Fischer, Jena.
- Petri I., Ballarin F., Latella L., 2022 - Seasonal abundance and spatio-temporal distribution of the troglolytic harvestman *Ischyropsalis ravasinii* (Arachnida, Opiliones, Ischyropsalididae) in the Buso del Valon ice cave, Eastern Italian Prealps. *Subterranean Biology* 42: 151-164. <https://doi.org/10.3897/subtbiol.42.81486>
- Schönhofer A.L. 2013 - A taxonomic catalogue of the Dyspnoi Hansen & Sørensen, 1904 Arachnida: Opiliones. *Zootaxa* 3679: 1-68. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3679.1.1>
- Schönhofer A.L. & Martens J., 2010 - On the identity of *Ischyropsalis dentipalpis* Canestrini, 1872 and description of *Ischyropsalis lithoclasica* sp. n. (Opiliones: Ischyropsalididae). *Zootaxa*, 2613, 1-14. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.2613.1.1>
- Schönhofer A.L., Vernesi C., Martens J., Hedin M., 2015 - Molecular phylogeny, biogeographic history, and evolution of cave-dwelling taxa in the European harvestman genus *Ischyropsalis* (Opiliones: Dyspnoi). *The Journal of Arachnology* 43:40-53. <https://doi.org/10.1636/H14-39.1>



Nota breve / Short note

Uso delle BG-GAT per il contenimento della zanzara tigre in aree sensibili: il caso studio del Nido d'infanzia "Caneppele" di Roncafort (Trento)

Alessandra Franceschini^{1*}, Francesca Paoli¹, Giulia Battistin¹, Lino Nardelli², Paola Ricchi², Valeria Lencioni¹

¹ Ambito Clima ed Ecologia, Ufficio Ricerca e Collezioni Museali, MUSE-Museo delle Scienze, Corso del Lavoro e della Scienza 3, 38122, Trento, Italia

² Servizio Sostenibilità e Transizione Ecologica, Comune di Trento, Via Alfieri, 6 38122 Trento, Italia

* Autore per la corrispondenza: alessandra.franceschini@muse.it

Parole chiave

- *Aedes albopictus*
- Trappole passive
- Processi partecipativi
- Sensibilizzazione

Key words

- *Aedes albopictus*
- Passive traps
- Participation processes
- Awareness

Riassunto

In questa nota riportiamo l'esperienza di utilizzo di trappole BG-GAT per la cattura di adulti di zanzara tigre (*Aedes albopictus*) nel nido d'infanzia "Caneppele" di Roncafort (Trento) in alternativa all'utilizzo di insetticidi adulticidi piretroidi. Sono state posizionate sei trappole nell'area verde della scuola nell'estate 2023, a partire dal mese di giugno, portando a una sensibile riduzione del numero di adulti nel corso dell'estate e a una conseguente migliore vivibilità dell'area da parte di bambini, bambine e personale scolastico.

Summary

In this note we report on the experience of using BG-GAT traps to caught adults of tiger mosquito (*Aedes albopictus*) in the 'Caneppele' nursery school in Roncafort (Trento) as an alternative to the use of pyrethroid adulticides. Six traps were placed in the green area of the school in the summer of 2023, starting in June, leading to a significant reduction in the number of adults over the summer and a consequent improved liveability of the area by the children and school staff.

Premessa

La zanzara tigre, *Aedes (Stegomyia) albopictus* (Skuse, 1895) (Diptera: Culicidae), è una specie invasiva ormai ampiamente diffusa in tutto il territorio del Comune di Trento, fino a quote collinari. È una zanzara diurna, definita "antropofila" poiché ha una spiccata preferenza per l'uomo. Punge soprattutto gambe e caviglie, al mattino e nel pomeriggio, preferenzialmente in zone ombreggiate, vicino ad aiuole e siepi. Oltre ad essere particolarmente molesta, la zanzara tigre riveste anche un ruolo sanitario importante, essendo vettore di malattie anche mortali come la dengue e la chikungunya (Gratz, 2004; Schaffner et al., 2013, Barzon et al., 2021). Il MUSE, incaricato dal Comune di Trento, svolge da 15 anni il monitoraggio

della zanzara tigre e altre zanzare su tutto il territorio comunale mediante ovitrappole e trappole per adulti (BG-Sentinel) (i dati sono consultabili sul sito del museo, alla pagina dedicata alla zanzara tigre <https://www.muse.it/home/ricerca-e-collezioni/clima-ecologia/monitoraggio-della-zanzara-tigre-a-trento/>). Il monitoraggio è uno strumento ideale per seguire nel tempo distribuzione e abbondanza delle zanzare, sia alloctone che autoctone, e consente di individuare eventuali focolai. Esso è affiancato dal programma di trattamenti con larvicida microbiologico coordinato dal Comune, funzionale alla disinfestazione di tombini e caditoie in aree e strade pubbliche (Lencioni et al., 2018).

Tra i siti monitorati dal MUSE da maggio a ottobre, come pre-

Redazione: Valeria Lencioni e Marco Avanzini

pdf: www.muse.it/it/Editoria-Muse/Studi-Trentini-Scienze-Naturali/Pagine/STSN/STSN_103_2023.aspx



Fig. 1 – Localizzazione delle trappole per il monitoraggio della zanzara tigre nell'area circostante l'asilo di Roncafort. In azzurro l'ovitrappola (O75); in giallo la trappola BG-Sentinel (BG7); in rosso le 6 trappole BG-GAT (R1-R6). / **Fig. 1** – Location of traps for monitoring the tiger mosquito in the area surrounding the Roncafort nursery school. In blue the ovitrap (code O75); in yellow the BG-Sentinel trap (BG7); in red the 6 BG-GAT traps (R1-R6).

visto dal Piano per il controllo della zanzara tigre in provincia di Trento (<https://vettoritrentino.it/material/>), vi è anche l'area dove si trova il nido d'infanzia "Caneppele" di Roncafort, con un'ovitrappola (la numero 75 = O75), attiva dal 2018, e una BG-Sentinel (BG7), attiva dal 2023, posizionate rispettivamente vicino al cancello e all'interno del parcheggio dell'asilo (Fig. 1). Sulla base del monitoraggio standard, quest'area si può considerare poco infestata (con numero medio di uova negli ultimi cinque anni = 49 tra la 25° e 43° settimana) rispetto ad altre zone suburbane della città dove si sono raggiunti valori di 150 uova (Parco di Melta). Il dato preoccupante è stato quello del 2022, anno in cui, a fronte di temperature estive molto alte (media del periodo giugno-agosto di 24,3 °C) l'abbondanza di zanzare nei pressi dell'asilo è risultata triplicata rispetto all'anno precedente.

A seguito delle numerose segnalazioni relative alla forte molestia percepita dai bambini e dalle bambine che frequentano il nido e alle numerose punture che rendevano difficile la fruizione del giardino, a inizio estate 2023 è stato avviato il Progetto Pilota "Prove di contenimento della zanzara tigre presso il Nido d'infanzia Roncafort 2023" (<https://www.comune.trento.it/Aree-tematiche/Ambiente-e-territorio/Animali-in-citta/e-gli-altri-animati/Lotta-alla-zanzara-tigre-2023>). Il progetto, pensato e seguito dall'Ufficio Ricerca e Collezioni museali del MUSE e dal Servizio Sostenibilità e Transizione Ecologica del Comune di Trento, aveva lo scopo di ridurre il numero di zanzare presenti nell'area verde dell'asilo senza ricorrere all'uso di insetticidi adulticidi. Questo per evitare il contatto dei bambini, delle bambine e degli operatori con sostanze tossiche disperse sul terreno e nell'aria, e per non minacciare api, farfalle e altre specie di insetti non moleste che inevitabilmente verrebbero uccise dai trattamenti. L'uso di adulticidi è raccomandato anche dal Comune di Trento solo ed esclusivamente in casi di emergenza sanitaria (Lencioni et al., 2023) in accordo con l'Azienda per i Servizi Sanitari, anche per evitare la comparsa di popolazioni resistenti agli insetticidi (Pichler et al., 2018, 2021). Si è optato quindi per una scelta più eco-sostenibile, ovvero mantenere bassa la densità di zanzare attraverso l'uso di trappole BG-GAT per la cattura passiva degli adulti (Fig. 2A).

La trappola passiva BG-GAT (= BG Gravid *Aedes* Trap, Bio-Gents HmGb, Regensburg, Germania) è specifica per zanzare adulte gravide del genere *Aedes*: attira e cattura femmine che hanno già compiuto il pasto di sangue e che sono in cerca di un luogo dove deporre le uova. È formata da un contenitore scuro, riempito di acqua, con una camera superiore trasparente e una carta adesiva all'interno (Fig. 2B). Le zanzare, attratte dal conte-

nitore scuro e dall'umidità, entrano, ma una volta all'interno vanno a sbattere contro la striscia adesiva, rimanendovi attaccate. Oltre alle femmine, possono essere catturati anche i maschi che seguono le femmine per accoppiarsi. Questa trappola non è tossica, né pericolosa per gli utilizzatori, ed essendo passiva, funziona in assenza di attrattivi chimici e di corrente elettrica. Inoltre, è relativamente economica (costo inferiore ai 50 Euro per trappola) e di facile impiego e manutenzione anche da parte di personale non specializzato. Nel caso specifico le trappole sono state posizionate e gestite dal personale del MUSE in collaborazione con le insegnanti dell'asilo, che avevano il compito di controllare il corretto assetto delle trappole (per scongiurare cadute o rovesciamenti accidentali) il livello dell'acqua contenuta nel serbatoio (con aggiunta di acqua in caso di livello troppo basso).

Per ottimizzare l'efficacia di attrazione/raccolta delle BG-GAT nell'area del giardino (circa 1300 mq), limitando nel contempo l'effetto "concorrenza" tra queste e con altri luoghi di riproduzione, è stato valutato che "sei" fosse il numero massimo possibile di trappole da posizionare. In via sperimentale, il 20 giugno 2023 sono state posizionate ed attivate sei trappole, ad una distanza media tra loro di 25 m, lungo i circa 280 m del perimetro del giardino dell'asilo (Fig. 1), ovvero in luoghi ombreggiati con vegetazione arbustiva e siepi, ambienti tipici di stazionamento della zanzara tigre (Medlock et al., 2012). I foglietti adesivi sono stati sostituiti con cadenza mensile fino al 23 ottobre, per un totale di 23 foglietti adesivi (Fig. 2C). Le zanzare appartenenti al genere *Aedes* rimaste attaccate ai foglietti sono state identificate a livello di specie allo stereomicroscopio (Leica MZ75, 50x) (Severini et al., 2022) (Fig. 2D).

Le catture

Le BG-GAT hanno catturato, tra il 20 giugno e il 23 ottobre 2023, 286 esemplari di zanzara tigre, di cui 222 femmine e 64 maschi. A queste sono sommate 48 zanzare tigre (35 femmine e 13 maschi) catturate con la BG-Sentinel e 1124 uova della stessa specie raccolte con l'ovitrappola. L'ovitrappola ha catturato meno uova rispetto al 2022 in cui, nello stesso periodo, il numero di uova raccolte è stato di 1491. L'aver trovato meno uova nel 2023 può essere stato dovuto alle diverse condizioni meteorologiche nei due anni, ovvero ad una prima parte dell'estate più fresca e piovosa nel 2023 rispetto al 2022 che, tra l'altro, ha contribuito a mantenere più bassa la densità di zanzare in tutta la città. In particolare, nel bimestre maggio-giugno la temperatura giorna-

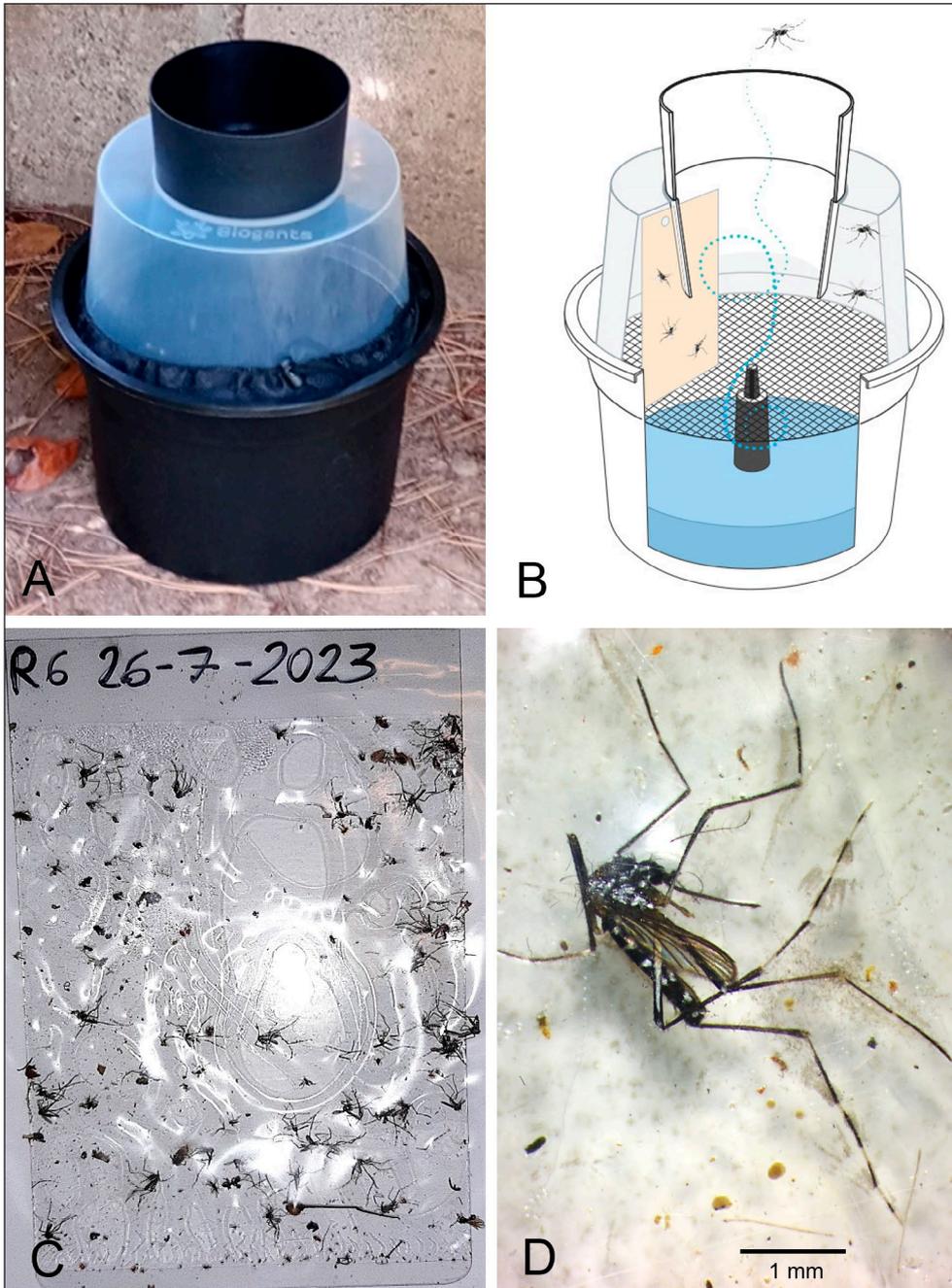


Fig. 2 – A: Foto di una BG-GAT (Foto ©Muse); B: Schema della struttura interna della trappola (<https://eu.biogents.com/bg-gat/>); C: Foglietto adesivo della trappola R6 posizionato il 26 luglio e raccolto il 23 agosto (Foto ©Muse); D: Femmina adulta di zanzara tigre incollata al foglio adesivo R6 26-7-2023 (Foto ©Muse). / **Fig. 2** – A: Photo of a BG-GAT (Photo ©Muse). B: Pattern of the internal structure of the trap (<https://eu.biogents.com/bg-gat/>); C: Adhesive sheet of the R6 trap placed on 26 July and collected on 23 August (Photo ©Muse); D: Adult female tiger mosquito glued to the R6 adhesive sheet R6 26-7-2023 (Photo ©Muse).

liera media è stata di 19,5 °C nel 2023 e di 21,2 °C nel 2022, mentre i millimetri di pioggia totali caduti sono stati pari a 197 nel 2023 e 149 nel 2022. È noto infatti che il caldo e l'elevata umidità favoriscano la zanzara tigre (Lencioni et al., 2023). Tuttavia, non possiamo escludere che la presenza delle sei BG-GAT possa aver contribuito a mantenere bassa l'abbondanza di zanzara tigre nell'area dell'asilo considerato il consistente numero di catture.

La percezione di bambini, bambine e insegnanti

Il progetto ha avuto esito positivo, soddisfacendo le aspettative di insegnanti, bambini, bambine e loro famiglie. Il livello di molestia percepito è risultato più basso sia rispetto a quello documentato per altre scuole dell'infanzia in città, che a quello riscontrato qui negli anni precedenti, rendendo l'area verde dell'asilo più godibile. La collaborazione tra MUSE, Comune e personale dell'asilo è stata fondamentale per il raggiungimento dell'obiettivo, sottolineando l'importanza di favorire progetti partecipativi e di Citizen Science per collaborare al contenimento della presenza

e distribuzione della zanzara anche in aree urbane dove ormai si è stabilizzata da anni (<https://www.mosquitoalertitalia.it/>). Negli incontri con il personale dell'asilo, gli esperti del MUSE e del Comune hanno affrontato il tema delle buone pratiche, inclusa la corretta gestione delle aree verdi in aree sensibili, a cui si deve prestare particolare attenzione. È necessario evitare che si accumulino acqua utile alle zanzare per deporre le uova, per esempio rimuovendo giochi e contenitori lasciati all'aperto quando piove, coprendo con coperchio o rete antizanzare tutti i contenitori per l'acqua lasciati all'aperto, e tenendo pulite caditoie e grondaie. A queste buone pratiche si aggiunge la manutenzione del verde coordinata dal Comune, che nel corso del 2023 è stata efficace e puntuale, con attività di potatura delle siepi, sfalcio dell'erba, sarchiatura e rimozione di eventuali rifiuti, secondo un calendario ben distribuito lungo il corso dell'anno.

L'idea progettuale ha avuto successo e verrà riproposta in futuro come metodo eco-sostenibile di contenimento della zanzara tigre nelle aree sensibili della città come asili nido e scuole d'infanzia che rimangono aperte anche durante l'estate.

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano il personale del nido d'infanzia "Caneppele" di Roncafort per la collaborazione, in particolare la coordinatrice Silvia Tomasi, e il collega Leonardo Latella (Museo Civico di Storia Naturale di Verona) per la rilettura del testo.

Bibliografia

- Barzon L., Gobbi F., Capelli G., Montarsi F., Martini S., Riccetti S. et al., 2021 - Autochthonous dengue outbreak in Italy 2020: Clinical, virological and entomological findings. *Journal of Travel Medicine*, 28: taab130.
- Gratz N.G., 2004 - Critical review of the vector status of *Aedes albopictus*. *Medical and Veterinary Entomology*, 18(3): 215-227.
- Lencioni V., Franceschini A., Paoli F., 2018 - Monitoraggio della zanzara tigre *Aedes albopictus* (Skuse) nel Comune di Trento: analisi dei dati mediante l'Indice di Intensità di Uova. *Studi Trentini di Scienze Naturali*, 96: 143-153.
- Lencioni V., Bertola F., Franceschini A., Ferrarese U., Zandonai F., Stancher G., Spitale D., 2023 - Multi-year dynamics of the *Aedes albopictus* occurrence in two neighbouring cities in the Alps. *The European Zoological Journal*, 90(1): 101-112.
- Medlock J.M., Hansford K.M., Schaffner F., Versteirt V., Hendrickx G., Zeller H., et al., 2012 - A review of the invasive mosquitoes in Europe: ecology, public health risks, and control options. *Vector Borne Zoonotic Diseases*, 12: 435-447.
- Schaffner F., Meldock J.M., Van Bortel W., 2013 - Public health significance of invasive mosquitoes in Europe. *Clinical Microbiology and Infection*, 19: 685-692.
- Severini F., Toma L., Di Luca M., 2022 - Mosquitoes in Italy: collection, identification and conservation of the most common species. *ISTISAN Reports 22/3*: 1-111.
- Pichler V., Bellini R., Veronesi R., Arnoldi D., Rizzoli A., Lia R.P. et al., 2018 - First evidence of resistance to pyrethroid insecticides in Italian *Aedes albopictus* populations 26 years after invasion. *Pest Management Science*, 74: 1319-1327.
- Pichler V., Mancini E., Micocci, M., Calzetta, M., Arnoldi, D., Rizzoli, A. et al., 2021 - A Novel Allele Specific Polymerase Chain Reaction (AS-PCR) Assay to Detect the V1016G Knockdown Resistance Mutation Confirms Its Widespread Presence in *Aedes albopictus* Populations from Italy. *Insects*, 12(1): 79.

Sitografia

- <https://eu.biogents.com/bg-gat/>
- <https://www.comune.trento.it/Aree-tematiche/Ambiente-e-territorio/Animali-in-citta/e-gli-altri-animali/Lotta-alla-zanzara-tigre-2023>
- <https://www.mosquitoalertitalia.it/>
- <https://www.muse.it/home/ricerca-e-collezioni/clima-ecologia/monitoraggio-della-zanzara-tigre-a-trento/>
- <https://vettoritrentino.it/material/>



Nota breve / Short note

La monachella orientale (*Oenanthe hispanica melanoleuca*) in Trentino

Giuseppe Speranza^{1*}

¹ MUSE - Museo delle Scienze, Ufficio Ricerca e Collezioni, Ambito Biologia della Conservazione, Corso del lavoro e della Scienza 3, 38122 Trento

* Autore per la corrispondenza: gisperbw@gmail.com

Parole chiave

- *Oenanthe hispanica*
- *Sylvia cantillans*
- Rete Natura 2000
- Lavini di Marco
- Marocche di Dro

Riassunto

Si riportano i risultati di recenti ricerche sulla monachella sottospecie orientale (*Oenanthe hispanica melanoleuca*) condotte nell'ambito dei monitoraggi della Rete Natura 2000 del Trentino in due aree protette provinciali (Lavini di Marco, Marocche di Dro) dal 2016 al 2023, la cui presenza in periodo riproduttivo, di una coppia territoriale e un maschio cantore è stata accertata solo nel 2019.

Key words

- *Oenanthe hispanica*
- *Sylvia cantillans*
- Nature 2000 Network
- Lavini di Marco
- Marocche di Dro

Summary

We report the results of recent research on the Black-eared Wheatear (*Oenanthe hispanica melanoleuca*) conducted during monitoring program of Trentino's Natura 2000 Network in two provincial protected areas (Lavini di Marco, Marocche di Dro) from 2016 to 2023, the presence of which in the breeding season, of one territorial pair and one singing male was confirmed only in 2019.

Introduzione

La monachella (*Oenanthe hispanica*) è una specie migratrice a distribuzione olomediterranea, nidifica nell'area del Mediterraneo fino all'Anatolia e nelle regioni del Caspio, sverna in Africa a sud del Sahara. In Italia è diffusa, con la sottospecie *O. h. melanoleuca* (Lardelli et al. 2022) nelle regioni centro-meridionali dalla Sicilia al Lazio con il nucleo principale posto in Basilicata, Puglia e Calabria. Come nidificante è rara o sporadica in Toscana e Liguria e assente dalle altre regioni del nord ad eccezione di un piccolo nucleo disgiunto limitato ai territori del settore biogeografico benacense in cui ricadono le stazioni bresciane, veronesi e trentine. Dal punto di vista conservazionistico è ritenuta in declino, con contrazione dell'areale riproduttivo in diversi paesi europei (Tucker & Heath 1994; BirdLife 2004).

In Italia è specie in pericolo (EN) a causa dell'alterazione, perdita e frammentazione degli habitat (Gustin et al. 2021); in particolare, in Italia settentrionale negli ultimi anni la specie ha subito un drastico declino e anche gli ultimi siti noti di nidificazione in ambienti "artificiali" costituiti da cave di estrazione del marmo sembrano essere

stati quasi del tutto abbandonati. L'ultima nidificazione accertata nel veronese è quella del giugno 2016 in una cava dismessa sul monte Loffa in Lessinia, dove è stata osservata una probabile coppia mista formata da un maschio di monachella orientale a gola chiara e da una femmina di culbianco (*Oenanthe oenanthe*) con imbeccate per i nidiacei (Sighele & Parricelli 2018). Nel bresciano la riproduzione della specie è stata accertata negli anni 2004 e 2005 in cave attive di marmo con due coppie per anno, mentre non è stata confermata nelle cave dismesse in un contesto ambientale in forte rapido rimboschimento; cambiamento ambientale che si conferma essere il fattore limitante la selezione del sito di nidificazione (Gobbini 2007).

Sulla presenza della monachella orientale in Trentino si è discusso nel recente passato grazie soprattutto alle ricerche condotte da Alessandro Micheli a partire dalla fine degli anni '80 del secolo scorso (Micheli 1991) e proseguite più o meno regolarmente negli anni '90 e fino ai primi anni Duemila. Tali ricerche avevano consentito di stimare la popolazione trentina in 5-6 coppie nidificanti in due stazioni, rispettivamente Lavini di Marco in Vallagarina e Marocche di Dro in Valle del Sarca, in ambienti costituiti da grossi lastroni di roccia calcarea originati da gigantesche frane dei versanti vallivi,

Redazione: Valeria Lencioni e Marco Avanzini

pdf: www.muse.it/it/Editoria-Muse/Studi-Trentini-Scienze-Naturali/Pagine/STSN/STSN_103_2023.aspx



Foto 1, 2, 3 – Maschio di monachella orientale (*Oenanthe hispanica melanoleuca*) ai Lavini di Marco TN (foto G. Speranza). / **Foto 1, 2, 3** – Eastern Black-eared Wheatear (*Oenanthe hispanica melanoleuca*) male at Lavini di Marco TN (Photo G. Speranza).

colonizzati da scarsa vegetazione arbustiva xero-termofila (Micheli in Pedrini et al. 2005). Da allora l'ultima osservazione è di un maschio in canto nella primavera del 2004 (P. Pedrini, com. pers.).

Micheli (1991) motiva la ragione del declino con il cambiamento drastico delle condizioni bioclimatiche, l'aumento significativo della vegetazione arbustiva e l'estensione da rimboschimento artificiale di pino nero (*Pinus nigra*) nei contesti di semideserti rocciosi idonei alla presenza della monachella e di altre specie termofile tipiche degli ambienti aperti accidentati e xerici.

Materiali e metodi

A partire dal 2016 nell'ambito dei monitoraggi della Rete Natura 2000 sull'avifauna nidificante all'interno delle Riserve Naturali del Trentino (Pedrini et al. 2014), ho condotto specifiche ricerche al canto, anche con l'ausilio del *playback*, nelle due aree protette: Lavini di Marco e Marocche di Dro. I sopralluoghi sono stati condotti lungo transetti e sentieri campione, visitando le porzioni dove la specie era stata precedentemente censita (Micheli 1991).

Risultati

Dopo ripetuti risultati negativi nelle stagioni 2016, 2017 e 2018, nella tarda primavera del 2019 in una umida mattina di fine maggio ai Lavini di Marco (Vallagarina), ho localizzato in lontananza un maschio di monachella in canto dalla cima di un pino nero, identificato come esemplare di monachella appartenente alla sottospecie orientale (*Oenanthe h. melanoleuca*) a gola nera. Successivi controlli fino alla fine del mese di giugno mi hanno permesso di accertare la presenza di una coppia e di un secondo maschio in canto che però, stimolato al *playback*, è sempre stato osservato a una distanza maggiore che mi ha impedito l'identificazione sottospecifica. Nonostante la ricerca ripetuta non è stata accertata la nidificazione della coppia.

I sopralluoghi condotti nelle primavere dal 2020 al 2023 non hanno dato altre conferme di presenza così come non sono state mai registrate in tutti gli anni altre specie caratterizzanti il biotopo e presenti fino ai primi anni 2000 (Pedrini et al. 2005) di particolare rilievo conservazionistico, in particolare: codirossone (*Monticola saxatilis*) e ortolano (*Emberiza hortulana*). La sola specie xerofila che sembra resistere con un discreto numero di coppie è lo zigolo muciatto (*Emberiza cia*), mentre tra le specie prima assenti che si sono insediate come nidificante di estremo rilievo per il Trentino è l'accertata nidificazione di sterpazzolina (*Sylvia cantillans*), specie rara in Trentino per la quale era noto un solo dato di presenza in periodo riproduttivo (Pedrini et al. 2005).

Nel secondo sito storico, la Riserva delle Marocche di Dro, situata ancora più a nord (46° di latitudine nord) nel fondovalle della Valle del Sarca, analoghe ricerche effettuate a partire dai primi anni Duemila hanno avuto sempre esito negativo.

Discussione

La conferma della specie rappresenta un dato interessante, anche perché i Lavini di Marco sono, ad oggi, il sito noto più settentrionale di presenza della specie; presenza che purtroppo, anche per l'assenza nell'altra stazione delle Marocche di Dro, e la sua irregolarità negli anni, ne conferma il declino in corso. Fattore principale limitante la specie è il progressivo rimboschimento



Foto 4 – Maschio di sterpazzolina (*Sylvia cantillans*), Lavini di Marco TN (foto G. Speranza). / **Foto 4** – Subalpine Warbler (*Sylvia cantillans*) male, Lavini di Marco TN (Photo G. Speranza).

naturale dei siti storici che ha trasformato l'habitat di questa specie come di altre presenti fino ai primi anni 2000 (codirossone e ortolano).

Per il prossimo futuro, per l'importanza e il valore naturalistico di queste aree protette, si propone di proseguire nei monitoraggi e censimenti in periodo riproduttivo, estendendo le indagini anche alle aree limitrofe potenzialmente idonee. Allo stesso tempo, in considerazione del valore biogeografico delle due aree per la monachella e dell'evoluzione in corso, vanno previsti adeguati interventi di contenimento della vegetazione sia arbustiva che di gariga quale tentativo di conservare nel tempo l'habitat per questa come per altre specie ornitiche presenti nel biotopo.

Ringraziamenti

Si ringrazia Maurizio Azzolini per il suo apporto nella ricerca ai Lavini di Marco nel 2019.

Bibliografia

BirdLife International, 2004 - Bird of Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK: BirdLife International. (BirdLife Conservation Serie No. 12).

Gobbini M., 2007 - La Monachella *Oenanthe hispanica* nel Bresciano: primo censimento delle coppie nidificanti, *Picus*, 64: 131-134.

Gustin, M., Nardelli, R., Brichetti, P., Battistoni, A., Rondinini, C., Teofili, C. per il volume (compilatori). 2021 Lista Rossa IUCN degli uccelli nidificanti in Italia 2021. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma.

Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglisi L., Rubolini D., Ruggieri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), 2022 - Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11), 704 pp.

Micheli A., 1991 - La Monachella orientale, *Oenanthe hispanica melanoleuca*, nidifica nel Trentino. *Riv. Ital. di Orn.*, 61 (3-4): 130-132.

Pedrini P., Caldonazzi M. & Zanghellini S. (a cura di), 2005 - Atlante degli Uccelli nidificanti e svernanti in provincia di Trento. *Studi Trentini di Sci. Nat. Acta Biol.* 80, suppl. 2, pp. 674.

Pedrini P., Brambilla M., Bertolli A. & Prosser F., 2014 - Definizione di "linee guida provinciali" per l'attuazione dei monitoraggi nei siti trentini della Rete Natura 2000 - Azione A5, pp. 144, <http://www.lifeten.tn.it>.

Sighele M. & Parricelli P., 2018 - Resoconto ornitologico del Parco della Lessinia, anno 2016 - Parco Naturale Regionale della Lessinia, Associazione Verona Birdwatching

Turcker G.M. & Heath M.F., 1994 - Birds in Europe: their conservation status - BirdLife Conservation Series no. 3, Cambridge, U.K.



Articolo / Article

Il foto-trappolaggio sistematico come metodo di monitoraggio a lungo termine delle comunità di mammiferi e delle dinamiche associate alla frequentazione umana del territorio

Marco Salvatori^{1,2*}, Valentina Oberosler¹, Paolo Pedrini¹, Francesco Rovero^{2,1}

¹ MUSE – Museo delle Scienze, Ufficio Ricerca e collezioni museali, Ambito Biologia della Conservazione, Corso del Lavoro e della Scienza 3, 38122 Trento

² Università di Firenze - Dipartimento di Biologia, Via Madonna del Piano 6, 50019 Sesto Fiorentino

* Autore per la corrispondenza: marco.salvatori@muse.it

Parole chiave

- Monitoraggio della biodiversità
- Disturbo antropico
- Turismo in aree naturali
- Modelli di *occupancy*
- Attività ricreative
- Trentino

Riassunto

Le attività ricreative all'aperto nelle aree naturali sono sempre più popolari a livello globale, ma non si hanno molte informazioni sugli effetti a lungo termine sulla fauna selvatica. Per conciliare l'accesso delle persone alla natura con la conservazione della fauna è necessario valutare come le attività all'aperto influenzino la biodiversità nello spazio e nel tempo. Per contribuire a questo tema, abbiamo indagato gli effetti del turismo nelle Dolomiti, Italia nord-orientale, sui mammiferi selvatici nel lungo periodo, e abbiamo valutato se il passaggio antropico suscitasse evitamenti spaziali o temporali. Abbiamo rilevato i mammiferi con il metodo del foto-trappolaggio sistematico per sette estati consecutive in 60 siti campionati in modo costante e abbiamo stimato le tendenze di presenza a livello di comunità e di specie attraverso un modello dinamico di *occupancy* della comunità di specie, combinato con modelli di intensità di utilizzo del sito e un indice di notturnalità. Complessivamente, il 70% delle 520.000 immagini ottenute raffigurava esseri umani, la cui presenza si è intensificata nel corso dei 7 anni. Ciononostante, sono aumentate sia le presenze a livello di comunità sia quelle della maggior parte delle specie selvatiche. Tuttavia, le attività umane hanno causato un forte evitamento temporale in tutta la comunità di specie, soprattutto nei siti più disturbati, mentre l'evitamento spaziale è stato osservato solo per le specie di dimensioni maggiori.

Key words

- Biodiversity monitoring
- Human disturbance
- Nature tourism
- Occupancy modelling
- Outdoor recreation
- Trentino

Summary

Outdoor recreation in natural areas has become an increasingly popular activity globally, yet the long-term effects on wildlife are poorly known. Reconciling human access to nature and wildlife conservation requires sound evaluations of how outdoor activities affect biodiversity in the long term. We aimed to contribute this topic by asking whether tourism in the world-renown Dolomites affected wild mammals in the long term, and if it elicited spatial or temporal avoidance. We detected mammals by systematic camera-trapping over seven consecutive summers at 60, consistently sampled, sites and estimated trends in occurrence at community and species levels through a dynamic community occupancy model, combined with site use intensity and an index of nocturnality. Overall, 70% of the 520,000 images obtained depicted humans, whose presence intensified over the 7-years period. Nonetheless, both community and most species-level occurrences increased. However, human activities caused a strong temporal avoidance in the whole community, especially in most disturbed sites, while spatial avoidance was observed only for bigger-sized species.

Redazione: Valeria Lencioni e Marco Avanzini

pdf: www.muse.it/it/Editoria-Muse/Studi-Trentini-Scienze-Naturali/Pagine/STSN/STSN_103_2023.aspx

Introduzione

Le aree naturali sono diventate destinazioni popolari per le attività ricreative all'aperto in tutto il mondo (Bell et al. 2007). Ri-collegando le persone al mondo naturale, le attività ricreative nelle aree naturali svolgono un ruolo cruciale in una società sempre più urbana, apportando benefici ben noti alla salute mentale delle persone (Coventry et al. 2021). Il turismo naturalistico è anche una cospicua fonte di reddito per le economie locali (Kuenzi et al. 2008) e l'attrazione di turisti è diventata sempre più un obiettivo chiave delle aree protette, accanto alla conservazione della natura (Eagles 2014). Tuttavia, mentre la domanda di turismo naturalistico continua ad aumentare a livello globale, cresce la preoccupazione per i possibili effetti collaterali sulla fauna selvatica (Winter et al. 2019). L'uomo non solo esercita un impatto diretto sulle comunità biologiche modificando strutturalmente il paesaggio attraverso la costruzione di infrastrutture e il consumo del suolo, ma anche attraverso la sua presenza diffusa nelle aree naturali, e questi due tipi di pressioni potrebbero avere effetti distinti (Nickel et al. 2020). Infatti, in aree in cui si verifica mortalità antropogenica della fauna, gli esseri umani sono generalmente percepiti come "superpredatori" (Cinchy et al. 2016; Smith et al. 2017) e generano un "paesaggio di paura dell'uomo" che modella il comportamento e l'uso dell'habitat della fauna e, in ultima analisi, i processi ecosistemici (Mendes et al. 2020). In particolare, alterando il comportamento spaziale e il ritmo di attività degli animali, le persone possono interrompere le attività di alimentazione e riproduzione e portare a una riduzione del successo riproduttivo e dell'abbondanza (Larson et al. 2016; Lott et al. 1995).

Mentre le aree naturali sono sempre più affollate dai turisti in molte parti del mondo, una tendenza parallela al rimboschimento spontaneo si sta verificando soprattutto in Eurasia: qui le aree boschive sono aumentate costantemente a partire dagli anni '70 (FAO, 2022), con potenziali vantaggi per i mammiferi di foresta. In particolare in Europa, il declino dell'agricoltura di montagna e la concentrazione della popolazione umana in aree urbane densamente popolate ha permesso alla successione ecologica di evolvere verso stadi più maturi nelle aree abbandonate (Falcucci et al. 2007). Le foreste hanno così recuperato i terreni che le comunità rurali avevano anticamente disboscato per ottenere pascoli e coltivazioni (Camarretta et al. 2018). Questo fenomeno ha consentito la ri-espansione di molte specie animali dipendenti dalle foreste e, in generale, della fauna in cerca di riparo dal disturbo antropico (Regos et al. 2016). Molte specie di mammiferi hanno beneficiato della crescita della copertura arborea in Europa e stanno attualmente riconquistando parti della loro distribuzione, un tempo ampia e continua, nel vecchio continente (Chapron et al. 2013), attraverso un processo di *rewilding* (Helmer et al. 2015). I mammiferi forestali dell'Eurasia sono quindi interessati da due tendenze diverse: da un lato beneficiano di un'espansione del loro habitat potenziale, ma dall'altro questo habitat è sempre più frequentato da esseri umani impegnati in attività ricreative all'aperto, con potenziali impatti negativi. Il risultato netto di questi due fattori potenzialmente contrastanti sui mammiferi selvatici dipende in larga misura dall'entità e dalla diffusione del disturbo, sia nello spazio che nel tempo, e dalla capacità delle specie selvatiche di adattare il loro comportamento alla presenza umana (Blanc et al. 2006).

La fauna selvatica può rispondere alle attività ricreative delle persone all'interno delle aree naturali attraverso tre strategie principali, che non si escludono a vicenda: l'evitamento spaziale, modificando i propri schemi di movimento per evitare le aree più intensamente visitate dagli umani; l'evitamento temporale, spostando la propria attività nei giorni o nelle ore in cui le persone sono meno attive; l'evitamento comportamentale, ad esempio aumentando il tasso di vigilanza in prossimità delle attività umane. A livello spaziale, la presenza degli esseri umani nel paesaggio spesso influenza i modelli di movimento individuali attraverso un ridimensionamento dell'area vitale (*home range*) per escludere le aree disturbate, che in ultima analisi può portare a una perdita di

habitat cumulativa su larga scala per l'intera popolazione (Plante et al. 2018; Richard et al. 2016). A livello temporale, i mammiferi selvatici stanno aumentando la loro proporzione di attività notturna per far fronte alla presenza pervasiva dell'uomo durante la luce del giorno (Gaynor et al. 2018). Inoltre, diversi studi hanno riportato una diminuzione dell'attività animale durante i fine settimana, quando il flusso di persone impegnate in attività ricreative all'aperto raggiunge il picco (ad esempio, Pelletier, 2006). La vicinanza a fonti di disturbo umano influenza anche il livello di vigilanza e di conseguenza lo stress fisiologico: ad esempio, i livelli dell'ormone dello stress cortisolo nei caprioli sono risultati negativamente correlati alla distanza dagli insediamenti umani e dalle infrastrutture quando l'attività umana è più intensa (Carbillet et al. 2020). Il tasso di vigilanza del capriolo è più fortemente correlato alla vicinanza alle attività umane che ai predatori naturali, con una conseguente diminuzione del tempo trascorso a nutrirsi quando è più vicino al disturbo umano (Ciuti et al. 2012). I mammiferi spesso combinano queste strategie di evitamento, ad esempio sfruttando aree ricche di cibo ma più esposte all'uomo durante la notte e rifugiandosi in aree boschive durante il giorno (Salvatori et al. 2022). Sebbene le risposte alla presenza umana siano state ampiamente studiate a livello di singola specie e per brevi periodi, le conoscenze sugli effetti a lungo termine a livello di comunità biologica sono ancora scarse (Ahumada et al. 2013). Infatti, una revisione sistematica (Marion et al. 2020) ha rilevato che gli studi sugli effetti del disturbo antropico sugli animali sono per lo più incentrati su una singola specie e raramente hanno superato la durata di due anni.

In questo studio abbiamo utilizzato il foto-trappolaggio sistematico in 7 estati consecutive, dal 2015 al 2021, per studiare gli effetti a lungo termine delle attività ricreative all'aperto su una comunità di 8 mammiferi di taglia medio-grande in un'area altamente turistica delle Alpi centrali, con l'obiettivo di verificare se la comunità di specie fosse influenzata dalla quantità di attività umane, con conseguente diminuzione a lungo termine della percentuale di area occupata (*occupancy*; ipotesi A1). In alternativa, nonostante l'intensa e diffusa presenza umana nell'area, le strategie adottate dalle specie di mammiferi potrebbero portare a un'*occupancy* stabile della comunità nel lungo periodo (ipotesi A2). Inoltre, volevamo valutare se la comunità di mammiferi rispondesse alla presenza pervasiva dell'uomo principalmente evitando spazialmente i siti più frequentati dalle persone (ipotesi B1), oppure regolando la propria attività temporale per evitare la sovrapposizione con le attività umane, diminuendo le probabilità di incontro con gli umani (ipotesi B2). Le strategie di evitamento spaziale e temporale potrebbero anche essere applicate contemporaneamente, evitando l'uomo sia nello spazio che nel tempo (ipotesi B3).

Area di studio

L'area di studio (Figura 1) si estende per circa 220 km² ed è situata in provincia di Trento, nel nord Italia (centrata su 46°06'45"N e 10°55'50"E), comprendendo in parte il Parco Naturale Adamello Brenta (PNAB), e coincide con la core area della popolazione di orso bruno delle Alpi centrali, che è stata reintrodotta qui nei primi anni 2000 (Tosi et al. 2015). Quest'area è un'importante meta turistica per l'escursionismo, la mountain bike e la attività ricreative all'aperto in generale, con circa un milione di visitatori all'anno e 100.000 passaggi di veicoli nelle valli principali (ISPAT 2021). L'area di studio presenta un territorio prevalentemente montuoso (300-2800 m s.l.m.) con una composizione vegetazionale che va dal bosco misto di latifoglie e conifere, dominato da faggio comune (*Fagus sylvatica*), larice europeo (*Larix decidua*) e pino (*Pinus* spp.), a comunità forestali subalpine dominate da pino, abete rosso (*Picea excelsa*) e abete bianco (*Abies alba*). A circa 1800 m la vegetazione diventa dominata dal pino mugo (*Pinus mugo*) e da habitat aperti composti da specie erbacee alpine. Il clima varia da continentale ad alpino, in relazione all'altitudine.

Materiali e metodi

Raccolta dati

Abbiamo condotto le indagini con le foto-trappole durante sette estati consecutive, dal 2015 al 2021, ogni anno tra la prima settimana di giugno e l'ultima di agosto. Il disegno di campionamento deriva dal *Tropical Ecology Assessment and Monitoring Network* (TEAM Network 2011; Jansen et al. 2014), un programma di monitoraggio della biodiversità pan-tropicale (Rovero e Ahumada 2017). Nel primo anno dello studio, abbiamo disegnato una griglia regolare con celle di 4 km² in cui abbiamo collocato 60 stazioni di foto-trappolaggio, una per cella, uniformemente distanziate e poste in modo da coprire un gradiente altitudinale da 500 a 1900 m s.l.m. Abbiamo selezionato casualmente una strada forestale o un sentiero all'interno di ogni cella e abbiamo collocato un punto casuale su di esso. Questi punti sono stati poi posizionati sul campo in base all'accessibilità. Abbiamo collocato 30 siti su sentieri e 30 su strade forestali e abbiamo installato le foto-trappole su alberi a circa 60 cm dal suolo e a una distanza di 3-5 metri dal sentiero o dalla strada. I 60 siti di campionamento scelti nel primo anno dello studio sono stati mantenuti invariati per gli anni successivi. Per maggiori dettagli sull'area di studio e sul disegno di campionamento si veda Salvatori et al. (2023) e Oberosler et al. (2017). In tutti gli anni abbiamo utilizzato lo stesso modello di foto-trappola Reconyx HC 500 (Reconyx Inc., Holmen, WI, USA) con un tempo di scatto di 0,20 s, ad eccezione del primo anno, in cui abbiamo utilizzato anche UOVision UV572 IR+ (UOVision Technology, Shenzhen, Cina) con un tempo di scatto di 1 s in metà dei siti di campionamento. I possibili effetti sulle prestazioni di rilevamento sono stati tenuti in considerazione includendo una covariata del modello di fotocamera nella componente di osservazione del nostro modello di *occupancy*. Le immagini raccolte sono state annotate a livello di specie dagli autori attraverso il software Wild.ID (Rovero e Zimmermann 2016). I nostri risultati sono quindi limitati all'uso spazio-temporale dei sentieri e delle strade da parte dei mammiferi selvatici e dell'uomo, e non dell'intera area di studio. Tanwar et al. (2021) hanno riscontrato che le foto-trappole posizionate sui sentieri forniscono stime diverse dell'abbondanza relativa e dei modelli di attività rispetto alle fotocamere posizionate in modo casuale. Tuttavia, hanno anche concluso che i disegni di studio che sfruttano i sentieri sono più convenienti ed efficienti, soprattutto per individuare i carnivori, che raramente vengono rilevati dalle fotocamere posizionate in modo casuale, e che possono fornire valutazioni solide delle tendenze temporali negli anni. Inoltre, la scelta di campionare sentieri e strade era funzionale al nostro obiettivo di monitorare contemporaneamente la fauna selvatica e l'uso del sito da parte delle persone per valutare il potenziale effetto del disturbo umano sulla fauna selvatica.

Abbiamo definito la nostra comunità di mammiferi come composta da otto specie di massa corporea superiore a 500 g, che erano anche le specie regolarmente catturate dal nostro set di fototrappole. Poiché la faina *Martes martes* e la martora *Martes foina* non possono essere distinte con certezza dalle immagini delle fotocamere e le due specie sono simpatriche nelle Alpi italiane (Fonda et al. 2021), abbiamo unito queste due specie a livello di genere. In questo modo sono state incluse le seguenti specie: *Martes* spp., *Lepus europaeus*, *Vulpes vulpes*, *Meles meles*, *Capreolus capreolus*, *Rupicapra rupicapra*, *Cervus elaphus* e *Ursus arctos*. Il lupo *Canis lupus*, che attualmente sta ricolonizzando naturalmente l'area di studio, è stato rilevato in 5 eventi totali durante i 7 anni dello studio, pertanto non abbiamo potuto includere questa specie nell'analisi a causa del basso numero di rilevamenti.

Abbiamo calcolato il numero medio di eventi indipendenti nel periodo di monitoraggio per ogni specie (uomini e animali domestici inclusi), definendo gli eventi come sequenze fotografiche separate da almeno 15 minuti (Rovero e Zimmermann 2016). Il numero di eventi è stato poi convertito in un Indice di Abbondanza Relativa

(RAI) dividendolo per il numero di giorni di campionamento e moltiplicandolo per 100. Il RAI sintetizza perciò il numero di eventi che si sono verificati durante il periodo di monitoraggio. In questo modo, i RAI riassumono il numero medio di eventi indipendenti ogni 100 giorni di campionamento, per ogni specie. Abbiamo calcolato i RAI per l'uomo in ogni anno di campionamento, per considerare qualitativamente eventuali tendenze, e abbiamo valutato se la presenza dell'uomo fosse diversa all'interno e all'esterno dell'area protetta del PNAB attraverso un test dei ranghi di Wilcoxon sui valori dei RAI. Per esplorare l'abbondanza relativa delle specie che compongono la nostra comunità focale, abbiamo calcolato i valori RAI annuali e la loro media nei sette anni con eventi indipendenti separati da un intervallo di 15 minuti ed eventi di rilevamento giornalieri.

Analisi spaziale

Per valutare se l'uso dei siti di foto-trappolaggio da parte della comunità di mammiferi fosse influenzato dalla quantità di attività umana e dalla vicinanza ai centri abitati, abbiamo utilizzato due metodi: in primo luogo, abbiamo applicato un modello di *occupancy* dinamica di comunità (Dorazio et al. 2010) in statistica bayesiana; in secondo luogo, abbiamo applicato modelli lineari generalizzati (GLM) al numero cumulativo a livello di sito di eventi fotografici indipendenti di ciascuna specie. Abbiamo utilizzato questi due metodi per ottenere un quadro completo dell'uso dello spazio da parte dei mammiferi: la modellazione dell'*occupancy* utilizza dati binari di "presenza-assenza" (0 per un non rilevamento e 1 per un rilevamento) per stimare l'occorrenza a livello di specie e comunità e la sua tendenza nel tempo, corretta per il rilevamento imperfetto, ma non distingue molto tra siti utilizzati intensamente e siti visitati solo di rado, che rappresentano entrambi una "presenza" e quindi sono di solito assegnati ad alte probabilità di *occupancy*. Poiché gli animali possono rispondere alla presenza umana non solo attraverso una completa segregazione spaziale, ma anche modulando l'uso del sito in risposta a quello dell'uomo, abbiamo modellato anche il numero di eventi fotografici per valutare l'intensità dell'uso del sito da parte dei mammiferi e quali variabili antropiche e topografiche lo influenzano. Quest'ultimo metodo non tiene conto del rilevamento imperfetto.

Il modello di *occupancy* dinamica ha una formulazione gerarchica, che tiene conto della variazione della probabilità di rilevamento per stimare una probabilità di presenza corretta per il primo anno dello studio, e stima la probabilità annuale di persistenza e colonizzazione in ogni sito a partire dal secondo anno. Tutti i parametri a livello di specie sono stati modellati come effetti casuali da una distribuzione comune per la comunità biologica in studio, in modo da ottenere stime sia a livello di specie che di comunità. Nel modello di processo ecologico, la presenza/assenza di una specie k in un punto di campionamento i nel primo anno è una variabile latente non osservata Z_{ik1} risultante da un processo di Bernoulli con probabilità attesa $\Psi_{ik1} : Z_{ik1} \sim \text{Bernoulli}(\Psi_{ik1})$. Per il primo anno di osservazioni, l'*occupancy* (Ψ_{ik1}) è stata modellata in funzione delle covariate utilizzando una funzione logistica: $\text{logit}(\Psi_{ik1}) = \beta X_{ik}$ dove X_{ik} è una matrice di covariate e β è un vettore di parametri di regressione da stimare. Nei successivi t anni, un sito rimane occupato dalla specie con probabilità Φ_{ikt} , o diventa non occupato con probabilità $1 - \Phi_{ikt}$, dove Φ_{ikt} è la probabilità di persistenza della specie k nel sito i dall'anno $t-1$ all'anno t e $1 - \Phi_{ikt}$ è la probabilità che il sito i diventi non occupato dalla specie k nell'anno t . Se il sito i non è stato occupato dalla specie k nell'anno $t-1$ ($Z_{ik(t-1)} = 0$), la specie può colonizzare questo sito entro l'anno successivo t con la probabilità γ_{ikt} . La dinamica temporale della probabilità di presenza della specie k nel sito i può essere descritta come:

$$\Psi_{ikt} = Z_{ik(t-1)} \Phi_{ikt} + (1 - Z_{ik(t-1)}) \gamma_{ikt}$$

La probabilità di persistenza Φ e la probabilità di colonizzazione γ sono state modellate in funzione di covariate specifiche del sito

e dell'anno, utilizzando un legame logistico come descritto sopra. Il sottomodulo di osservazione assume che le osservazioni di ogni specie k in ogni punto di campionamento i e nell'anno t , Y_{ikt} siano realizzazioni di un processo binomiale con media $Z_{ikt} p_{ikt}$ dove p_{ikt} è la probabilità di rilevamento della specie k nel sito i nell'anno t : $Y_{ikt} \sim \text{Binomiale}(Z_{ikt} p_{ikt}, e_{it})$, con e_{it} che rappresenta lo sforzo di campionamento in termini di numero di giorni in cui la fotocamera è stata attiva nel sito i nell'anno t . Questa formulazione tiene conto del rilevamento imperfetto nel sito di campionamento (cioè dei falsi negativi), consentendo di modellare la probabilità di rilevamento p in funzione delle covariate specifiche del sito e fornendo quindi una stima corretta dell'*occupancy*. In questo modo, siamo stati in grado di stimare una probabilità di presenza per ogni specie e per ogni anno e di riassumere le dinamiche di presenza della comunità attraverso il Wildlife Picture Index (WPI, O'Brien et al. 2010). Il WPI è un indicatore di biodiversità basato sulla media geometrica delle stime di *occupancy* relative derivate dal campionamento con trappole fotografiche a scala di paesaggio. L'*occupancy* di ogni specie in una serie temporale viene scalata con riferimento al primo anno dello studio e poi mediata tra le specie che compongono la comunità attraverso una media geometrica. Il WPI può quindi indicare se l'*occupancy* della comunità sta diminuendo, aumentando o è stabile in un preciso intervallo di tempo. Abbiamo anche stimato, per ogni specie, il tasso di variazione dell'*occupancy* tra gli anni ($\lambda_{k,t} = \psi_{k,t} / \psi_{k,t-1}$), che è analogo al tasso di crescita di una popolazione (MacKenzie et al. 2018). Abbiamo quindi calcolato la media di questi valori per ogni specie nel periodo di 7 anni per ottenere un tasso di crescita medio della probabilità di *occupancy* specifica della specie con i relativi intervalli di confidenza.

Abbiamo utilizzato come covariate di sito la distanza dal centro abitato più vicino, l'altitudine e la pendenza del terreno, estratte da mappe tematiche e raster del Modello Digitale di Altitudine (DEM) del Geoportale della Provincia Autonoma di Trento (<http://www.territorio.provincia.tn.it>) ed elaborate tramite il software QGIS (QGIS Development Team 2021). Abbiamo inoltre utilizzato l'Indice di Abbondanza Relativa (RAI) di uomini e veicoli (numero di eventi indipendenti diviso per i giorni di campionamento e moltiplicato per 100), come covariata sito-anno sull'*occupancy* del primo anno e sulla probabilità di persistenza e colonizzazione. Tutte le covariate sono state incluse sia a livello di comunità che di specie, collegate attraverso effetti *random*. Per la probabilità di rilevamento abbiamo incluso la distanza dai centri abitati, il tipo di tracciato (sentiero o strada forestale) e il modello di fototrappola (Reconyx o Uovision). Tutte le covariate numeriche sono state standardizzate sottraendo la loro media e dividendo per la loro deviazione standard, per facilitare il confronto tra le stime dei coefficienti.

Abbiamo eseguito il modello con il programma JAGS attraverso il pacchetto R2jags (Su e Yajima 2015) con 3 catene e 100.000 iterazioni con un burn-in di 20.000 e un numero di diradamento (*thinning*) pari a 5. Abbiamo verificato la convergenza delle catene visivamente e attraverso i valori di \hat{r} (considerando un parametro come correttamente convergente se il suo \hat{r} era inferiore a 1,02, Gelman e Rubin 2003).

Per stimare l'intensità dell'uso del sito da parte di ciascuna specie e quali fattori la influenzano, abbiamo utilizzato GLM binomiali negativi per una regressione del numero totale di eventi fotografici in ciascun sito (variabile dipendente) rispetto allo sforzo di campionamento (espresso come numero totale di giorni di foto-trappolaggio e trattato come termine di *offset*), al numero di eventi fotografici umani, alla distanza dai centri abitati, all'altitudine e alla pendenza del terreno. Abbiamo scelto la regressione binomiale negativa perché un'analisi esplorativa con GLM di Poisson ha rivelato che i residui erano eccessivamente dispersi. Per ciascuna delle otto specie di mammiferi, abbiamo eseguito una procedura di selezione del modello basata sul criterio di informazione di Akaike (AIC, Burnham e Anderson 2002) confrontando i modelli con tutte le possibili combinazioni additive delle variabili esplicative. Quando più modelli si trovavano entro 2 unità rispetto a quello con il valore

AIC più basso, abbiamo eseguito la media dei modelli per pesare i coefficienti delle covariate. Il modello nullo è stato considerato quello con lo sforzo di campionamento come unica covariata.

Analisi dell'attività temporale

Per valutare se la comunità di mammiferi selvatici di medie e grandi dimensioni e l'uomo fossero temporalmente segregati, abbiamo modificato l'approccio sviluppato da Patten e Burger (2018). Per ogni sito di campionamento, abbiamo unito i rilevamenti di tutte le 8 specie selezionate in tutti gli anni e li abbiamo successivamente classificati in 4 finestre temporali giornaliere: la prima finestra dalle 0 alle 6 del mattino, la seconda dalle 6 alle 12 del mattino, la terza dalle 0 alle 6 del pomeriggio e la quarta dalle 6 alle 12 del pomeriggio. Il numero totale di finestre temporali era quindi pari ai giorni di campionamento nel sito i moltiplicati per 4. Per verificare l'ipotesi nulla di assenza di segregazione temporale, abbiamo calcolato la probabilità di presenza di mammiferi M_i sommando tutte le finestre temporali in cui almeno una delle otto specie di mammiferi è stata rilevata nel sito i e dividendo per il numero totale di finestre temporali in cui la fototrappola era attiva nel sito i (tw_i). Allo stesso modo abbiamo calcolato la probabilità di presenza di esseri umani e veicoli H_i . Moltiplicando le due probabilità abbiamo ottenuto la probabilità attesa di presenza congiunta in ogni sito sotto l'ipotesi nulla di indipendenza dei rilevamenti di mammiferi e umani: $J_i = M_i H_i$. Infatti, se le presenze dei mammiferi fossero indipendenti da quelle degli esseri umani, ci aspetteremmo che la probabilità di presenza congiunta di mammiferi e umani fosse semplicemente il prodotto delle loro probabilità di presenza separate. Seguendo Patten e Burger (2018), abbiamo utilizzato una procedura di simulazione per ottenere 1000 simulazioni di occorrenze congiunte di mammiferi e umani per ogni sito. Per ogni esecuzione di simulazione abbiamo ottenuto un valore di presenze congiunte attese Exp_i nel sito i attraverso una distribuzione binomiale con probabilità J_i e dimensione del campione tw_i pari al numero totale di finestre temporali per quel sito: $Exp_i \sim \text{Binomiale}(J_i, tw_i)$. Quindi, per ogni sito i abbiamo simulato 1000 valori di occorrenze congiunte attese Exp_i . La P finale del test specifica per ciascun sito è stata considerata come il numero di volte in cui una Exp_i simulata era inferiore o uguale al numero osservato di occorrenze congiunte di mammiferi e umani Obs_i , diviso per 1000, cioè il numero totale di repliche della simulazione. In questo modo è stato possibile valutare se in ogni sito il numero osservato di presenze congiunte di mammiferi e umani fosse significativamente inferiore a quello previsto dall'ipotesi nulla di indipendenza. Abbiamo ripetuto questo approccio anche considerando ogni specie selvatica separatamente, per verificare se il pattern complessivo fosse guidato da qualche specie in particolare o meno.

Per verificare esplicitamente se il tasso di attività notturna della comunità di mammiferi fosse influenzato dalla quantità di frequentazione umana, abbiamo calcolato un indice di notturnalità come segue: abbiamo diviso il numero di eventi notturni, sommando quelli delle otto specie selvatiche in ogni sito in ogni anno, per il loro numero totale di eventi in quel sito e in quell'anno. Un indice di notturnalità di 0,7 per il sito i nell'anno t , ad esempio, significherebbe che il 70% degli eventi della comunità di mammiferi nel sito i nell'anno t sono stati registrati durante la notte, definita come il tempo tra il tramonto e l'alba calcolato attraverso il pacchetto R *suncalc* (Thieurmel e Elmarhraoui 2019). Abbiamo quindi analizzato questo indice tramite un modello di regressione in relazione al RAI degli umani specifico del sito e dell'anno e alla distanza dal centro abitato più vicino, esprimendo l'anno come effetto casuale, per evitare pseudoreplicazioni. Abbiamo utilizzato la distribuzione beta come funzione di densità di probabilità per il modello misto, poiché questa distribuzione è adatta a modellare variabili dipendenti proporzionali (cioè, variabili delimitate tra 0 e 1). Abbiamo classificato i quattro modelli possibili (il modello costante, il modello con RAI umano, il modello con la distanza dagli insediamenti e il modello con entrambe le variabili) in base al punteggio AIC e abbiamo applicato la media dei modelli per i modelli entro 2 unità di AIC.

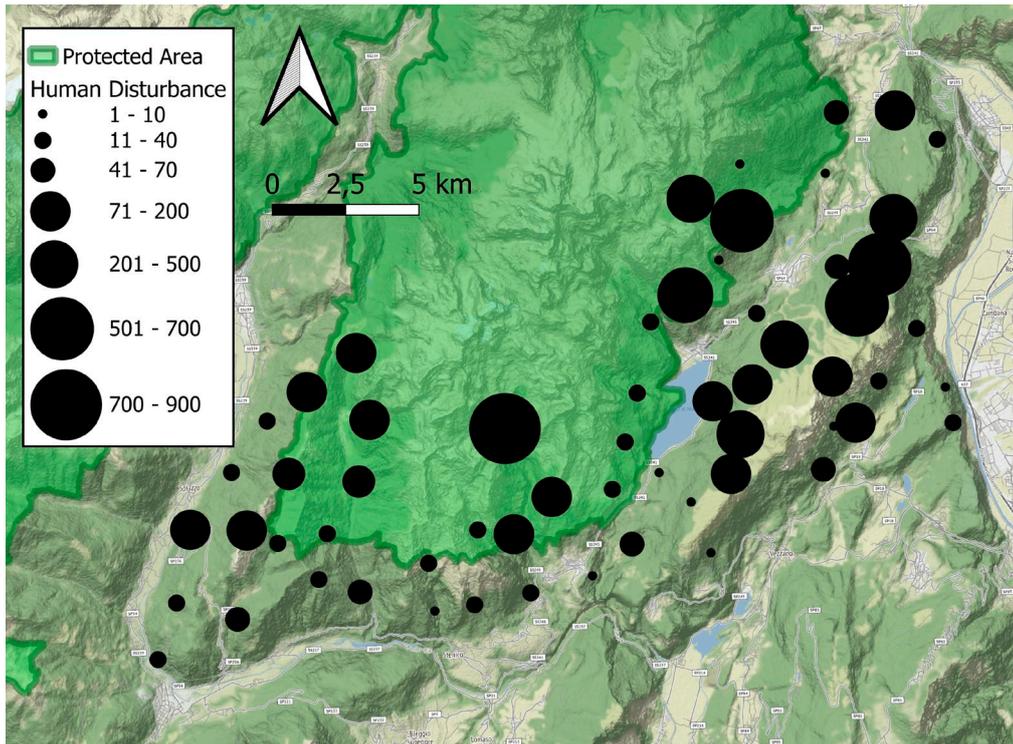


Fig. 1 – Mappa del tasso di disturbo antropico nell'area di studio nelle Alpi centrali. Ogni punto indica un sito di fototrappolaggio monitorato in 7 estati consecutive dal 2015 al 2021, e la sua dimensione è proporzionale al RAI medio (eventi normalizzati dallo sforzo di campionamento) degli esseri umani (veicoli inclusi). L'area protetta PNAB è indicata dal colore verde chiaro e dai bordi verde scuro. Da Salvatori et al. 2023. / **Fig. 1** – Map of the rate of human disturbance in the study area in the central Alps. Each dot indicates a camera-trapping site monitored in 7 consecutive summers from 2015 to 2021, and its size is proportional to the average RAI (events normalized by sampling effort) of humans (vehicles included). The PNAB protected area is denoted by the light green color and dark green borders. From Salvatori et al. (2023).

Infine, abbiamo calcolato il modello di attività cumulativa di esseri umani e mammiferi prendendo l'orario degli eventi indipendenti, definiti come rilevamenti separati da almeno 15 minuti, attraverso una stima della densità kernel con il pacchetto R *circular* (Agostinelli e Lund 2017) per ogni anno. Abbiamo stimato le curve temporali che separano i siti a bassa frequentazione umana (inferiori o uguali al 50imo percentile del RAI umano) e i siti ad alta frequentazione umana (superiori al 50imo percentile del RAI umano). Abbiamo quindi stimato il coefficiente di sovrapposizione Δ tra i modelli di attività degli esseri umani e dei mammiferi selvatici in siti ad alta e bassa frequentazione umana con il pacchetto R *overlap* (Ridout e Linkie 2009). Per verificare se la curva di attività della comunità di mammiferi cambiasse con il tasso di passaggio dell'uomo, abbiamo anche calcolato il coefficiente di sovrapposizione tra le curve dei mammiferi nei siti con basso e alto passaggio di persone. In tutti i casi, il coefficiente di sovrapposizione stimato è stato il Δ_4 poiché la nostra dimensione del campione era superiore a 100 eventi (Ridout e Linkie 2009).

Risultati

Abbiamo raccolto in totale 522.564 immagini di uomini e mammiferi, per una media di 74.652 all'anno. Al netto delle immagini di installazione della foto-trappola e delle immagini vuote, il 69,75% erano immagini di esseri umani o veicoli e il 21,08% di mammiferi. Nei 7 anni, il numero medio di eventi indipendenti dell'uomo (veicoli inclusi) è stato 7 volte superiore a quello della specie selvatica più rilevata, la volpe rossa, e 71 volte superiore a quello della specie selvatica meno rilevata, l'orso bruno (Figura 2). Il numero di eventi relativi all'essere umano ha oscillato ma è aumentato complessivamente nell'arco di 7 anni, passando da 137 eventi ogni 100 giorni di campionamento nel 2015 a 212 nel 2021, e non abbiamo riscontrato differenze significative tra i valori registrati all'interno e all'esterno dell'area protetta del PNAB (Wilcoxon sum rank test: $W = 463$, $p = 0,25$; numero di siti all'interno del PNAB = 20, numero di siti all'esterno del PNAB = 40; Figura 1).

Analisi spaziale

Tutti i parametri del modello di *occupancy* dinamica della comunità hanno raggiunto la convergenza e i valori di R-hat sono stati

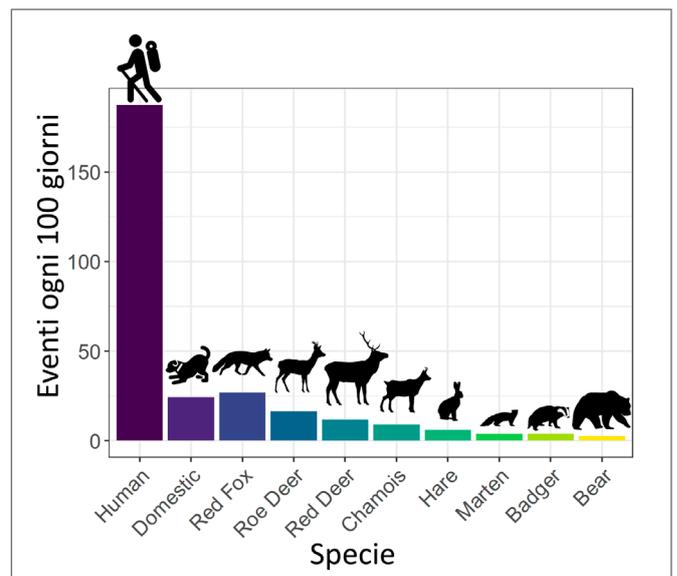


Fig. 2 – Il diagramma a barre illustra il RAI medio (eventi normalizzati per lo sforzo di campionamento) degli 8 mammiferi selvatici, degli animali domestici e dell'uomo (compresi i veicoli) nei 7 anni di osservazione sistematica con foto-trappole nelle Alpi centrali. Ogni specie/categoria è indicata dalla sua sagoma e da un colore della scala. Da Salvatori et al. 2023. / **Fig. 2** – The barplot illustrates the average RAI (events normalized by sampling effort) of the 8 wild mammals, domestic animals, and humans (including vehicles) in the 7 years of systematic camera-trapping in the central Alps. Each species/category is indicated by its silhouette and a color of the scale. From Salvatori et al. (2023).

<1,01. A livello di comunità, la probabilità di rilevamento non è risultata diversa tra sentieri e strade forestali, ma più alta per il modello di telecamera Uovision IR+ e non influenzata dalla distanza dalla città più vicina. La distanza dai centri abitati non ha avuto alcun effetto nemmeno sull'*occupancy* della comunità al primo anno, né sulla persistenza o sulla colonizzazione. Allo stesso modo, a livello di comunità, l'attività umana non ha influenzato l'*occupan-*

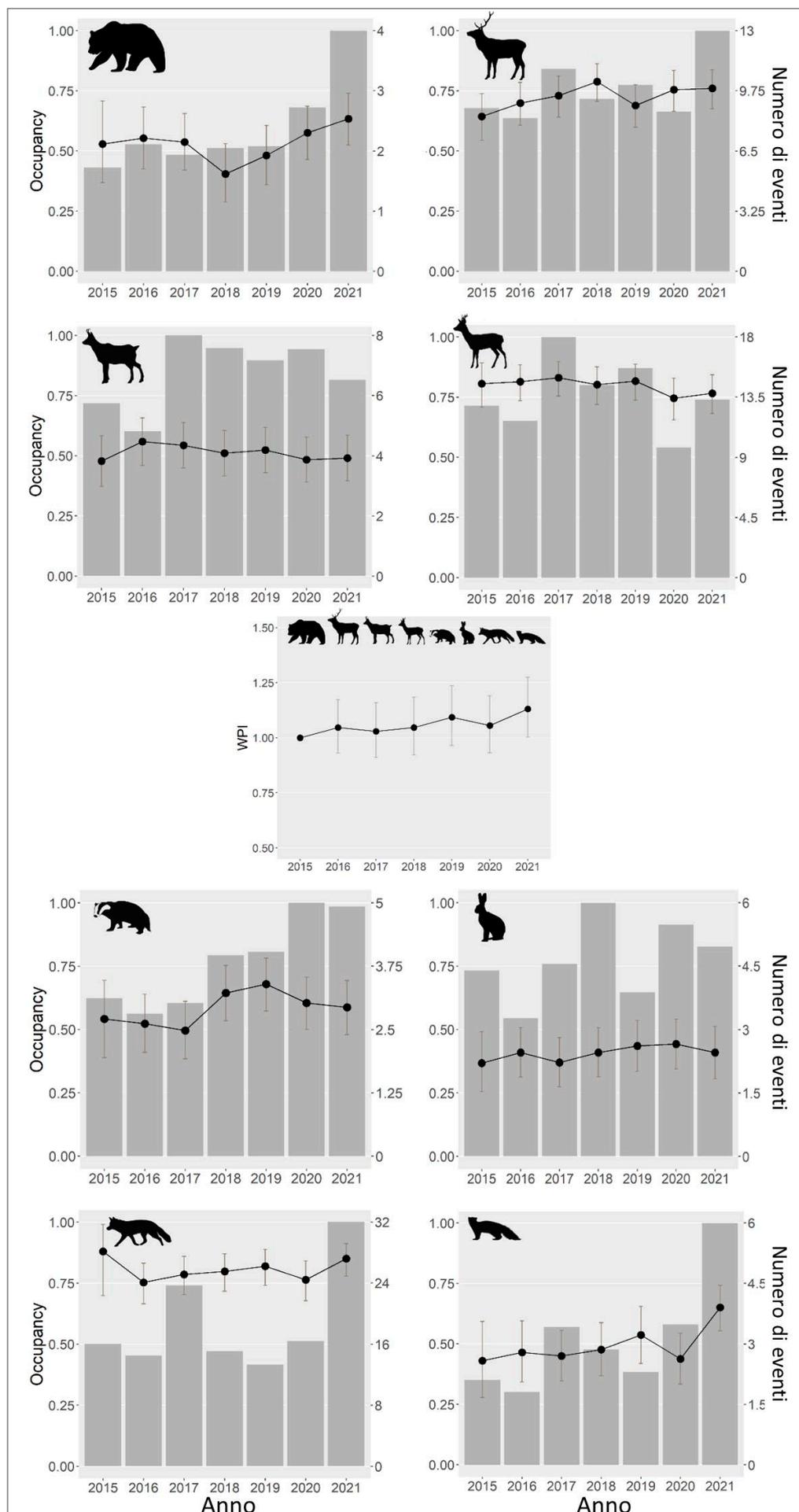


Fig. 3 – Stime di occupancy annuale (punti neri) con intervalli di confidenza del 90% (segmenti neri) per le otto specie di mammiferi, indicate dalla loro silhouette, monitorate tramite fototrappolaggio nelle Alpi centrali dal 2015 al 2021. Le barre sullo sfondo mostrano il numero di eventi di rilevamento giornalieri normalizzati su 100 giorni, per ogni anno (asse y destro). Il pannello centrale riporta la stima del Wildlife Picture Index (WPI) per l'intera comunità di mammiferi in ogni anno. Le specie sono ordinate in base alla massa corporea, dall'alto a sinistra al basso a destra. Da Salvatori et al. 2023. / **Fig. 3** – Yearly occupancy estimates (black dots) with 90% confidence intervals (grey segments) for the eight mammalian species, indicated by their silhouette, monitored by camera-trapping in the central Alps from 2015 to 2021. The background barplots show the number of daily detection events normalized over 100 days, for each year (right y axis). The central panel reports the estimated Wildlife Picture Index (WPI) for the whole mammalian community in each year. The species are ordered by body mass from top left to bottom right. From Salvatori et al. (2023).

cy al primo anno, la persistenza o la colonizzazione. A livello di specie, il disturbo antropico è risultato correlato positivamente all'*occupancy* al primo anno per la lepre e negativamente per il cervo. Ha avuto un effetto negativo sulla persistenza di camoscio e cervo e positivo sulla colonizzazione della lepre. La distanza dai centri abitati è risultata negativamente correlata alla probabilità di colonizzazione di lepre e cervo. La probabilità di colonizzazione di camoscio e lepre è risultata positivamente correlata all'altitudine, mentre quella di cervo, capriolo e volpe è risultata negativamente correlata alla pendenza del terreno, che è invece risultata positivamente correlata alla probabilità di colonizzazione di *Martes* spp. Il WPI ha avuto una tendenza positiva, con la stima dell'ultimo anno più grande del 13% rispetto al primo (WPI2021 = 1,13; 90% BCI: 1,00, 1,27; Figura 3), confermando l'ipotesi A2 (tendenza favorevole) e respingendo A1 (tendenza in diminuzione). Il tasso di crescita annuale, mediato tra gli anni, e quindi la tendenza di *occupancy*, è risultato positivo per *Martes* spp. ($\lambda = 1,11$; 1,04, 1,21; Figura 3), orso bruno ($\lambda = 1,06$; 1,00, 1,14) e cervo ($\lambda = 1,03$; 1,00, 1,07), mentre è risultato positivo, ma con un intervallo di credibilità del 90% che si sovrappone a 0, per lepre ($\lambda = 1,04$; 0,97, 1,12), tasso ($\lambda = 1,04$; 0,98, 1,10) e camoscio ($\lambda = 1,01$; 0,96, 1,07), neutro per la volpe rossa ($\lambda = 1,00$; 0,98, 1,04) e negativo, ma con un intervallo di credibilità del 90% sovrapposto allo 0, per il capriolo ($\lambda = 0,99$; 0,97, 1,02).

I GLM sul numero di eventi fotografici hanno mostrato che gli eventi umani hanno influenzato negativamente l'orso, il cervo e il camoscio, mentre hanno influenzato positivamente la lepre e la volpe. Gli eventi del capriolo sono risultati correlati negativamente a quelli delle persone, in modo opposto a quelli di *Martes* spp., ma in entrambi i casi l'intervallo di confidenza si è sovrapposto a 0. La presenza umana non sembra influenzare gli eventi del tasso, poiché la stima del coefficiente è risultata pari a 0. Il numero di eventi dell'orso, del cervo e del camoscio tende ad aumentare all'aumentare della distanza dai centri abitati, mentre tende a diminuire per il tasso, la lepre, la volpe e *Martes* spp. ma la relazione è risultata significativa solo per il tasso, la lepre e la volpe. L'orso e il camoscio hanno utilizzato più intensamente i siti a maggiore altitudine e con terreni più ripidi, al contrario del capriolo. La lepre ha avuto una relazione negativa con la pendenza del terreno, ma positiva con l'altitudine. La volpe è stata influenzata negativamente dall'altitudine e *Martes* spp. è risultata correlata positivamente con la pendenza del terreno (Figura 4).

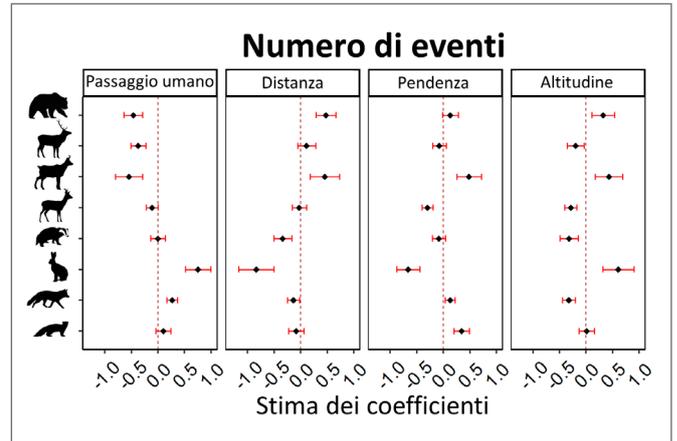


Fig. 4 – Il grafico illustra le stime dei coefficienti di regressione della presenza umana, della distanza dagli insediamenti, della pendenza del terreno e dell'altitudine sugli eventi fotografici indipendenti di 8 specie di mammiferi, indicati dalla loro silhouette sull'asse y. In ogni riquadro, la linea verticale tratteggiata corrisponde a zero, le stime medie sono indicate dal rombo nero e gli errori standard dagli intervalli rossi. I dati derivano da 7 anni di foto-trappolaggio sistematico nelle Alpi centrali. Le specie sono ordinate per massa corporea dall'alto verso il basso. Da Salvatori et al. 2023. / **Fig. 4** – The graph illustrates the estimates of the regression coefficients of human presence, distance from settlements, terrain slope and elevation on the independent photographic events of 8 mammalian species, indicated by their silhouette on the y axis. In each variable box, the vertical dotted line corresponds to zero, mean estimates are shown by black diamond and the standard errors by red intervals. Data derive from 7 years of systematic camera-trapping in the central Alps. The species are ordered by body mass from top to bottom. From Salvatori et al. (2023).

Analisi dell'attività temporale

In 50 siti su 60 (83,3%) il numero di presenze osservate di mammiferi e umani Obs, nelle stesse finestre temporali era inferiore a quello previsto dall'ipotesi nulla di indipendenza. In 35 siti (58,3%) il valore osservato era statisticamente inferiore al valore atteso Exp_i simulato attraverso il test (Figura S2.1). Questo scenario non è stato dovuto da alcune specie in particolare, ma è risultato concorde per tutte le specie, poiché tutte hanno mostra-

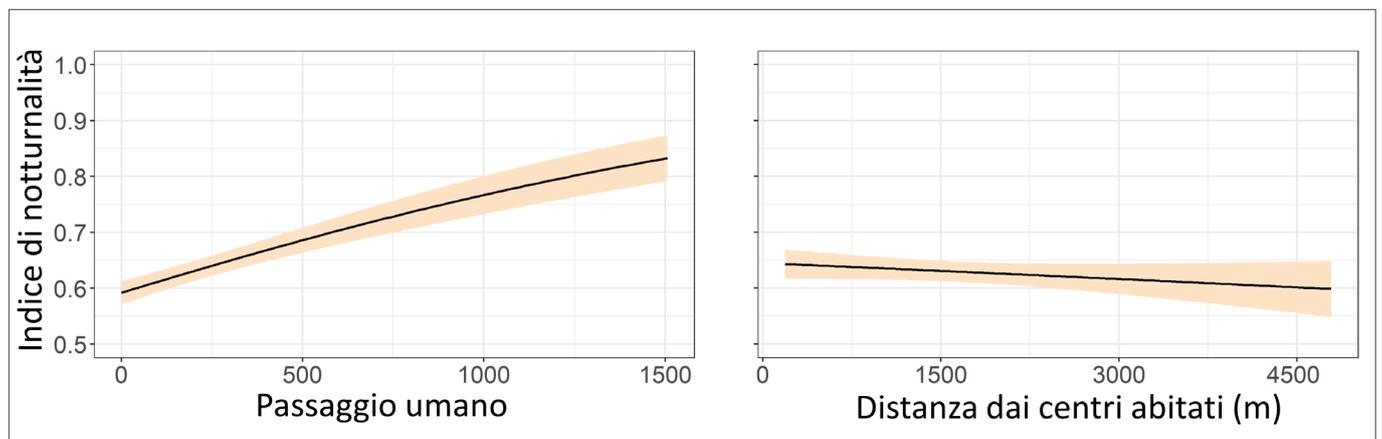


Fig. 5 – Predizioni del modello sull'indice di notturnalità della comunità di mammiferi in relazione al tasso di passaggio antropico (RAI dell'uomo; pannello di sinistra) e alla distanza dalla città più vicina (in metri, pannello di destra). Un indice di notturnalità sito-specifico di 0,7 significa che il 70% dei rilevamenti di mammiferi in quel sito è stato registrato durante la notte. La banda colorata rappresenta l'errore standard della stima. Da Salvatori et al. 2023. / **Fig. 5** – Model predictions on the index of nocturnality of the mammalian community in relation to the rate of human passage (RAI of humans; left hand panel), and the distance from the closest town (right hand panel). A site-specific index of nocturnality of 0.7 means that 70% of the mammalian detections at that site were recorded during the night. The shaded band represents the standard error of the estimate. From Salvatori et al. (2023).

to in media un numero di finestre temporali osservate con co-occorrenza con gli umani Obs_i inferiore al numero atteso Exp_i sotto l'ipotesi nulla di indipendenza.

L'indice di notturnalità della comunità di mammiferi è risultato correlato positivamente al tasso di passaggio umano (RAI degli umani; $\beta_{umani} = 0,24 \pm SE 0,06$; Figura 5) e negativamente, ma non significativamente, alla distanza dalla città più vicina ($\beta_{towns} = -0,04 \pm SE 0,05$), con una bassa varianza tra gli anni (varianza dell'intercetta casuale = 0,02).

Il modello di attività cumulativa dei mammiferi ha mostrato in ogni anno un livello di attività marcatamente inferiore nelle ore centrali della giornata, in corrispondenza del picco di attività umana, soprattutto nei siti ad alto passaggio antropico, e un aumento durante le ore crepuscolari e soprattutto notturne. L'attività umana ha raggiunto il suo picco nella tarda mattinata e nel primo pomeriggio e si è ridotta quasi a zero nelle ore centrali della notte (Figura 6). La sovrapposizione dell'attività temporale tra mammiferi ed esseri umani è risultata inferiore di oltre la metà dove il passaggio antropico era maggiore, con $\Delta = 0,42$ (95%CI 0,39-0,43) a basso passaggio antropico, mentre $\Delta = 0,17$ (0,16-0,19) ad alto passaggio antropico. Anche le curve temporali dei mammiferi a basso e alto passaggio di persone sono risultate significativamente diverse secondo il test di Wald, confermando che la loro attività temporale cambiava in relazione al livello di disturbo ($W = 13,82$, $P < 0,001$). L'ipotesi B2 (evitamento temporale) è stata quindi confermata.

Discussione

Grazie ad una serie temporale di 7 anni di dati raccolti in modo standardizzato abbiamo riscontrato che una comunità di mammiferi selvatici esposta a un'intensa e diffusa presenza umana può aumentare la sua presenza a lungo termine evitando le persone a livello temporale, confermando le ipotesi A2 e B2. Il 70% delle 520.000 fotografie scattate con le foto-trappole erano di esseri umani impegnati in escursioni a piedi, in bicicletta o alla guida di veicoli, con un aumento del numero di eventi fotografici indipendenti nei 7 anni, che in media erano da 7 a 70 volte maggiori di quelli dei mammiferi selvatici (Figura 2). Questi dati sono in linea con la tendenza all'aumento delle attività ricreative all'aperto nelle aree naturali di tutto il mondo (Winter et al. 2019) e indicano una forte pressione potenziale sulla fauna selvatica. Tuttavia, è emerso chiaramente che la comunità target non ha mostrato segni di declino: infatti, il Wildlife Picture Index ha indicato una tendenza positiva. Inoltre, i tassi di crescita medi delle singole specie sono stati per lo più positivi o neutri, indicando tendenze crescenti o stabili nell'uso di sentieri e strade durante i sette anni. L'aumento dell'*occupancy* del genere *Martes* è stato particolarmente marcato nel 2021, e ciò potrebbe derivare da un picco di abbondanza di piccoli mammiferi, e quindi di disponibilità di prede, in seguito alla pascione del faggio dell'anno precedente (Pucek et al. 1993). La tendenza positiva dell'orso bruno è invece attribuibile alla crescita demografica in atto dopo il progetto di reintroduzione dei primi anni 2000 e suggerisce che questa specie apparentemente non abbia ancora raggiunto la capacità portante nell'area di studio, che si sovrappone alla *core area* di questa popolazione (Tosi et al. 2015; De Barba et al. 2010). La crescita dell'utilizzo dei siti da parte del cervo è in accordo con una tendenza più generale di espansione dell'areale e di aumento delle abbondanze in Europa (Milner et al. 2006). Tutte le altre specie hanno mostrato tendenze leggermente positive o stabili, tranne il capriolo, la cui tendenza di *occupancy* nei 7 anni è stata leggermente negativa (anche se con un intervallo di confidenza superiore a 0). Sebbene questo risultato non possa escludere una tendenza stabile nel lungo periodo, la potenziale diminuzione potrebbe essere attribuita alla minore quantità di habitat ecotonali derivante dalla rigenerazione naturale delle foreste nelle aree agricole abbandonate (Chirichella et al. 2017), e/o alla competizione con il cervo, di taglia maggiore (Richard et al. 2010).

La relazione delle nostre specie target con le attività ricreative all'aperto sembra variare in base alle dimensioni corporee: le specie di dimensioni maggiori tendono a mostrare una risposta spaziale negativa, mentre le specie di dimensioni minori presentano una risposta neutra o positiva. L'intensità di utilizzo dei siti da parte dell'orso bruno, del cervo e del camoscio è risultata inferiore nei siti con maggiore attività umana, mentre all'estremo opposto l'utilizzo dei siti da parte della lepre e della volpe è stato correlato positivamente all'attività umana. Il capriolo e il tasso, di dimensioni intermedie, hanno presentato comportamenti intermedi. Anche per quanto riguarda la distanza dal centro abitato più vicino, lo scenario di dipendenza dalla taglia corporea sembra essere valido: l'orso bruno e i due ungulati più grandi hanno visitato più intensamente i siti a maggiore distanza dai centri abitati, mentre il tasso, la lepre e la volpe hanno utilizzato più spesso i siti in prossimità di essi. La preferenza del camoscio per i siti a maggiore altitudine e pendenza, che sono invece evitati dai due cervidi, corrisponde alle note esigenze ecologiche di questi ungulati. Al contrario, la predilezione dell'orso per i siti a maggiore altitudine e pendenza potrebbe derivare indirettamente da una strategia di evitamento dell'essere umano, dal momento che questa specie non possiede adattamenti specifici per gli habitat di alta quota, e si trova anche in pianura dove la presenza umana è scarsa (Penteriani e Melletti 2020). Il fatto che la lepre abbia visitato più spesso siti ad alta quota ma con pendenze più lievi potrebbe derivare dalla sua propensione a sfruttare habitat aperti, che nei paesaggi alpini si trovano solitamente nei fondovalle (che non abbiamo monitorato) e a quote più elevate nei pascoli montani. Questi scenari sono stati in generale più evidenti dall'analisi degli eventi che dalla modellizzazione dell'*occupancy*, e ciò suggerisce che nelle aree in cui le attività ricreative umane sono diffuse, i mammiferi potrebbero regolare l'intensità dell'uso del sito, più che la presenza o l'assenza, in relazione al tasso di attività umana.

L'impatto della attività ricreative sull'attività temporale della comunità di mammiferi è stato inequivocabile, con un numero di eventi di co-occorrenza temporale tra mammiferi e umani inferiore a quello previsto nell'ipotesi nulla di assenza di segregazione temporale. È interessante notare che la proporzione di eventi notturni della comunità di mammiferi aumenti con l'aumento del tasso di passaggio antropico e con la vicinanza alle città. Le curve di attività hanno confermato questo risultato, mostrando che la comunità di mammiferi ha ridotto di oltre la metà la sovrapposizione di attività con l'uomo nei siti più disturbati. Questa strategia è adottata a livello globale dai mammiferi che si trovano ad affrontare un'intensa attività umana, con il risultato di uno spostamento generale verso la notturnalità (Gaynor et al. 2018). Se da un lato questo adattamento comportamentale può facilitare la coesistenza uomo-fauna riducendo la probabilità di incontro, dall'altro può comportare profonde alterazioni dei modelli naturali di attività, con conseguenze nefaste per il successo riproduttivo e la persistenza della popolazione (Griffin et al. 2017; Suraci et al. 2019). Le specie fisiologicamente adattate alla luce del giorno o al crepuscolo, quando sono attive di notte, possono soffrire di una ridotta efficienza di foraggiamento, di una minore capacità di movimento e di orientamento, di interazioni sociali perturbate (Shamoon et al. 2018; Frey et al. 2020; Ordiz et al. 2013) e di una termoregolazione subottimale. Nell'area di studio i mammiferi sono costretti a spostare la loro attività verso le ore notturne, dato che i sentieri escursionistici e le strade forestali sono saturi di turisti durante il giorno, soprattutto dove l'attività umana all'aperto è più intensa (Figura 5 e 6).

Mentre la segregazione temporale con l'uomo sembra essere la strategia generale adottata dall'intera comunità di mammiferi, solo le specie più sensibili, come l'orso bruno e le tre specie di ungulati, sembrano combinare questa strategia con l'evitamento spaziale delle persone, diminuendo il loro passaggio nei siti più disturbati. I mesocarnivori e la lepre hanno invece mostrato una preferenza per i siti più vicini ai centri abitati e una maggiore tol-

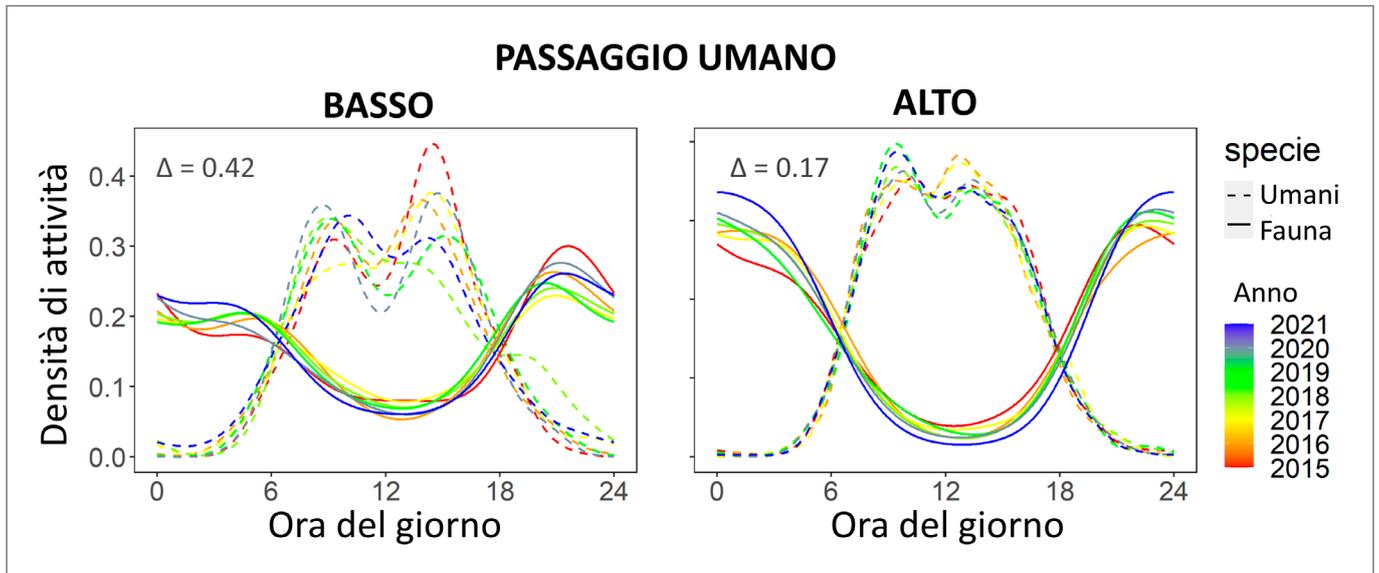


Fig. 6 – Curva di attività temporale per gli esseri umani (veicoli inclusi, linee tratteggiate) e i mammiferi (linee solide) in siti con basso (pannello di sinistra) e alto (pannello di destra) passaggio di esseri umani (RAI di esseri umani), ottenuta da sette anni di riprese sistematiche con telecamere nelle Alpi centrali. Gli anni sono indicati dalla scala di colori spettrali: dal 2015, rosso, al 2021, blu. Il coefficiente di sovrapposizione temporale Δ tra mammiferi selvatici ed esseri umani è riportato nell'angolo in alto a sinistra di ciascun pannello per entrambi i livelli di passaggio umano. Da Salvatori et al. 2023. / **Fig. 6** – Temporal activity curve for humans (vehicles included, dotted lines) and mammals (solid lines) at sites with low (left hand panel) and high (right hand panel) human passage (RAI of humans), obtained by seven years of systematic camera-trapping in the central Alps. The years are indicated by the spectral color scale: from 2015, red, to 2021, blue. The temporal overlap coefficient Δ between wild mammals and humans is reported in the top left angle of each panel for both levels of human passage. From Salvatori et al. (2023).

leranza al passaggio antropico. Questi risultati dimostrano che, mentre i generalisti di taglia più piccola, in grado di sfruttare le fonti di cibo antropiche e di acclimatarsi agli habitat modificati dall'uomo, possono prosperare anche in presenza di un intenso utilizzo umano dei loro habitat, le specie di taglia più grande scelgono aree più appartate per evitare la presenza delle persone. Questi risultati corrispondono ai modelli globali di vulnerabilità delle specie di mammiferi in funzione delle dimensioni alle pressioni antropiche passate e attuali (Suraci et al. 2021; Davidson et al. 2009) e indicano una maggiore potenziale suscettibilità delle specie più grandi alle attività ricreative nelle aree naturali.

La tendenza generale positiva nella presenza della comunità di mammiferi, nonostante l'esposizione alle attività ricreative, è rassicurante per la loro conservazione a lungo termine. Tuttavia, abbiamo osservato tassi simili di disturbo umano all'esterno e all'interno dell'area protetta, suggerendo che le aree protette in regioni del mondo densamente popolate, come l'Europa occidentale, rischiano di diventare "parchi di carta" a causa della crescente popolarità delle attività ricreative all'aperto, se l'accesso umano non viene gestito in modo accurato (Leung et al. 2018; Ngoprasert et al. 2017). Wauchope et al. (2022) hanno rilevato che il modo in cui un'area protetta viene gestita è fondamentale per determinare la sua efficacia nella conservazione delle popolazioni animali e la limitazione dell'accesso umano può essere una componente importante della gestione complessiva quando le aree protette sono anche destinazioni turistiche popolari. Infatti, le aree protette possono attrarre turisti da zone vicine e lontane, ottenendo il risultato paradossale di aumentare la presenza umana, e quindi il potenziale disturbo per la fauna selvatica, rispetto alle aree non protette (Fredman et al. 2007; Reed et al. 2008). Sebbene l'imposizione di norme severe sull'accesso umano possa deteriorare il sostegno pubblico locale alla conservazione (Michel et al. 2021), misure di gestione per limitare parzialmente la attività ricreative all'aperto nelle aree naturali e protette sono state applicate con successo in numerose parti del mondo. Queste includono una serie di opzioni, dalla chiusura completa al pubblico (Reed et al. 2008), alla zonizzazione spaziale in aree con diversi livelli di restri-

zione dell'accesso umano e degli animali domestici (Stigner et al. 2016; Pineiro et al. 2012), o alla chiusura periodica che consente l'accesso solo durante specifiche finestre temporali (Whittington et al. 2019; Patten e Burger, 2018; Penteriani et al. 2017).

In conclusione, il foto-trappolaggio sistematico si è rivelato un potente strumento per studiare gli effetti a lungo termine delle attività ricreative all'aperto su una comunità di mammiferi di medie e grandi dimensioni in un'area alpina altamente turistica. Pur essendo esposta a livelli elevati di presenza umana, la comunità di mammiferi ha aumentato la propria *occupancy* nell'arco di 7 anni, rispondendo con una segregazione temporale delle proprie attività rispetto a quelle delle persone, soprattutto nei siti più disturbati, dimostrando che le specie di mammiferi possono presentare tendenze stabili e persino in aumento anche se esposte a un'intensa attività umana. Abbiamo inoltre riscontrato che le specie di taglia maggiore hanno diminuito il loro passaggio nei siti più vicini ai centri abitati e più intensamente visitati dall'uomo, mentre i mesocarnivori e la lepre tendevano ad aumentare la loro presenza vicino agli insediamenti e mostravano una maggiore tolleranza alla presenza umana. Tuttavia, resta da valutare se la forzata notturnalità alteri le strategie alimentari e riproduttive e le interazioni interspecifiche, con la necessità di indagini *ad hoc* e possibilmente il confronto con aree a bassa presenza umana. L'intensità e la diffusione delle attività umane all'aperto esortano a implementare strategie di gestione specifiche per diminuire l'impatto sulla fauna selvatica, sia a livello spaziale che temporale, per evitare di compromettere la missione delle aree protette di conservare la biodiversità e la funzionalità degli ecosistemi. Infine, i nostri risultati evidenziano l'importanza di studi standardizzati a lungo termine per valutare i cambiamenti nella distribuzione delle specie e gli effetti delle attività umane sulla fauna selvatica.

Ringraziamenti

Si ringrazia il Servizio Foreste e il Servizio Faunistico della Provincia Autonoma di Trento, e il Parco Naturale Adamello-Brenta per la proficua collaborazione. Un particolare ringraziamento a Simone

Tenan per aver contribuito alla fase d'ideazione della ricerca; a Giulia Bombieri, Claudio Groff, Andrea Mustoni per l'aiuto nelle diverse fasi organizzative. Siamo inoltre grati al personale delle diverse istituzioni, studenti e ai volontari del Gruppo fototrappolatori MU-SE-PAT, che hanno in diversa misura contribuito alle attività di campo, e in particolare a: Enrico Dorigatti, Alessandro Forti, Alessandro Franceschini, Marzia Pin, Margherita Rinaldi, Renato Rizzoli, Luca Roner, Stefania Truschi, Yuri Valler, Massimo Vettorazzi, Gilberto Volcan, Matteo Zeni, Michele Zeni. La ricerca è stata svolta nell'ambito dell'Accordo pluriennale fra la Provincia Autonoma di Trento e il MUSE - Museo delle Scienze, e con la supervisione scientifica dell'Università di Firenze dal 2019.

Bibliografia

- Agostinelli C. & Lund U., 2017 - R package 'circular': Circular Statistics (version 0.4-93). URL <https://r-forge.r-project.org/projects/circular/>
- Ahumada J. A. Hurtado J. & Lizcano D., 2013 - Monitoring the status and trends of tropical forest terrestrial vertebrate communities from camera trap data: a tool for conservation. *PLoS one*, 8(9): e73707.
- Bell S., Tyrväinen L., Sievänen T., Pröbstl U. & Simpson M. 2007 - Outdoor recreation and nature tourism: A European perspective. *Living Reviews in Landscape Research*, 1(2): 1-46.
- Betts M., Wolf C. & Ripple W., 2017 - Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. *Nature* 547, 441-444 (2017). <https://doi.org/10.1038/nature23285>
- Blanc R., Guillemain, M., Mouronval J-B., Desmots D. & Fritz H., 2006 - Effects of non-consumptive leisure disturbance to wildlife. *Revue d'Ecologie, Terre et Vie, Société nationale de protection de la nature*, 61 (2): 117-133.
- Burnham K. P & Anderson D. R., 2002 - Model selection and multi-model inference. A practical information-theoretic approach. New York: Springer. 488 p.
- Camarretta N., Puletti N., Chiavetta U. & Corona P., 2018 - Quantitative changes of forest landscapes over the last century across Italy. *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 152(5): 1011-1019.
- Carbillet J., Rey B., Palme R., Morellet N., Bonnot N., Chaval Y., & Verheyden H., 2020 - Under cover of the night: Context-dependency of anthropogenic disturbance on stress levels of wild roe deer *Capreolus capreolus*. *Conservation physiology*, 8(1):
- Chapron G., Kaczensky P., Linnell J. D., Von Arx M., Huber D., André H. & Boitani L., 2014 - Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science*, 346(6216), 1517-1519.
- Chirichella R., Mustoni A. & Apollonio M., 2017 - Alpine landscape and canopy cover from 1973 to 2011: are roe and red deer population dynamics linked? *Wildlife Research* 44, 504-513.
- Ciuti S., Northrup J. M., Muhly T. B., Simi S., Musiani M. & Pitt J. A., 2012 - Effects of Humans on Behaviour of Wildlife Exceed Those of Natural Predators in a Landscape of Fear. *PLoS ONE* 7(11): e50611. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0050611>
- Clinchy M., Zanette L. Y., Roberts D., Suraci J. P., Buesching C. D., Newman C. & Macdonald D. W., 2016 - Fear of the human "super predator" far exceeds the fear of large carnivores in a model mesocarnivore. *Behavioral Ecology*, 27, 6, 1826-1832, <https://doi.org/10.1093/beheco/arw117>
- Corradini A., Randles M., Pedrotti L., van Loon E., Passoni G., Oberosler V., Rovero F. & Cagnacci F., 2021 - Effects of cumulated outdoor activity on wildlife habitat use. *Biological Conservation*, 253, 108818.
- Coventry P. A., Brown J. E., Pervin J., Brabyn S., Pateman R., Breedvelt J. & White P. L., 2021 - Nature-based outdoor activities for mental and physical health: Systematic review and meta-analysis. *SSM-population health*, 16, 100934.
- Davidson A. D., Hamilton M. J., Boyer A. G., Brown J. H., & Ceballos G., 2009 - Multiple ecological pathways to extinction in mammals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(26), 10702-10705. doi:10.1073/pnas.0901956106
- De Barba M., Waits L. P., Garton E. O., Genovesi P., Randi E., Mustoni A., Groff C., 2010 - The power of genetic monitoring for studying demography, ecology and genetics of a reintroduced brown bear population. *Molecular Ecology*, 19(18), 3938-3951. doi:10.1111/j.1365-294x.2010.04791.x
- Dorazio R. M., Kéry M., Royle J. A. & Plattner M., 2010 - Models for inference in dynamic metacommunity systems. *Ecology*, 91(8), 2466-2475. doi:10.1890/09-1033.1
- Eagles P. F., 2014 - Research priorities in park tourism. *Journal of Sustainable Tourism*, 22(4), 528-549.
- Efford M. G., & Dawson D. K., 2012 - Occupancy in continuous habitat. *Ecosphere*, 3(4), 1-15.
- Falcucci A., Maiorano L., & Boitani L. 2007 - Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landscape ecology*, 22(4), 617-631.
- FAO. 2020. Global Forest Resources Assessment 2020: Main report. Rome. <https://doi.org/10.4060/ca9825en>
- Fonda F., Chiatante G., Meriggi A., Mustoni A., Armanini M., Mosini A. & Balestrieri A., 2021 - Spatial distribution of the pine marten (*Martes martes*) and stone marten (*Martes foina*) in the Italian Alps. *Mammalian Biology*, 101(3), 345-356.
- Fredman P., Hörnsten Friberg, L. & Emmelin L., 2007 - Increased Visitation from National Park Designation, *Current Issues in Tourism*, 10:1, 87-95, DOI: 10.2167/cit293.0
- Frey S., Volpe J. P., Heim N. A., Paczkowski J. & Fisher J. T., 2020 - Move to nocturnality not a universal trend in carnivore species on disturbed landscapes. *Oikos*, 129(8), 1128-1140.
- Gelman A., Carlin J. B., Stern H. S. & Rubin D. B., 2003 - Bayesian Data Analysis, 2nd edition. Chapman and Hall/CRC.
- Larson C. L., Reed S. E., Merenlender A. M. & Crooks K.R., 2016 - Effects of Recreation on Animals Revealed as Widespread through a Global Systematic Review. *PLOS ONE* 11(12): e0167259. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0167259>
- Gaynor K. M., Hojnowski C. E., Carter N. H., & Brashares, J. S., 2018 - The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science*, 360(6394), 1232-1235.
- Helmer W., Saavedra D., Sylvén M. & Schepers F., 2015 - Rewilding Europe: a new strategy for an old continent. In *Rewilding European Landscapes* (pp. 171-190). Springer, Cham.
- Ibisch P. L., Hoffmann M. T., Kreft S., Pe'er G., Kati V., Biber-Freudenberger L., & Selva N., 2016 - A global map of roadless areas and their conservation status. *Science*, 354(6318), 1423-1427.
- ISPAT - Istituto di Statistica della Provincia Autonoma di Trento, 2021-http://www.statistica.provincia.tn.it/statistiche/settori_economici/turismo/
- Kuenzi C., & McNeely J., 2008 - Nature-based tourism. In *Global risk governance* (pp. 155-178). Springer, Dordrecht.
- Leung Yu-Fai, Spenceley A., Hvenegaard G., & Buckley R., 2018 - Tourism and visitor management in protected areas: Guidelines for sustainability. Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 27, Gland, Switzerland: IUCN. xii + 120 pp.
- Lott D. F., & McCoy M., 1995 - Asian rhinos *Rhinoceros unicornis* on the run? Impact of tourist visits on one population. *Biological Conservation*, 73(1), 23-26.
- MacKenzie D. I., Nichols J. D., Royle J. A., Pollock K. H., Bailey L. & Hines J. E., 2018 - Occupancy estimation and modeling: Inferring patterns and dynamics of species occurrence. Second edition. Elsevier Science, Amsterdam, The Netherlands.
- Mendes C. P., Carreira D., Pedrosa F., Beca G., Lautenschlager L., Akkawi P., & Galetti M., 2020 - Landscape of human fear in Neotropical rainforest mammals. *Biological Conservation*, 241, 108257.

- Michel A. H., Pleger L. E., von Atzigen A., Bosello O., Sager F., Hunziker, M., & Backhaus N., 2021 - The Role of Trust in the Participatory Establishment of Protected Areas—Lessons Learnt from a Failed National Park Project in Switzerland. *Society & Natural Resources*, 1-19.
- Milner J. M., Bonenfant C., Mysterud A., Gaillard J. M., Csanyi S., & Stenseth, N. C., 2006 - Temporal and spatial development of red deer harvesting in Europe: biological and cultural factors. *Journal of Applied Ecology*, 43(4), 721-734.
- Ngoprasert D., Lynam A.J. & Gale G.A., 2017 - Effects of temporary closure of a national park on leopard movement and behaviour in tropical Asia. *Mammalian Biology*, 82, 65-73.
- Nickel B. A., Suraci J. P., Allen M. L., & Wilmers C. C., 2020 - Human presence and human footprint have non-equivalent effects on wildlife spatiotemporal habitat use. *Biological Conservation*, 241, 108383.
- Obersler V., Groff C., lemma A., Pedrini P., & Rovero F., 2017 -The influence of human disturbance on occupancy and activity patterns of mammals in the Italian Alps from systematic camera trapping. *Mammalian Biology*, 87(1), 50-61.
- O'Brien T. G., Baillie J. E. M., Krueger L., & Cuke M., 2010 - The Wildlife Picture Index: monitoring top trophic levels. *Animal Conservation*, 13(4), 335-343.
- Ordiz A., Bischof R. & Swenson J. E., 2013 - Saving large carnivores, but losing the apex predator? *Biological Conservation*, 168, 128-133.
- Patten M. A. & Burger J. C., 2018 - Reserves as double-edged sword: Avoidance behavior in an urban-adjacent wildland. *Biological Conservation*, 218, 233-239.
- Pelletier F., 2006 - Effects of tourist activities on ungulate behaviour in a mountain protected area. *Journal of Mountain Ecology*, 8, 15-19.
- Penteriani V., López-Bao J. V., Bettega C., Dalerum F., del Mar Delgado M., Jerina K., & Ordiz, A., 2017 - Consequences of brown bear viewing tourism: A review. *Biological Conservation*, 206, 169-180.
- Penteriani V. & Melletti M., 2020 - Bears of the world: Ecology, conservation and management. Cambridge University Press.
- Piñeiro A., Barja I., Silván G. & Illera J.C., 2012 - Effects of tourist pressure and reproduction on physiological stress response in wildcats: management implications for species conservation. *Wildlife Research*, 39, 532-539
- Plante S., Dussault C., Richard J. H. & Côté S. D., 2018 - Human disturbance effects and cumulative habitat loss in endangered migratory caribou. *Biological Conservation*, 224, 129-143.
- Pucek Z., Jędrzejewski W., Jędrzejewska B. & Pucek M., 1993 - Rodent population dynamics in a primeval deciduous forest (Białowieża National Park) in relation to weather, seed crop, and predation. *Acta Theriologica*, 38(2), 199-232.
- Reed S. E. & Merenlender A. M., 2008 - Quiet, nonconsumptive recreation reduces protected area effectiveness. *Conservation Letters*, 1(3), 146-154.
- Regos A., Domínguez J., Gil-Tena A., Brotons L., Ninyerola M. & Pons X., 2016 - Rural abandoned landscapes and bird assemblages: winners and losers in the rewilding of a marginal mountain area (NW Spain). *Regional Environmental Change*, 16(1), 199-211.
- Richard E., Gaillard J. M., Saïd S., Hamann J. L. & Klein F., 2010 - High red deer density depresses body mass of roe deer fawns. *Oecologia*, 163(1), 91-97.
- Richard J.H. & Côté S.D., 2016 - Space use analyses suggest avoidance of a ski area by mountain goats. *Journal of Wildlife Management*, 80: 387-395. <https://doi.org/10.1002/jwmg.1028>
- Ridout M & Linkie M., 2009 - Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 14(3), 322-337.
- Rovero F. & Zimmermann F., 2016 - Camera Trapping for Wildlife Research. PelagicPublishing, Exeter, UK (pp. 142-167).
- Salvatori M., De Groeve J., Van Loon E., De Baets B., Morellet N., Focardi S & Cagnacci F., 2022 - Day versus night use of forest by red and roe deer as determined by Corine Land Cover and Copernicus Tree Cover Density: assessing use of geographic layers in movement ecology. *Landscape Ecology*, 1-16.
- Salvatori M., Obersler V., Rinaldi M., Franceschini A., Truschi S., Pedrini P., & Rovero F., 2023 - Crowded mountains: Long-term effects of human outdoor recreation on a community of wild mammals monitored with systematic camera trapping. *Ambio*, 1-13. <https://doi.org/10.1007/s13280-022-01825-w>
- Shamoon H., Maor R., Saltz D. & Dayan T., 2018 - Increased mammal nocturnality in agricultural landscapes results in fragmentation due to cascading effects. *Biological conservation*, 226, 32-41.
- Smith J. A., Suraci J. P., Clinchy M., Crawford A., Roberts D., Zanette L. Y., & Wilmers, C. C., 2017 - Fear of the human 'super predator' reduces feeding time in large carnivores. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284(1857), 20170433.
- Stigner M. G., Beyer H. L., Klein C. J. & Fuller R. A., 2016 - Reconciling recreational use and conservation values in a coastal protected area. *Journal of Applied Ecology*, 53(4), 1206-1214.
- Suraci J. P., Clinchy M., Zanette L. Y. & Wilmers C. C., 2019 - Fear of humans as apex predators has landscape-scale impacts from mountain lions to mice. *Ecology letters*, 22(10), 1578-1586.
- Suraci J. P., Gaynor K. M., Allen M. L., Alexander P., Brashares J.S., Cendejas-Zarelli S. & Wilmers C. C., 2021 - Disturbance type and species life history predict mammal responses to humans. *Global change biology*, 27(16), 3718-3731.
- Su Y. S. & Yajima M., 2015 - R2jags: Using R to Run 'JAGS'. R package version 0.5-7. Available: CRAN. R-project.org/package=R2jags.
- Tanwar K. S., Sadhu A. & Jhala Y. V., 2021 - Camera trap placement for evaluating species richness, abundance, and activity. *Scientific reports*, 11(1), 1-11.
- Thieurmel B. & Elmarhraoui A., 2019 - suncalc: Compute Sun Position, Sunlight Phases, Moon Position and Lunar Phase. R package version 0.5.0. <https://CRAN.R-project.org/package=suncalc>
- Tosi G., Chirichella R., Zibordi F., Mustoni A., Giovannini R., Groff C & Apollonio M., 2015 - Brown bear reintroduction in the Southern Alps: To what extent are expectations being met? *Journal for Nature Conservation*, 26, 9-19.
- Wauchope H. S., Jones J. P., Geldmann J., Simmons B. I., Amano T., Blanco D. E. & Sutherland W. J., 2022 - Protected areas have a mixed impact on waterbirds, but management helps. *Nature*, 1-5.
- Whittington J., Low P. & Hunt B., 2019 - Temporal Road closures improve habitat quality for wildlife. *Scientific reports*, 9(1), 1-10.
- Winter P. L., Selin S., Cervený L. & Bricker K., 2019 - Outdoor recreation, nature-based tourism, and sustainability. *Sustainability*, 12(1), 81.



Articolo / Article

Gli effetti di paesaggio, topografia e misure del Programma di Sviluppo Rurale (2014-2020) sull'avifauna nidificante delle aree prative in Trentino

Mattia Brambilla^{1,3*}, Francesco Gubert¹, Giacomo Assandri^{1,2}, Paolo Pedrini^{1*}

¹ MUSE-Museo delle Scienze, Ufficio Ricerca e collezioni museali, Ambito Biologia della Conservazione, Corso del Lavoro e della Scienza 3, 38122 Trento

² Università del Piemonte Orientale Amedeo Avogadro, Dipartimento di scienze e Innovazione tecnologica, V.le Teresa Michel 11, 15121 Alessandria

³ Università degli Studi di Milano – La Statale, Via Festa del Perdono 7, 20122 Milano

* Autori per la corrispondenza: mattia.brambilla@unimi.it; paolo.pedrini@muse.it

Parole chiave

- Piano di Sviluppo Rurale PAT (2014-2020)
- Avifauna nidificante
- Biodiversità aree prative

Riassunto

Nel presente studio si valutano gli effetti del Programma di Sviluppo Rurale (PSR, 2014-2020) in Trentino sulla biodiversità dei prati, utilizzando gli uccelli come indicatori biologici. A tal fine sono stati analizzati i dati raccolti con i monitoraggi ornitologici nell'ambito della Rete Natura 2000 PAT (2016-2019). Le specie rilevate sono 112 e l'analisi dei dati conferma gli effetti negativi dovuti ai cambiamenti in atto. I risultati mostrano l'importanza di prati, pascoli e praterie per le specie degli ambienti aperti e l'effetto negativo dell'intensificazione dell'agricoltura. Quest'ultimo processo impatta a tutti i livelli, sia di paesaggio (con la conversione dei prati in meleti, frutteti e altre colture più redditizie), che di gestione locale (misurata attraverso il carico aziendale in unità bovine). Gli effetti negativi sono particolarmente evidenti per le specie di maggior interesse conservazionistico (es. *Crex crex*). Gli ambienti di margine (come aree umide, siepi, cespugli e alberi isolati) svolgono un ruolo cruciale, promuovendo una diversità di paesaggio fondamentale per il mantenimento di comunità ricche e diversificate e per la conservazione di alcune specie rare e di interesse comunitario (*Lanius collurio*, *Sylvia nisoria*). Lo studio evidenzia la limitata portata a larga scala delle misure adottate, probabilmente a causa della modesta superficie impegnata per l'attuazione di quelle orientate alla tutela della biodiversità.

Key words

- Rural Development Program (PSR, 2014-2020)
- Breeding birds
- Grassland biodiversity

Summary

We evaluated the effects of the Rural Development Program (PSR, 2014-2020) in Trento province on grassland biodiversity, using birds as indicators. Bird data were collected through the monitoring carried out within the framework of N2000 activities (years 2016-2019). 112 species had been reported, and a negative effect of ongoing environmental changes was confirmed by analyses. Results show the importance of grasslands and pastures for open habitat species, and the negative impact of agricultural intensification. The latter impacts at all levels, from landscape (with grassland conversion into more remunerative crops, e.g. orchards), to field management (evaluated by the adult livestock units per area). The negative effects are particularly striking for species of conservation concern (e.g. *Crex crex*). Marginal habitats (such as wetlands, hedgerows, shrubs and isolated trees) are key to preserve landscape diversity and sustain rich and diverse avian communities, as well as individual species of conservation concern (*Lanius collurio*, *Sylvia nisoria*). Our work highlights the limited effectiveness over large scales of the agri-environmental measures, likely due to the limited extent over which those explicitly targeted at biodiversity conservation had been implemented.

Redazione: Valeria Lencioni e Marco Avanzini

pdf: www.muse.it/it/Editoria-Muse/Studi-Trentini-Scienze-Naturali/Pagine/STSN/STSN_103_2023.aspx

Introduzione

Il presente studio è parte degli elaborati prodotti nell'ambito del Progetto AvIPAT (Avifauna dei Paesaggi Agricoli Trentini, 2018-2020) realizzato per valutare gli effetti del Programma di Sviluppo Rurale (PSR) sulla biodiversità dei prati, utilizzando gli uccelli come indicatori biologici, grazie alla loro comprovata bontà come bioindicatori. Le praterie secondarie sono state ampiamente considerate nei recenti PSR della Provincia Autonoma di Trento, sia nell'ultima tornata (2014-2020), sia in quelle precedenti. Nell'ultimo PSR, la relazione tra biodiversità e prato-pascoli è chiaramente riconosciuta, dal momento che le misure relative a questi usi del suolo sono inserite fra i Pagamenti Agroclimatico-Ambientali (art. 28 - Misura 10) con l'obiettivo di promuovere l'estensivizzazione degli allevamenti zootecnici in riferimento ai prati (10.1) e ai pascoli (10.2), compensando, almeno parzialmente, i maggiori costi/minori ricavi delle aziende che riducono il carico zootecnico.

Mancano però, al momento, prove della loro efficacia in termini di effetti positivi sulle comunità biologiche. Recenti studi a scala europea evidenziano che non sempre le misure agro-ambientali previste dai PSR per favorire la biodiversità sortiscono gli effetti sperati e, di conseguenza, una valutazione degli effetti di tali misure sulla biodiversità si rendeva necessaria.

Allo scadere del PSR 2014-2020, la Provincia di Trento, così come le altre istituzioni regionali, è chiamata a definire il "Complemento di programmazione per lo Sviluppo Rurale" (CSR) per il periodo 2023-2027, a partire dal Piano Strategico Nazionale. Si è quindi ritenuto utile proporre una valutazione dell'efficacia di alcune misure del PSR trentino per la conservazione dell'avifauna degli ambienti prativi della provincia di Trento, coniugando i dati faunistici in nostro possesso e i dati relativi all'applicazione del PSR su scala provinciale, in modo da poter evidenziare i punti di forza delle misure attuali e i possibili miglioramenti delle stesse in ottica di programmazione futura.

Il presente studio approfondisce le relazioni tra avifauna e caratteristiche dei paesaggi "prativi" (considerando parametri botanico-gestionali, PSR, topografia, paesaggio, etc.), e si avvale dei dati raccolti nel corso dei monitoraggi previsti dalla Rete Natura 2000 per le specie di uccelli degli ambienti prativi (Assandri et al. 2023).

Gli ambienti prativi alpini e l'avifauna

Gli ambienti prativi semi-naturali costituiscono uno degli habitat più ricchi di specie selvatiche in Europa e hanno offerto un ambiente idoneo a molte specie originariamente legate a ecosistemi dipendenti da dinamiche spesso sopresse dall'intervento umano (Pykälä 2000). Questi preziosi ambienti stanno attraversando, da diversi decenni, una fase molto critica, caratterizzata da conversione in altre colture economicamente più redditizie (Assandri et al. 2019a) e abbandono con conseguente sostituzione da parte di vegetazione arboreo-arbustiva (Brambilla et al. 2010; Laiolo et al. 2004). I prati residui sono spesso oggetto di forte intensificazione delle pratiche agricole, con conseguente perdita di valore per gran parte della biodiversità tradizionalmente legata a questi ambienti (Humbert et al. 2016).

Molte specie ornamentiche sono legate agli ambienti prativi e, molto spesso, le loro popolazioni versano in condizioni peggiori rispetto a quelle di altri habitat (Brambilla 2019). Gli uccelli delle praterie montane appaiono minacciati anche dal cambiamento climatico e dalle modificazioni ambientali ad esso associate (Brambilla et al. 2020a; Chamberlain et al. 2013). I cambiamenti climatici e nell'uso del suolo, come l'abbandono del pascolamento e dello sfalcio, contribuiscono, spesso in modo sinergico, ad un incremento della vegetazione arborea e arbustiva a scapito delle cenosi prative. I processi di conversione in altre colture determinano altresì la scomparsa degli ambienti prativi, privando le specie legate agli habitat aperti delle condizioni idonee alla loro presenza. Infine, l'intensificazione delle pratiche agricole (come concimazione e sfalcio), causano un degrado dei prati residui, accompagnato da un impoverimento in

termini di specie floristiche, da un maggiore vigore vegetativo e da uno sfalcio sempre più precoce: da prati con una molteplicità di specie (vegetali e animali), si passa a prati dominati da poche specie, che formano un cotico erboso molto denso, dando luogo ad ambienti poco ospitali per gran parte delle specie che nel corso dei millenni si sono adattate a prati e pascoli creati e gestiti dall'agricoltura "tradizionale".

Conoscere l'impatto di questi cambiamenti sulle specie selvatiche è essenziale per elaborare delle strategie di risposta, in grado di conciliare la conservazione della natura e la funzionalità ecosistemica con la produzione agricola. Se da un lato l'andamento generale della biodiversità negli ambienti agricoli è relativamente ben noto, in particolare per quanto riguarda l'avifauna, grazie a monitoraggi dedicati (Rete Rurale Nazionale, Lipu 2018) e a una mole di ricerche in costante crescita (Brambilla 2019), valutazioni più di dettaglio sul rapporto tra fauna e gestione agricola, necessarie per la formulazione di strategie efficaci, sono ancora relativamente scarse e perlopiù riferite a poche specie studiate intensivamente in singole regioni.

In gran parte d'Europa, le praterie semi-naturali hanno subito un drammatico declino negli ultimi decenni (Pe'er et al. 2014), e in molti Paesi della parte meridionale del continente, gran parte di quelle residue sono confinate alle regioni montane (Korner et al. 2018). Molte specie legate agli ambienti prativi si rinvergono, di conseguenza, in prevalenza in ambiti montani, come rilevato sia in Trentino (Assandri et al. 2019b) che altrove (Brambilla et al. 2020a). Essi rappresentano pertanto un'emergenza nell'emergenza, in termini sia di conservazione che di sforzo d'indagine. Anche nei recenti Programmi di Sviluppo Rurale della PAT, il mantenimento di prati e pascoli è sempre stato di primaria importanza e a esso si collegano le operazioni più frequentemente finanziate.

L'obiettivo primario di questo lavoro è pertanto quello d'indagare, grazie alla disponibilità congiunta di dati avifaunistici e di dati botanico-gestionali relativi agli ambienti prativi trentini, il legame tra comunità ornamentiche, paesaggio e gestione agricola per le aree aperte del territorio provinciale.

Materiali e metodi

Metodi di campo e area di studio

I dati utilizzati per queste analisi sono frutto dell'integrazione del lavoro con i censimenti realizzati nell'ambito del piano di monitoraggio Natura 2000 (Pedrini et al. 2014) a livello provinciale (Assandri et al. 2023). I dati così raccolti concorrono, da un lato, alla valutazione del trend e dello stato di conservazione di alcune specie di interesse comunitario e, dall'altro, rendono possibili approfondimenti sulle comunità e sulle altre specie per valutare gli effetti dei Programmi di Sviluppo Rurale e degli elementi paesaggistici e topografici.

Per indagare i fattori che influenzano le caratteristiche della comunità ornamentica trentina, si sono utilizzati i dati raccolti nel periodo 2015-2019 lungo 169 transetti lineari, della lunghezza prefissata di 200 metri, conteggiando tutti gli individui di tutte le specie rilevati entro 100 metri dal transetto (quindi entro un buffer di 7,14 ha), distinguendo tra quelli apparentemente legati al territorio campionato e quelli invece osservati in semplice sorvolo. I transetti sono stati monitorati la mattina, dall'alba sino alle ore 11 circa, in modo da concentrare i rilevamenti durante la fase di massima contattabilità della maggior parte delle specie ornamentiche. Un rilevatore esperto percorreva a passo lento il transetto, annotando tutti i contatti con specie ornamentiche. Ogni transetto è stato visitato 2 o 3 volte per anno, e per un numero di anni compreso tra 1 e 4. Per correggere il diverso sforzo di campionamento, per ciascun modello si è utilizzato il numero di anni in cui un transetto è stato monitorato, o il numero di visite effettuato presso lo stesso, a seconda di quale delle due variabili indicanti lo sforzo di campo risultasse più indicata nello spiegare la variazione osservata nella variabile dipendente (sce-

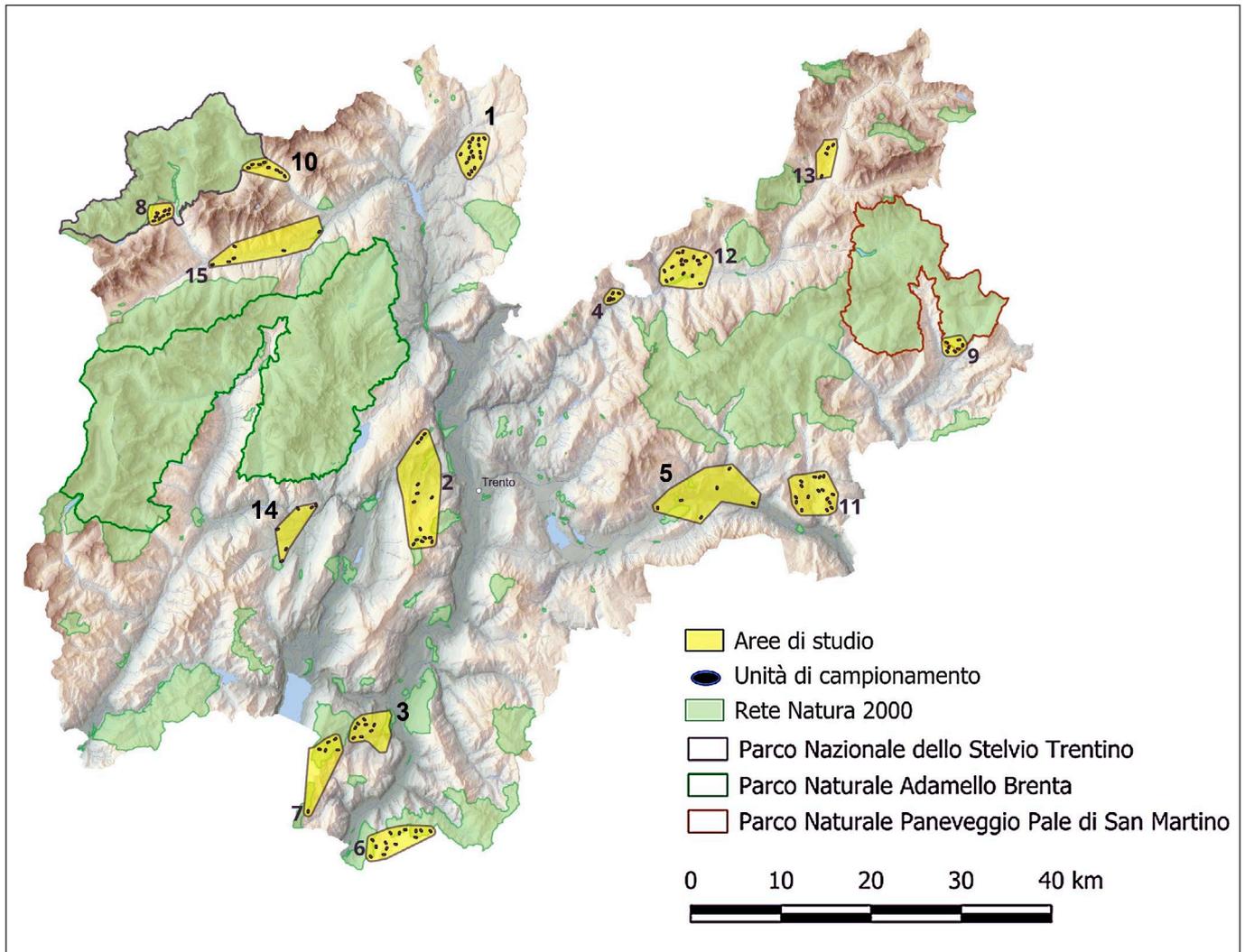


Fig. 1 – Distribuzione dei 169 transetti utilizzati per la raccolta dei dati avifaunistici negli ambienti prativi del Trentino. La raccolta dati sul campo è avvenuta in parte grazie ai censimenti condotti nell'ambito del monitoraggio Natura 2000 a livello provinciale (Assandri et al. 2023) / **Fig. 1** – Distribution of the 169 transects used to collect bird data in grassland environments in Trentino. Field data collection was performed also by means of surveys carried out as part of the province-wide Natura 2000 efforts (Assandri et al. 2023).

gliando quella la cui inclusione nel modello risultava nel valore di AIC (*Akaike's information criterion*, Burnham e Anderson 2002) più basso – vedi in seguito).

I transetti sono localizzati in buona parte del territorio provinciale, in corrispondenza delle principali aree prative e di alcune delle maggiori aree pascolive, con l'obiettivo di raccogliere dati lungo un gradiente significativo in termini di quota, contesto geografico-ambientale, gestione e intensità delle pratiche agricole (Figura 1); per dettagli sui metodi si rimanda ad Assandri et al 2023.

Non per tutti i transetti è stato possibile ottenere tutte le variabili ambientali considerate nel presente studio. Per questo motivo, il campione effettivamente a disposizione per le analisi, anziché da 169, è costituito da 146 transetti, comunque rappresentativi delle diverse realtà ambientali e territoriali indagate.

Variabili ambientali considerate

Abbiamo considerato diversi set di potenziali predittori delle caratteristiche delle comunità ornitiche associate agli ambienti prativi in senso lato. Questi predittori sono ripartiti in gruppi a seconda della natura delle variabili stesse; un approccio con una tale suddivisione consente infatti, oltre all'individuazione dei principali *drivers* delle comunità ornitiche, anche di valutare la relativa importanza dei diversi tipi di fattori potenzialmente rilevanti.

Topografia

Il primo gruppo include la quota media e il *range* altitudinale rilevati nel plot censito dal transetto (buffer di 100 m attorno). L'escursione altimetrica rilevata nell'intorno del transetto è collegata sia alla pendenza media dell'area che all'eterogeneità potenzialmente presente in base al gradiente altitudinale.

Paesaggio: usi del suolo non prativi

Le caratteristiche del paesaggio, in termini di copertura di diverse macro-tipologie vegetazionali e di uso del suolo, sono estremamente rilevanti per l'avifauna. Per questa analisi, ci siamo avvalsi di una carta di uso del suolo molto particolareggiata e sviluppata appositamente dal gruppo di lavoro del Progetto, tramite l'integrazione di numerose fonti di informazioni disponibili a livello provinciale ed utilizzata per analisi ecologiche e la realizzazione di modelli di distribuzione. A causa della ovvia forte correlazione tra diverse categorie di uso del suolo, non è possibile analizzare contemporaneamente, in uno stesso modello, il potenziale effetto di ciascuna tipologia di uso del suolo. Abbiamo pertanto dapprima escluso tutti gli usi del suolo poco rappresentati nei transetti e accorpato alcune delle categorie originarie. Si è preferito separare le analisi per le tipologie non prative e per quelle invece legate agli ambienti dominati da vegetazione erbacea semi-naturale per due ragioni. Dal lato pratico, questa suddivisione consente di ridurre

drasticamente i problemi di collinearità tra variabili. Da un punto di vista teorico, l'analisi separata consente di valutare se, in questi paesaggi dominati o comunque caratterizzati da prati e pascoli, la presenza di ambienti naturali o semi-naturali di altro tipo incida più o meno, e in che direzione, sulla composizione dell'avifauna, oppure se siano le caratteristiche generali degli ambienti prativi e la loro estensione a condizionare maggiormente le comunità ornitiche.

Paesaggio: prati e pascoli

Per quanto riguarda gli usi del suolo legati agli ambienti prativi, analizzati quindi a parte, sono tre le categorie della carta di uso del suolo ad essere considerate, ovvero pascoli, praterie dell'orizzonte alpino e prati stabili, che si distinguono tra loro in base a gestione e altitudine. In generale, queste tipologie si collocano lungo un gradiente di quota crescente e intensità gestionale decrescente, che va dai prati da sfalcio ai pascoli e alle praterie alpine, queste ultime corrispondenti generalmente alla vegetazione climax delle quote più elevate.

Dettaglio degli ambienti prativi

Si tratta di un'ulteriore specificazione sullo stato di prati e pascoli, ricavata dai dati APPAG relativi all'utilizzazione delle parcelle e frutto di orto-foto interpretazione da remoto. Le categorie individuate sono: pascolo arborato cespugliato (tara 20%), pascolo arborato (tara 50%), pascolo polifita, pascolo polifita con roccia affiorante (tara 20%), pascolo polifita con roccia affiorante (tara 50%), prato-pascolo, prato polifita. Queste variabili altamente specifiche per gli ambienti prativi consentono di discriminare gli eventuali effetti dovuti alla diversa abbondanza di altri elementi (arborei o arbustivi, o roccia nel contesto prativo).

Gestione e coltivazione dei prati

Per valutare la tipologia e l'intensità gestionale dei prati, è possibile integrare le seguenti informazioni: carico zootecnico medio delle aziende, adesione a determinate operazioni del PSR e relativa superficie di applicazione.

Per quanto riguarda le misure del PSR, si è considerata la superficie dell'area interessata dall'operazione, considerando il seguente insieme di misure raggruppate: operazione 10.1.1 per l'estensivizzazione delle pratiche di gestione dei prati permanenti (premio allo sfalcio "base"), operazione 10.1.1 per prati in siti Natura 2000 e operazione 10.1.1 per prati ricchi di specie (premio aggiuntivo per sfalcio tardivo), operazione 10.1.2 aiuti a favore dell'alpeggio, operazioni 11.1.1 e 11.2.1 per l'introduzione o il mantenimento del regime biologico per i prati, operazioni per l'introduzione o il mantenimento del regime biologico per altre colture, operazione 13.1.1 indennità compensativa per gli agricoltori delle zone montane. Si è calcolata l'area relativa al buffer di ciascun transetto interessata da ciascun raggruppamento delle operazioni previste dal PSR sopra elencato.

Per quanto riguarda il carico zootecnico, esso è stato calcolato come valore medio di unità bovine adulte allevate in azienda (UBA per ettaro di superficie foraggera netta), "pesato" poi per la superficie aziendale compresa entro il buffer attorno al transetto, in modo da avere un carico medio per i prati compresi nella superficie associata a ciascun transetto campionato. Il carico aziendale in UBA per ettaro è stato corretto per la frazione di UBA monticata in alpeggio secondo la seguente formula:

$$\text{UBA_corretto} = \frac{\text{UBA aziendale} - (\text{UBA_alpeggiate} * 0,25)}{\text{superficie foraggera}}$$

considerando che il bestiame alpeggiato non incide sulla produzione di effluenti in azienda e sulla loro distribuzione sul prato per un quarto dell'anno circa.

UBA corretto fornisce quindi una dimensione della quantità di nutrienti e di relativi effluenti che ciascuna azienda produce e distribuisce mediamente sui prati che coltiva e gestisce.

Tipologia di prato

La tipologia di prati si basa sulla classificazione in quattro categorie proposta nel lavoro di La Notte et al. (2014), che prevede quattro macro-tipologie (Tavola I):

- 1) prati magri e ricchi di specie, che non dovrebbero essere soggetti ad alcuna concimazione (tipo A), definiti secondo quanto proposto da Scotton et al. (2012) con le tipologie botanico-gestionali dei Nardeti (Na), Festuco-Agrostideti (FA), Mesobrometi (Br; inclusi eventuali lembi di Xerobrometi), prati umidi falciati: Molinieti (6410), torbiere basse a piccole carici (*Caricetum dallianae* e *Caricion fuscae*);
- 2) prati magri e ricchi di specie che devono essere soggetti a modesta concimazione (tipo B), definiti sempre secondo Scotton et al. (2012) con le tipologie botanico-gestionali degli Avenuleti (Av), Arrenatereti magri (Ar0), Triseteti magri (Tr0), Triseteti di transizione magri (TT0), Triseteti tipici (Tr1), Triseteti di transizione tipici (TT1), Arrenatereti tipici (Ar1);
- 3) prati di fondovalle, ovvero prati facilmente accessibili e meccanizzabili, localizzati in aree prossime ai centri aziendali nei fondovalle, sugli altipiani e sui terrazzi morenici con pendenze medie inferiori a 10°;
- 4) prati di versante, ovvero tutte le parcelle a prato non rientranti nelle precedenti categorie. L'intensità di gestione in linea generale diminuisce dalle praterie di fondovalle ai prati di versante, a quelli magri poco concimati, sino a quelli che non devono essere concimati.

Considerazioni sulle variabili gestionali utilizzate

L'utilizzo delle variabili gestionali selezionate per questo lavoro è associato a dei margini di incertezza. Il tipo di prati è stato definito nel 2014 e l'adozione delle misure del PSR si riferisce al 2020; i dati ornitologici raccolti si riferiscono agli anni compresi tra queste due date. Questo significa che in alcuni casi il dato originale potrebbe essere stato associato a un contesto leggermente diverso. Tuttavia, considerando che il tipo di prato è la risultante dell'interazione tra clima, topografia, suolo e gestione a medio e lungo termine, è improbabile che esso sia cambiato significativamente nel corso del periodo di studio (2015-2019). Per quanto riguarda le misure del PSR, esse sono parte della programmazione 2014-2020 e, solitamente, gli impegni assunti dai beneficiari sono relativamente costanti nell'arco di una medesima programmazione. Pertanto, anche in questo caso, essendo i censimenti stati svolti nell'ambito della medesima "tornata" del PSR, variazioni importanti sono alquanto improbabili. Infine, il valore di UBA per ha, che rappresenta una misura diretta della fertilità e un buon proxy dell'intensità di gestione in generale, è relativo all'intera azienda e costituisce un valore medio che non considera le restituzioni aliquote di effluenti al campo. Se un'azienda possiede infatti più parcelle di prato (cosa peraltro frequentissima), o spande gli effluenti anche su altre coltivazioni erbacee (cosa possibile ma verosimilmente non molto frequente nella maggior parte dei contesti campionati), non è detto che la distribuzione degli effluenti sia omogenea tra le varie parcelle. Ciononostante, questo valore rappresenta comunque il miglior indicatore disponibile per l'intensità gestionale dei prati e dovrebbe comunque funzionare bene a scala provinciale, come in questo studio.

Analisi dei dati

- Si sono svolte analisi a diversi livelli, considerando:
- tutte le specie, ad eccezione di quelle presenti esclusivamente come migratrici e di quelle che sono osservate prevalentemente o esclusivamente in volo, senza pertanto forti legami con il transetto ed il suo paesaggio;
 - le specie "specialiste" di ambienti prativi, ovvero quelle più strettamente dipendenti da prati e pascoli e ambienti aperti ad essi collegati. Le specie con esigenze ecologiche più specializzate sono infatti spesso quelle più sensibili (Brambilla et al. 2020b) e, nel caso degli ambienti prativi trentini, sono quelle che risentono maggiormente di conversione e intensificazione dei prati (Assandri et al. 2019a, 2023);



Tavola I – Selezione di immagini delle diverse tipologie botanico-gestionali del prato stabile in Trentino, in ordine decrescente di intensità gestionale (da a) più intensivo a f) meno intensivo) – fonte immagini: Scotton et al. (2012). / **Table I** – Photo selection of differently managed meadows in Trentino (from (a) most intensive to (f) least intensive). Photo credits: Scotton et al. (2012).

Foto a – Arrenatereto pingue a graminacee (prati di fondovalle). / **Photo a** – Nutrient-rich Arrhenatherum communities (lowland grassland)

Foto b – Arrenatereto tipico (prati di versante) / **Photo b** – Typical Arrhenatherum communities (mountain grassland)

Foto c – Arrenatereto magro (prati magri e ricchi di specie a moderata concimazione) / **Photo c** – Nutrient-poor Arrhenatherum communities (species-rich mesic meadow)

Foto d – Triseteto di transizione magro (prati magri e ricchi di specie a moderata concimazione) / **Photo d** – Nutrient-poor Trisetum communities (species-rich mesic meadow)

Foto e – Mesobrometo (prati magri e ricchi di specie senza concimazione) / **Photo e** – Mesobromion grassland (species-rich nutrient-poor meadow)

Foto f – Nardeto (prati magri e ricchi di specie senza concimazione) / **Photo f** – Nardus grassland (species-rich nutrient-poor meadow)

- le specie incluse nell'Allegato I della Direttiva Uccelli (2009/147/CE), sia escludendo i rapaci (osservati prevalentemente o esclusivamente in volo), sia mantenendoli nell'elenco. Le specie elencate nell'Allegato I della direttiva sono specie prioritarie per la conservazione a livello comunitario e pertanto un'analisi riguardante solo questo gruppo, identificato su base "normativa" e non ecologica, è comunque giustificata proprio per la loro rilevanza in termini conservazionistici e gestionali.

Le variabili dipendenti nelle analisi erano quindi: il numero di specie complessivo, il numero di specie "specialiste" di ambienti prativi e il numero di specie elencate nell'Allegato I della Direttiva Uccelli. Per ciascuna di esse, è stato dapprima valutato se il numero di specie fosse maggiormente condizionato dal numero di anni con monitoraggio presso un transetto, o dal numero complessivo di uscite presso lo stesso. La variabile la cui inclusione nel modello risultava nell'AIC più basso è stata selezionata e tenuta in tutti i modelli successivamente sviluppati per quella determinata misura della ricchezza specifica.

Per ciascuna misura sono stati quindi testati gli effetti dei diversi gruppi di variabili ambientali precedentemente descritti; per ciascuno di essi, sono stati valutati tutti i possibili modelli e si è considerato l'AICc (AIC corretto per campioni di piccole dimensioni) del modello più supportato per il confronto con gli altri gruppi di variabili. Inoltre, si sono selezionate le variabili incluse nei modelli più supportati ($\Delta AICc < 2$), con l'esclusione dei parametri non-informativi (Arnold 2010). Le variabili così ottenute sono state inserite in un modello sintetico finale, volto a individuare i singoli fattori più importanti nel determinare la ricchezza specifica presso i transetti.

I grafici mostrati nei risultati (Figure 2, 3, 4) sono relativi all'effetto delle variabili incluse nel modello ottenuto con tutti i parametri compresi nei modelli più supportati ($\Delta AICc < 2$), con l'esclusione di quelli non-informativi (Arnold 2010). Tutte le variabili continue sono state standardizzate (centrate e scalate per la deviazione standard) prima di essere testate nei modelli.

Risultati

In totale, sono state rilevate 112 specie presso i transetti, elencate in tabella 1.

Tutte le specie

Questa analisi riguarda la ricchezza di specie complessiva, dopo aver escluso le specie presenti esclusivamente come migratrici e le specie che generalmente sorvolano solamente il transetto, con generalmente poche o nulle interazioni con il territorio entro il buffer attorno al transetto: corvo imperiale, gracchio alpino, rapaci, airone cenerino, irundinidi, rondoni e gabbiani, forapaglie macchiettato, canapino maggiore e piro-piro culbianco. Rimangono 90 specie utilizzabili per l'analisi.

I modelli con i parametri gestionali e quelli paesaggistici risultano leggermente più supportati degli altri, sebbene non in modo deciso, mentre non si rileva nessun effetto apprezzabile delle variabili topografiche. A livello topografico, infatti, nessuna delle due variabili risulta avere un effetto statisticamente supportato (Tabella 2). Per quanto riguarda i due gruppi di variabili di copertura/uso del suolo, si riscontrano un effetto positivo dei boschi di conifere e degli effetti negativi di aree con vegetazione in evoluzione e di frutteti e altri meleti. Relativamente alle variabili di dettaglio dei prati, si riscontra un effetto positivo del pascolo arborato con tara 50% e tendenzialmente negativo di pascolo polifita, di pascolo arborato e cespugliato (tara 20%) e di pascolo polifita con roccia affiorante (tara 50%).

A livello gestionale, si riscontra un effetto negativo (per quanto debole) delle operazioni di sostegno all'alpeggio e della gestione dei prati nei siti Natura 2000, mentre a livello di tipologia di prato emerge un effetto negativo delle particelle di prato di fondovalle (Tabella 3).

Tutti gli effetti delle variabili ambientali sono estremamente modesti, come evidenziato dal fatto che sono di un ordine di grandezza inferiori rispetto all'effetto del numero di anni in cui un transetto è stato censito e che in tutti i casi l'intervallo di confidenza dell'effetto include lo zero, a riprova quindi di una relazione "vaga" e piuttosto variabile, ancorché mediamente caratterizzata dall'andamento espresso dal coefficiente. A ulteriore conferma, l' R^2 del modello comprendente tutti i fattori inclusi nell'*average model* è pari a 0,67 con la variabile "anni", e a 0,34 senza di essa: la capacità di spiegare la variabilità nei dati da parte del modello si dimezza togliendo il numero di anni in cui un transetto è stato oggetto del censimento. Questi risultati indicano chiaramente come la variazione del numero complessivo di specie presenti sia solo parzialmente spiegabile con le variabili considerate. In generale, si nota un effetto positivo del bosco di conifere, legato a un aumento di specie nidificanti non prative, e un impatto invece negativo (per quanto poco definito, si vedano gli errori standard molto ampi) delle variabili associate agli ambienti prativi e a meleti e altri frutteti, nonché delle aree con vegetazione in evoluzione. Tra questi effetti, quello della superficie di prati di fondovalle risulta leggermente "meno debole" rispetto agli altri. Questi effetti negativi prevalenti (ma assai poco definiti) indicano sostanzialmente che il numero di specie tende ad aumentare al di fuori delle aree agricole o con la maggior presenza di altri elementi nel paesaggio. Questo risultato è facilmente interpretabile considerando la ricchezza specifica generalmente elevata di ambienti forestali, zone umide, etc., che sono, nella maggior parte dei casi, poco campionati entro i transetti, con la conseguenza che a emergere è più un effetto negativo delle aree coltivate che quello positivo degli ambienti naturali. Gli effetti sono visualizzati graficamente in Figura 2, ottenuta attraverso il modello comprendente tutti i fattori inclusi nell'*average model*. Questo modello quindi sottostima l'errore standard e pertanto il margine di incertezza dell'effetto (nonostante l'intervallo di confidenza sia comunque molto ampio), rispetto all'*average model*.

Specie "specialiste" degli ambienti prativi

Il pattern mostrato dalle specie con esigenze ecologiche ben precise è spesso differente rispetto a quello proprio delle comunità nel loro insieme, sia per gli ambienti prativi (Assandri et al. 2019a) che per altri contesti ecologico-ambientali (Brambilla et al. 2020b). Le specie elencate in tabella 4, sulla base della loro ecologia generale e a livello provinciale (Assandri et al. 2019b; Pedrini et al. 2005), sono state considerate specie "specialiste" degli ambienti aperti dominati da vegetazione prativa. Alcune specie che a scala provinciale erano legate agli stessi ambienti, ovvero starna *Perdix perdix*, pavoncella *Vanellus vanellus*, tottavilla *Lullula arborea* e ortolano *Emberiza hortulana*, non sono state rilevate durante i monitoraggi e sono da ritenersi probabilmente o certamente estinte come nidificanti sul territorio provinciale.

Il modello sintetico ottenuto considerando le variabili supportate nei singoli livelli mostra un effetto di variabili topografiche e di uso del suolo (paesaggio) relativo agli ambienti prativi (tabella 5). Si noti, in tabella 6, come gli effetti di queste variabili siano molto più rilevanti di quello della variabile "anni" che indica il numero di anni in cui un transetto è stato oggetto di censimento.

Le specie specialiste di ambienti prativi risultano più numerose a quote relativamente elevate, in ambienti pianeggianti o poco pendenti, con elevata copertura di ambienti aperti come prati stabili, praterie alpine e pascoli (Figura 3).

Specie inserite nell'Allegato I della Direttiva Uccelli (2009/147/CE)

Le specie incluse nell'Allegato I rilevate presso i transetti sono elencate in tabella 7.

Senza rapaci, si rileva un unico effetto supportato: quello negativo di meleti e frutteti, alla cui maggior estensione corrisponde un minor numero di specie di uccelli inserite nell'Allegato I della direttiva. Tutte le altre variabili, di qualunque gruppo di predittori, non mostrano effetti supportati sul numero di specie rilevate.

Tab. 1 – Elenco delle specie rilevate lungo i transetti. / Tab. 1 – List of species detected along transects.

Specie	Nome scientifico	Specie	Nome scientifico
airone cenerino	<i>Ardea cinerea</i>	falco pellegrino	<i>Falco peregrinus</i>
allodola	<i>Alauda arvensis</i>	fanello	<i>Carduelis cannabina</i>
averla piccola	<i>Lanius collurio</i>	fiorrancino	<i>Regulus ignicapilla</i>
balestruccio	<i>Delichon urbicum</i>	forapaglie macchiettato	<i>Locustella naevia</i>
ballerina bianca	<i>Motacilla alba</i>	fringuello	<i>Fringilla coelebs</i>
ballerina gialla	<i>Motacilla cinerea</i>	frosone	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>
beccafico	<i>Sylvia borin</i>	gabbiano comune	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>
biancone	<i>Circaetus gallicus</i>	gabbiano reale	<i>Larus michahellis</i>
bigia padovana	<i>Sylvia nisoria</i>	gallinella d'acqua	<i>Gallinula chloropus</i>
bigiarella	<i>Sylvia curruca</i>	gazza	<i>Pica pica</i>
calandro	<i>Anthus campestris</i>	germano reale	<i>Anas platyrhynchos</i>
canapino comune	<i>Hippolais polyglotta</i>	gheppio	<i>Falco tinnunculus</i>
canapino maggiore	<i>Hippolais icterina</i>	ghiandaia	<i>Garrulus glandarius</i>
cannaiola comune	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	gracchio alpino	<i>Pyrhocorax graculus</i>
cannaiola verdognola	<i>Acrocephalus palustris</i>	lodolaio	<i>Falco subbuteo</i>
capinera	<i>Sylvia atricapilla</i>	lucherino	<i>Carduelis spinus</i>
cardellino	<i>Carduelis carduelis</i>	lui bianco	<i>Phylloscopus bonelli</i>
cesena	<i>Turdus pilaris</i>	lui piccolo	<i>Phylloscopus collybita</i>
cincia alpestre	<i>Poecile montanus</i>	lui verde	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>
cincia bigia	<i>Poecile palustris</i>	merlo	<i>Turdus merula</i>
cincia dal ciuffo	<i>Lophophanes cristatus</i>	merlo acquaiolo	<i>Cinclus cinclus</i>
cincia mora	<i>Periparus ater</i>	merlo dal collare	<i>Turdus torquatus</i>
cinciallegra	<i>Parus major</i>	nibbio bruno	<i>Milvus migrans</i>
cinciarella	<i>Cyanistes caeruleus</i>	Nocciolaia	<i>Nucifraga caryocatactes</i>
ciuffolotto	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	organetto	<i>Carduelis flammea</i>
codibugnolo	<i>Aegithalos caudatus</i>	passera d'italia	<i>Passer italiae</i>
codirosso comune	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	passera mattugia	<i>Passer montanus</i>
codirosso spazzacamino	<i>Phoenicurus ochruros</i>	passera scopaiola	<i>Prunella modularis</i>
codirossone	<i>Monticola saxatilis</i>	pettirosso	<i>Erithacus rubecula</i>
colombaccio	<i>Columba palumbus</i>	picchio cenerino	<i>Picus canus</i>
cornacchia grigia	<i>Corvus (corone) cornix</i>	picchio muratore	<i>Sitta europaea</i>
cornacchia nera	<i>Corvus (corone) corone</i>	picchio nero	<i>Dryocopus martius</i>
corvo imperiale	<i>Corvus corax</i>	picchio rosso maggiore	<i>Dendrocopos major</i>
coturnice	<i>Alectoris graeca</i>	picchio verde	<i>Picus viridis</i>
crociere	<i>Loxia curvirostra</i>	piccione domestico	<i>Columba livia</i>
cuculo	<i>Cuculus canorus</i>	pigliamosche	<i>Muscicapa striata</i>
culbianco	<i>Oenanthe oenanthe</i>	piro-piro culbianco	<i>Tringa ochropus</i>
cutrettola	<i>Motacilla flava</i>	poiana	<i>Buteo buteo</i>
fagiano	<i>Phasianus colchicus</i>	prispolone	<i>Anthus trivialis</i>
fagiano di monte	<i>Tetrao tetrix</i>	quaglia	<i>Coturnix coturnix</i>
falco di palude	<i>Circus aeruginosus</i>	rampichino alpestre	<i>Certhia familiaris</i>
falco pecchiaiolo	<i>Pernis apivorus</i>	rampichino comune	<i>Certhia brachydactyla</i>
re di quaglie	<i>Crex crex</i>	strillozzo	<i>Emberiza calandra</i>
regolo	<i>Regulus regulus</i>	torcicollo	<i>Jynx torquilla</i>
rigogolo	<i>Oriolus oriolus</i>	tordela	<i>Turdus viscivorus</i>
rondine	<i>Hirundo rustica</i>	tordo bottaccio	<i>Turdus philomelos</i>
rondine montana	<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	tortora dal collare	<i>Streptopelia decaocto</i>
rondone	<i>Apus apus</i>	tortora selvatica	<i>Streptopelia turtur</i>
rondone maggiore	<i>Apus melba</i>	usignolo	<i>Luscinia megarhynchos</i>
saltimpalo	<i>Saxicola torquatus</i>	usignolo di fiume	<i>Cettia cetti</i>
scricciolo	<i>Troglodytes troglodytes</i>	venturone alpino	<i>Carduelis citrinella</i>
sparviere	<i>Accipiter nisus</i>	verdone	<i>Carduelis chloris</i>
spioncello	<i>Anthus spinoletta</i>	verzellino	<i>Serinus serinus</i>
sterpazzolina comune	<i>Sylvia cantillans cantillans</i>	zigolo giallo	<i>Emberiza citrinella</i>
stiacchino	<i>Saxicola rubetra</i>	zigolo muciatto	<i>Emberiza cia</i>
storno	<i>Sturnus vulgaris</i>	zigolo nero	<i>Emberiza cirius</i>

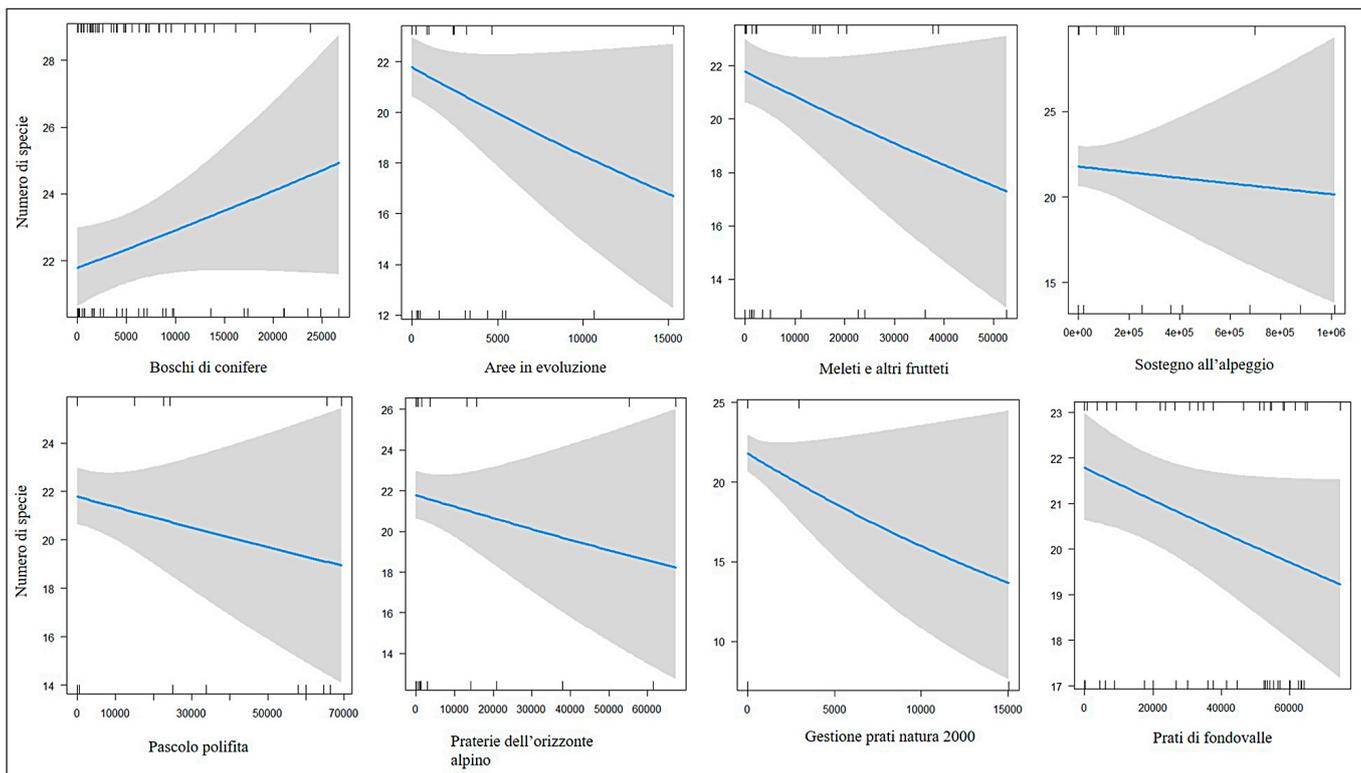


Fig. 2 – Effetto delle variabili incluse nel modello ottenuto con tutti i parametri compresi nei modelli più supportati, sulla ricchezza di specie complessiva, esclusi gli uccelli in volo sopra il transetto e in migrazione. / **Fig. 2** – Effect of variables included in the model obtained with all parameters included in the most supported models on overall species richness, excluding birds flying over the transect and migrating.

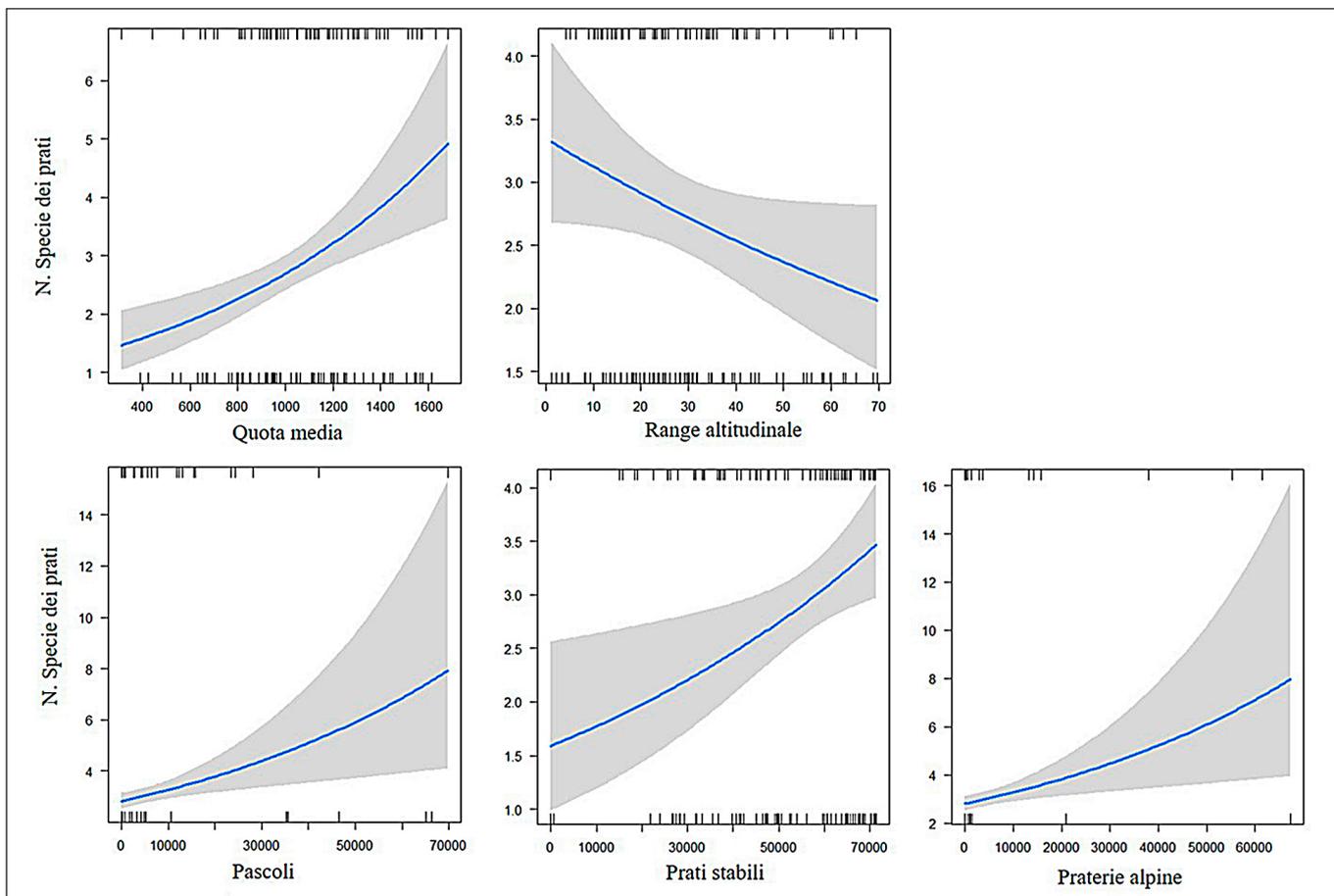


Fig. 3 – Effetto delle variabili incluse nel modello ottenuto con tutti i parametri compresi nei modelli più supportati, sulle specie specialiste di ambienti prati. / **Fig. 3** – Effetto delle variabili incluse nel modello ottenuto con tutti i parametri compresi nei modelli più supportati, sulle specie specialiste di ambienti prati.

Tab. 2 – Valori di AICc per i modelli comprendenti variabili di diverso tipo per la ricchezza specifica. / **Tab. 2** – AICc values for models including different types of variables for species richness.

Modello	AIC del modello più supportato
Topografia (nessun effetto rilevato)	872,42
Paesaggio: usi del suolo non-prativi	868,67
Paesaggio: prati e pascoli	868,59
Dettaglio degli ambienti prativi	869,00
Gestione	867,85
Tipologia prato	870,14
Complessivo	863,42

Tab. 3 – Modello sintetico complessivo dopo model averaging (full average). / **Tab. 3** – Overall synthetic model after model averaging (full average).

Variabile	Estimate ± SE	z	P
Intercetta	3,04 ± 0,02		
Anni	0,20 ± 0,02	10,20	<0,001
aree in evoluzione	-0,02 ± 0,02	0,80	0,424
boschi di conifere	0,02 ± 0,02	0,98	0,325
frutteti e meleti	-0,02 ± 0,02	0,75	0,455
operazione 1011 prati N2000	-0,03 ± 0,03	0,98	0,329
prati di fondovalle	-0,03 ± 0,03	1,22	0,223
pascolo polifita	-0,02 ± 0,03	0,79	0,427
praterie dell'orizzonte alpino	-0,02 ± 0,03	0,61	0,543
operazione 1012	-0,01 ± 0,02	0,49	0,626

Tab. 4 – Elenco delle specie specializzate per gli ambienti prativi rilevate durante i censimenti. / **Tab. 4** – List of grassland specialist species detected during the surveys.

Specie	Nome scientifico
allodola	<i>Alauda arvensis</i>
coturnice	<i>Alectoris graeca</i>
calandro	<i>Anthus campestris</i>
spioncello	<i>Anthus spinoletta</i>
prispolone	<i>Anthus trivialis</i>
fanello	<i>Carduelis cannabina</i>
quaglia	<i>Coturnix coturnix</i>
re di quaglie	<i>Crex crex</i>
strillozzo	<i>Emberiza calandra</i>
zigolo giallo	<i>Emberiza citrinella</i>
averla piccola	<i>Lanius collurio</i>
culbianco	<i>Oenanthe oenanthe</i>
stiacchino	<i>Saxicola rubetra</i>
saltimpalo	<i>Saxicola torquatus</i>
bigia padovana	<i>Sylvia nisoria</i>
cesena	<i>Turdus pilaris</i>

Tab. 5 – Valori di AICc per i modelli comprendenti variabili di diverso tipo per il numero di specie specializzate per ambienti prativi. / **Tab. 5** – AICc values for models including different types of variables for the number of species of grassland specialists.

Modello	AIC del modello più supportato
Topografia	515,96
Paesaggio: usi del suolo non-prativi	527,83
Paesaggio: prati e pascoli	522,83
Dettaglio degli ambienti prativi	544,78
Gestione	539,74
Tipologia prato	550,14
Complessivo	511,91

Tab. 6 – Modello sintetico complessivo dopo model averaging (full average). / **Tab. 6** – Overall synthetic model after model averaging (full average).

Variabile	Estimate ± SE	Z	0.000
intercetta	1,08 ± 0,05	21,36	
range altitudinale	-0,08 ± 0,07	1,1	0,270
quota media	0,24 ± 0,07	3,47	0,001
pascoli	0,18 ± 0,06	2,93	0,003
praterie dell'orizzonte alpino	0,15 ± 0,05	2,83	0,005
prati stabili	0,23 ± 0,08	2,71	0,007
anni	0,06 ± 0,05	1,16	0,248

Tab. 7 – Elenco delle specie inserite nell'Allegato I della Direttiva Uccelli rilevate lungo i transetti (* = specie prevalentemente o esclusivamente osservata in volo). / **Tab. 7** – List of species included in Annex I of the Birds Directive detected along transects (* = species predominantly or exclusively observed in flight).

Specie	nome scientifico
coturnice	<i>Alectoris graeca</i>
calandro	<i>Anthus campestris</i>
biancone*	<i>Circaetus gallicus</i>
falco di palude*	<i>Circus aeruginosus</i>
re di quaglie	<i>Crex crex</i>
picchio nero	<i>Dryocopus martius</i>
falco pellegrino*	<i>Falco peregrinus</i>
averla piccola	<i>Lanius collurio</i>
nibbio bruno*	<i>Milvus migrans</i>
falco pecchiaiolo*	<i>Pernis apivorus</i>
picchio cenerino	<i>Picus canus</i>
bigia padovana	<i>Sylvia nisoria</i>
fagiano di monte	<i>Tetrao tetrix</i>

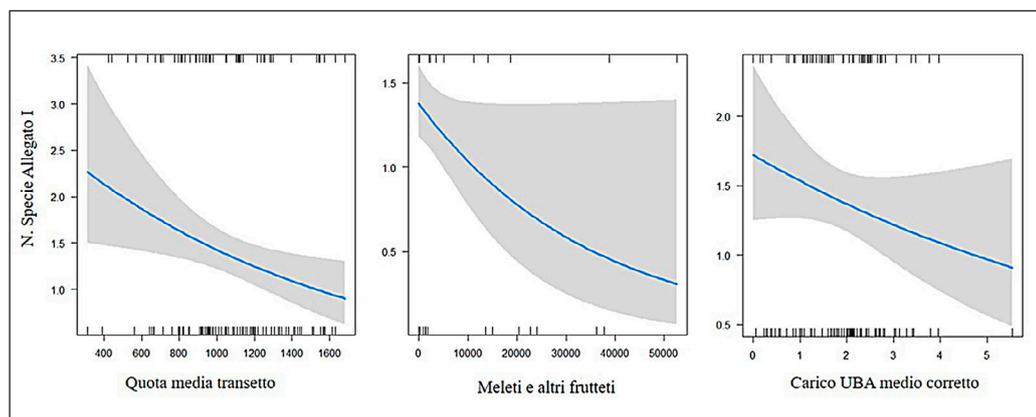


Fig. 4 – Effetto delle variabili incluse nel singolo modello più supportato, sulle specie dell'Allegato I della Direttiva Uccelli. / **Fig. 4** – Effect of the variables included in the single most supported model, on Annex I species of the Birds Directive.

Tab. 8 – Valori di AICc per i modelli comprendenti variabili di diverso tipo per il numero di specie incluse nell'Allegato I della Direttiva Uccelli. / **Tab. 8** – AICc values for models including different types of variables for the number of species listed in the Annex I of the Birds Directive.

Modello	AIC del modello più supportato
topografia	385,86
paesaggio: usi del suolo non-prativi	388,08
paesaggio: prati e pascoli	-
dettaglio degli ambienti prativi	-
gestione	387,83
tipologia prato	-
complessivo	383,10

I risultati sono leggermente differenti considerando anche i rapaci censiti presso i transetti. In questo caso, vi sono altre variabili il cui effetto risulta statisticamente supportato: anche la quota e il carico medio aziendale hanno un ruolo. Nel modello specifico per gli elementi del paesaggio (uso del suolo) non legati ai prati, compare anche un effetto negativo dei coltivi, che non si ritrova però poi a livello di modello sintetico complessivo.

Il supporto è tutto sommato simile per variabili gestionali e di paesaggio (uso del suolo) e leggermente migliore per la topografia. Il modello sintetico risulta ulteriormente più supportato, a riprova dell'effetto di variabili appartenenti a gruppi diversi (tabella 8; figura 4).

Discussione

Le caratteristiche del paesaggio, in termini sia di uso del suolo che di topografia, la gestione agricola e il loro effetto congiunto sono elementi fondamentali nel determinare le caratteristiche delle comunità biologiche di aree coltivate o pascolate (Šumrada et al. 2021). In questo lavoro, abbiamo considerato le comunità ornitiche delle aree prative trentine. Gli uccelli rappresentano un bioindicatore di primario interesse, grazie alla loro sensibilità alle variazioni ambientali, alla loro "capacità" di approssimare bene cosa succede agli altri gruppi tassonomici e alla relativa facilità di censimento su vasta scala e con modalità quantitative (Wiens 1989). Gli ambienti prativi sono invece uno dei contesti ambientali di maggior pregio a livello continentale, in termini sia di biodiversità che di valore culturale e ricreativo (Pe'er et al. 2014). Per queste ragioni, indagare i fattori che determinano la composizione delle comunità avifaunistiche nei prati trentini, che si stanno velocemente riducendo, determinando importanti trasformazioni paesaggistiche e non solo, riveste particolare importanza. Co-

nosocere i fattori che concorrono a determinare le caratteristiche delle biocenosi delle aree prative può infatti aiutare a pianificare adeguatamente interventi e misure volti non solo a preservare la presenza di superfici ancora mantenute a prato (anziché convertite in colture specializzate o abbandonate o urbanizzate), ma anche a conservare ambienti prativi ecologicamente "funzionanti", in cui le diverse componenti biotiche possano ancora trovare posto e svolgere il proprio ruolo ecologico.

L'analisi comprendente tutte le specie osservate presso i transetti risente necessariamente della grandissima eterogeneità di taxa censiti, con esigenze ecologiche tra loro diverse e spesso contrastanti. Per questa ragione, i risultati ottenuti non sono particolarmente informativi e mostrano sostanzialmente un blando effetto positivo del bosco di conifere e un effetto negativo, ancora più debole, di variabili che indicano la presenza di aree coltivate, sia a prato che non. Tra queste, la superficie di prati di fondovalle (ovvero, di quelli gestiti più intensivamente) risulta esercitare un effetto negativo un po' meno "vago" rispetto alle altre variabili. Questo pattern è tutto sommato coerente con l'effetto positivo di aree boscate e dei loro margini e quello negativo delle aree agricole intensive emerso dal lavoro focalizzato sui prati da sfalcio (Assandri et al. 2019a). Gli ambienti agricoli più intensivi esercitano un effetto negativo su numerose specie, mentre la presenza di ambienti boschivi favorisce quella di specie forestali e generaliste in un contesto dominato da aree aperte e semi-aperte, come quello di prati e pascoli qui considerati e campionati attraverso i transetti. L'effetto negativo delle variabili associate ai prati va inteso infatti anche come dovuto alla minor diversità ambientale presente presso i transetti dove gli ambienti dominanti nelle realtà indagate (a causa del disegno di campionamento incentrato su prati e pascoli) sono maggiormente estesi. A superfici più estese di prati corrispondono aree inferiori coperte da altri habitat e quindi meno possibilità per le specie non-prative di essere presenti.

Più indicativi sono sicuramente i risultati forniti dall'analisi relativa alle specie "specializzate" per le aree prative. In questo caso, emerge chiaramente, sia dal confronto tra il supporto ottenuto dai modelli comprendenti diversi gruppi di variabili, sia dall'esame delle variabili che compongono il modello sintetico, come gli elementi topografici e quelli paesaggistici (soprattutto se indicativi delle aree prative) siano assolutamente preponderanti rispetto a tutti gli altri. A seguire, sono gli aspetti gestionali a essere discretamente supportati, mentre poco rilevanti appaiono tipologia di prato e il dettaglio degli ambienti prativi. Le specie legate agli ambienti prativi si rinvenivano più abbondanti in aree relativamente pianeggianti ma a quote mediamente superiori e aumentano proporzionalmente alla copertura di prati stabili, pascoli e praterie alpine. L'effetto positivo della quota è verosimilmente dovuto a due differenti ragioni. Da un lato, esso è sicuramente in parte attribuibile alla presenza di specie esclusivamente o prevalentemente legate a contesti montani, quali coturnice, spioncello, prispolone, culbianco; dall'altro, è altamente probabile che un ruolo sia giocato anche dal diverso livello di in-

tensificazione, dal momento che a quote superiori la gestione dei prati risulta nel complesso meno intensiva, con effetti sull'avifauna dei prati (Assandri et al. 2019a, 2019b). A questo elemento va senz'altro ricondotta l'estinzione dell'allodola a bassa quota, accertata come nidificante in poche località fino ai primi anni 2000 (Pedrini et al. 2005): sebbene non si tratti certo di una specie "alpina" e in altre aree in Italia settentrionale sia ancora ben rappresentata in contesti planiziali (es. Brambilla et al. 2012), l'allodola in Trentino è attualmente limitata alla fascia montana proprio a causa della gestione troppo intensiva in termini di sfalci e concimazioni che contraddistinguono i prati a quote medie e basse.

L'effetto della "semplice" estensione delle aree prative indica, da un lato, la rilevanza del paesaggio per queste specie e, dall'altro, il fatto che la loro disponibilità rappresenti ormai un fattore limitante per le specie di ambienti aperti, a causa della rarefazione di prati e pascoli avvenuta in buona parte del territorio provinciale a seguito dell'abbandono di questa pratica colturale e/o della sostituzione con altre tipologie di coltivi alle medie e basse quote (vigneti e frutteti).

Focalizzando l'attenzione sulle specie elencate nell'Allegato I della Direttiva Uccelli, specie quindi "prioritarie" per la conservazione a livello comunitario, si ottengono risultati leggermente diversi a seconda dell'inclusione o meno dei rapaci tra le specie considerate come variabile dipendente nei modelli. In ogni caso, emerge un chiaro effetto negativo della superficie occupata da meleti e altri frutteti. Queste coltivazioni specializzate, caratterizzate da un forte livello di intensificazione delle pratiche agricole e da omogeneizzazione del paesaggio, risultano particolarmente "sgradite" alle specie più esigenti, quali sono la maggior parte di quelle inserite nell'Allegato I della direttiva, che include soprattutto specie che necessitano di particolare tutela e attenzione per la loro conservazione. Includendo anche i rapaci, oltre alla conferma dell'effetto negativo di meleti e altri frutteti, emerge un effetto negativo sia della quota media del transetto che del carico medio in UBA per ettaro (corretto per la quantità di bestiame monticato). L'effetto della quota è facilmente spiegabile con il fatto che tutti i rapaci elencati nell'allegato e censiti lungo i transetti, ovvero biancone, falco di palude, falco pellegrino, nibbio bruno e falco pecchiaiolo, seppure nella maggior parte dei casi presenti lungo un elevato gradiente altitudinale, tendono a essere più frequenti alle basse e medie quote. L'effetto negativo del carico zootecnico medio aziendale riporta in luce ancora una volta l'impatto negativo che l'intensificazione delle pratiche agricole – e della praticoltura nello specifico – esercita sulle biocenosi e sull'avifauna in particolare. Carichi più elevati corrispondono infatti a prati "banalizzati", più poveri di specie floristiche e meno diversificati dal punto di vista dei mosaici tipologici, con struttura densa e uniforme e scarsità di potenziali prede per i rapaci. Questi effetti sono peraltro in linea con quelli che ci si attenderebbe per altre specie elencate nell'Allegato I della Direttiva Uccelli e attualmente assenti come nidificanti regolari sul territorio provinciale, ovvero tottavilla e ortolano (Brambilla et al. 2017; Brambilla e Rubolini 2009; Pedrini et al. 2005).

I risultati di questo lavoro appaiono coerenti con quelli rilevati in contesti anche molto differenti, sia nell'area alpina (Laiolo et al. 2004) che in contesti più o meno differenti (Brambilla et al. 2020a; Šumrada et al. 2021).

Conclusioni e prospettive future

Gli ambienti prativi sono in forte declino in tutto il Trentino, ma il loro calo non è relativo al solo territorio provinciale: esso si inquadra in una più generale dinamica di perdita di superfici, degrado e conversione delle "praterie" che sta interessando gran parte d'Europa, con conseguenze nefaste per molte specie. Gli ambienti prativi estensivi sono infatti tra gli habitat più ricchi di specie a livello continentale, e questo quadro appare confermato anche dall'avifauna rilevata presso transetti ubicati in aree aperte durante i censimenti utilizzati per le analisi presentate in questo lavoro. Le 112 specie

censite in periodo primaverile-inizio estivo testimoniano la presenza di una ricchezza biologica ancora rilevante, nonostante le perdite in termini di superfici e il degrado in termini di qualità ecologica subiti dai prati trentini negli ultimi decenni.

Le analisi condotte sui dati confermano ulteriormente alcuni elementi già emersi nei precedenti anni di questo lavoro e in studi precedenti, svolti sia in Trentino che altrove, e in particolare merita ricordare i seguenti punti:

- a livello paesaggistico, la disponibilità e l'estensione di prati, pascoli e praterie è un fattore fondamentale per le specie legate agli ambienti aperti;
- l'intensificazione dell'agricoltura, a tutti i livelli, sia di paesaggio (con la conversione in meleti, frutteti e altre colture più redditizie) che di gestione locale (misurata attraverso il carico aziendale in unità bovine), ha effetti negativi, soprattutto sulle specie di maggior interesse conservazionistico;
- la conservazione degli elementi di margine, quali aree umide, siepi, cespugli e alberi isolati, è fondamentale per comunità ricche ed ecologicamente funzionali, nonché per diverse specie, tra cui alcune di interesse comunitario (come averla piccola e bigia padovana).

La mancanza di effetti rilevanti delle diverse misure del PSR a questa scala suggerisce che, nonostante l'impatto locale sicuramente positivo di alcune di esse (come si evince dallo studio specifico sul re di quaglie, Brambilla et al 2021), esse non siano al momento in grado, probabilmente a causa della modesta superficie impegnata dalle misure maggiormente orientate alla tutela della biodiversità, di influenzare i pattern evolutivi generali a scala provinciale. Favorire una maggior adesione alle operazioni di PSR che prevedono estensivazione, gestione degli sfalci compatibile con le specie selvatiche e miglioramenti ambientali e di conduzione, deve essere uno degli obiettivi delle prossime programmazioni. Similmente, una "revisione" in senso ambientale delle misure più diffuse dovrebbe essere intrapresa per far sì che esse possano giocare un ruolo nel mantenere prati e alpeggi ecologicamente funzionali, cosa che al momento non sembra avvenire a causa della mancanza di specifiche raccomandazioni e impegni a favore della biodiversità.

Infine, questo lavoro evidenzia i vantaggi derivanti dalla possibilità di integrare le istanze di monitoraggio ai sensi delle direttive europee (nell'ambito quindi dei programmi di monitoraggio di Natura 2000) con quelle dello studio degli effetti delle pratiche agricole e dei Programmi di Sviluppo Rurale. Tale integrazione infatti consente di massimizzare la quantità di dati e informazioni ottenibili attraverso il lavoro di campo e il loro potenziale utilizzo, abbinato a fonti di dati di altro tipo (relativi ad esempio ad aree protette o a gestione agricola). In questo modo, si può puntare ad assolvere in modo più completo alle richieste provenienti sia dagli obblighi comunitari in ambito Natura 2000, sia alla necessità di valutare gli effetti dei Programmi di Sviluppo Rurale e di pianificare adeguatamente conservazione e gestione ambientale a favore della biodiversità a scala provinciale.

Proposte per il miglioramento ambientale dei prati in Trentino nella nuova programmazione dello Sviluppo Rurale

Sulla base delle analisi condotte nel presente studio la situazione degli ambienti prativi e pascolivi in Trentino, ovvero prati stabili, pascoli, pascoli alberati e praterie alpine, presenta sostanzialmente due "facce". Da un lato, essi appaiono in progressivo calo, come del resto in gran parte d'Europa, con conseguenze nefaste per molte specie e per molti paesaggi culturalmente significativi, quando non addirittura "identitari" per certe vallate. Tale contrazione è da ascrivere in parte a processi di estensivizzazione e abbandono delle pratiche colturali, associati alla nemoralizzazione e alla successione secondaria verso formazioni boschive naturali, in parte alla conversione verso colture più intensive e redditizie.

Dall'altro lato, gli ambienti prativi e pascolivi di vario tipo rivestono ancora un ruolo fondamentale per molte specie, sebbene

riescano sempre meno ad assolvere le loro funzioni ecologiche a seguito di fenomeni opposti e polarizzati di abbandono ed intensificazione, risultanti in una semplificazione dei mosaici paesaggistici e nel degrado agronomico e ambientale del contesto rurale.

Questo quadro suggerisce chiaramente l'opportunità di un ripensamento delle politiche a favore dei prati e dei pascoli, che dovrebbe interessare tutti i livelli, da quello europeo a quello nazionale e locale, in particolare con il Complemento di Programmazione per lo Sviluppo Rurale del Piano Strategico della PAC 2023-2027 (CSR) per la Provincia di Trento.

Le ricerche svolte in questi anni sul territorio provinciale forniscono degli spunti su cui è importante soffermarsi:

- a livello paesaggistico, la disponibilità di prati, pascoli, praterie e pascoli alberati è un fattore fondamentale per un'ampia "fetta" della biodiversità trentina, e in particolare per le specie legate agli ambienti aperti, ma non risulta di per sé sufficiente per la loro tutela;
- l'intensificazione dell'agricoltura, a tutti i livelli, sia di paesaggio (con la conversione in meleti, frutteti e altre colture più redditizie) che di gestione locale (misurata attraverso il carico medio aziendale di bestiame), ha effetti negativi sulla biodiversità specifica, soprattutto sulle specie di maggior interesse conservazionistico;
- le misure previste dal PSR vigente per il periodo 2014-2020 hanno avuto, in alcuni casi, un impatto positivo su specie e habitat (soprattutto quelle volte a garantire pratiche gestionali compatibili con le esigenze delle specie selvatiche) ma, a larga scala, non sono state in grado, probabilmente a causa della modesta superficie impegnata dalle misure maggiormente orientate alla tutela diretta della biodiversità, di influenzare i pattern generali a livello provinciale. Le misure più largamente adottate, che prevedono l'erogazione di premi economici "a pioggia", non sono sufficientemente caratterizzate da requisiti e output attesi di tipo ambientale e non hanno sostanzialmente risvolti positivi per la biodiversità.

In base a queste considerazioni, si possono ipotizzare alcune linee lungo cui articolare proposte per la programmazione locale dello Sviluppo Rurale 2023-2027, da declinare in potenziali azioni/misure a livello provinciale. Tali linee di proposta riguardano azioni sia di tipo diretto, finalizzate alla tutela mirata della biodiversità specifica e di habitat alle diverse scale spaziali, sia di tipo indiretto, volte a contrastare i fenomeni sopra citati di polarizzazione tra intensificazione ed abbandono e a riavvicinare la filiera agro-zootecnica al territorio in un'ottica di più ampia sostenibilità e tutela della biodiversità.

Azioni di tipo diretto a tutela della biodiversità

In linea generale, si rende necessario promuovere misure che premiano la qualità della gestione del prato-pascolo, superando modelli orizzontali di incentivo all'utilizzazione "a qualsiasi prezzo", che hanno sì l'effetto di limitare l'abbandono ma producono distorsioni di tipo agronomico ed ambientale.

In particolare può essere elaborato, quale strumento pratico di tutela della biodiversità a più scale, un set codificato di misure/obiettivi ambientali a cui le aziende possono aderire e per le quali vengono remunerate, nella forma di "pacchetti" o "contratti ambientali" aziendali. In tale set di misure possono rientrare azioni quali:

1. l'individuazione a livello aziendale di un pool di superfici da dedicare alla conservazione della biodiversità secondo l'applicazione di linee guida gestionali specifiche - può essere definito ad esempio un valore percentuale delle superfici aziendali (5% della superficie foraggera) o identificato il patrimonio aziendale in prati magri e ricchi di specie, da condurre secondo un protocollo gestionale che regola il regime di sfalcio, la concimazione e le altre operazioni colturali;
2. il mantenimento e la creazione di elementi "marginali" di estrema rilevanza per la biodiversità, attraverso incentivi a favore di siepi, macchie di arbusti, alberi isolati, piccoli stagni o raccolte

d'acqua semi-naturali - la presenza di questi elementi, sebbene molto ridotta rispetto al passato, rappresenta un fattore chiave per la conservazione di molte specie esigenti e/o legate a mosaici di habitat a piccola scala;

3. l'introduzione di premialità aggiuntive per prati da sfalcio particolarmente lontani e fisicamente marginali rispetto al centro aziendale e/o al fondovalle, secondo un criterio di distanza chilometrica e/o dislivello altitudinale legato ai più elevati aggravii gestionali;
4. la definizione di progetti di tutela ambientale a livello di singola valle e/o distretto (dove le Reti di Riserve potrebbero giocare un ruolo di coordinamento), superando la complessità dell'operazione 16 del PSR 2014-2020 (cooperazione) e definendo dei set di misure specifiche e codificate a cui le aziende possono attingere sulla base delle esigenze particolari di tutela ambientale dei singoli territori (es. tutela mirata di determinate specie/habitat);
5. l'introduzione, per superfici prative o pascolive particolarmente sensibili o di eccezionale pregio ambientale, di premialità specifiche secondo un approccio orientato al risultato (definizione di obiettivi conservazionistici specifici che vengono remunerati solo se raggiunti);
6. introduzione di premialità aggiuntive per la gestione del prato finalizzata alla conservazione del re di quaglie, con impegni legati allo sfalcio posticipato (nessun taglio fino a tutto luglio), al mantenimento di "isole" di erba alta o fasce non falciate di larghezza non inferiore a 10 m, alla conduzione di uno sfalcio a bassa velocità a partire dal centro del prato;
7. introduzione di premialità aggiuntive per interventi finalizzati alla conservazione di averla piccola, bigia padovana e altre specie legate ad ambienti a mosaico, con impegni legati al mantenimento di fasce non falciate attorno a siepi e macchie di arbusti di almeno tre metri di larghezza e al mantenimento di porzioni di prato non falciate di dimensioni non inferiori a 500 m²;
8. introduzione dell'obbligo formativo, per chi aderisce ai "pacchetti" o "contratti ambientali", su tematiche di tipo ambientale (definizione di un numero di ore formative per programmazione dedicate a temi quali la biodiversità, la sostenibilità, la gestione ambientale del prato-pascolo, etc.).

Azioni di tipo indiretto a tutela della biodiversità

Le azioni di tipo indiretto a tutela della biodiversità sono mirate al contrasto dei fenomeni di degrado agronomico-ambientale dei contesti prativi e pascolivi, al mantenimento dei mosaici paesaggistici e al ri-equilibrio della gestione in un'ottica di maggiore sostenibilità della filiera foraggero-zootecnica. Nelle azioni di tipo indiretto possono rientrare:

1. l'impegno aziendale al mantenimento delle superfici a prato attraverso un rapporto stabile tra superfici a prato e le altre colture presenti all'interno dell'azienda, in modo da limitare l'erosione del prato stabile dovuta alla conversione in frutticole, vigneti o seminativi (inclusi il mais, gli erbai e le colture avvicendate);
2. l'impegno aziendale al mantenimento delle superfici a prato secondo la loro rispettiva vocazionalità, garantendo il mantenimento della quota di prati di versante e/o magri e ricchi di specie rispetto a quelli di fondovalle;
3. la ri-definizione del metodo di computo del carico zootecnico medio aziendale (UBA/ha) secondo un approccio che superi la visione del prato come entità omogenea ma che introduca la differenziazione del prato a seconda della sua effettiva capacità produttiva e di valorizzazione agronomica dei nutrienti (es. discriminare la capacità di carico di un prato di fondovalle da quella di un prato di versante e/o magro e ricco di specie);
4. la previsione, per le aziende dotate di un "corredo prativo" di particolare pregio ambientale (es. elevata quota di prati magri e ricchi di specie), di sistemi di premialità che compensino i

- maggiori costi/minori ricavi legati alla minore produzione foraggera, alla più onerosa gestione e ai minori carichi zootecnici ammessi;
5. l'introduzione del concetto di auto-provvigionamento foraggero come parametro di legame della produzione con il territorio di riferimento, differenziando nel computo del livello di auto-provvigionamento le diverse tipologie di superficie foraggera relativamente al loro potenziale produttivo e prevedendo premialità aggiuntive per le aziende con maggiore autonomia foraggera;
 6. l'introduzione di ulteriori premialità per le aziende che si dotano di un piano di concimazione delle superfici foraggere e che ne attestano l'implementazione per la restituzione aliquotaria dei nutrienti al campo (bilancio aziendale dell'azoto);
 7. l'incentivazione di filiere e produzioni di qualità che promuovono la sostenibilità, la qualità ambientale e la salubrità di prodotti locali, ottenuti con procedure rispettose della natura e che sostengano il mantenimento dei paesaggi tradizionali - queste iniziative potrebbero essere promosse da apposite misure del PSR, ad esempio attraverso il sostegno alla certificazione di filiera e/o prodotto (che vada oltre il mero metodo biologico), in modo da essere anche pubblicamente controllate e certificate, e garantite attraverso un marchio o una certificazione per il produttore che consenta un'immediata associazione con il suo impegno a favore dell'ambiente e della biodiversità.

Ringraziamenti

Si ringrazia dr. Riccardo Molognoni del Servizio politiche sviluppo rurale PAT e dr. Pietro Molfetta dell'Agenzia provinciale per i pagamenti PAT (APPAG) e loro collaboratori per il supporto e la trasmissione dei dati necessari alla ricerca; Sonia Endrizzi e Chiara Fedrigotti del Muse per il grande aiuto nell'organizzazione e rendicontazione, e ad Aaron lemma del Muse per il supporto nell'elaborazione della specifica "Carta dell'uso del suolo". Per aver contribuito negli anni ai monitoraggi ornitologici: Alessandro Franzoi, Luigi Marchesi, Franco Rizzolli, Davide Scridel. Questo studio è stato finanziato da: PSR-PAT nell'ambito del progetto AviPAT 2018-20 (Avifauna dei Paesaggi Agricoli Trentini); parte dei dati sono stati rilevati nel corso dei monitoraggi avifaunistici della Rete Natura 2000 (A. 5 - Life+ T.E.N.; <http://www.lifeten.tn.it/>) e il postdoc di Giacomo Assandri presso l'Università di Pavia con finanziamento MUSE.

Bibliografia

- Arnold, T.W., 2010 - Uninformative Parameters and Model Selection Using Akaike's Information Criterion. *J. Wildl. Manage* 74, 1175-1178. <https://doi.org/10.1111/j.1937-2817.2010.tb01236.x>
- Assandri, G., Bogliani, G., Pedrini, P., Brambilla, M., 2019a - Toward the next Common Agricultural Policy reform: Determinants of avian communities in hay meadows reveal current policy's inadequacy for biodiversity conservation in grassland ecosystems. *J. Appl. Ecol.* 56, 604-617. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13332>
- Assandri, G., Bogliani, G., Pedrini, P., Brambilla, M., 2019b - Species-specific responses to habitat and livestock management call for carefully targeted conservation strategies for declining meadow birds. *J. Nat. Conserv.* 52, 125757. <https://doi.org/10.1016/J.JNC.2019.125757>
- Assandri G., Pedrini P., Franzoi A., Marchesi L., Rizzolli F. & Brambilla M., 2023 - Gli uccelli nidificanti negli ambienti prativi e pascolati del Trentino: caratterizzazione delle comunità e status delle specie indicatrici. *Studi Trentini di Scienze Naturali*, 102: 83-100.
- Brambilla, M., 2019 - Six (or nearly so) big challenges for farmland bird conservation in Italy. *Avocetta* 43, 101-113. <https://doi.org/https://doi.org/10.30456/AVO.2019201>
- Brambilla, M., Casale, F., Bergero, V., Bogliani, G., Crovetto, G.M., Falco, R., Roati, M., Negri, I., 2010 - Glorious past, uncertain present, bad future? Assessing effects of land-use changes on habitat suitability for a threatened farmland bird species. *Biol. Conserv.* 143, 2770-2778. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.07.025>
- Brambilla, M., Falco, R., Negri, I., 2012 - A spatially explicit assessment of within-season changes in environmental suitability for farmland birds along an altitudinal gradient. *Anim. Conserv.* 15, 638-647. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2012.00561.x>
- Brambilla M., Gubert F. & Pedrini P., 2021 - The effects of farming intensification on an iconic grassland bird species, or why mountain refuges no longer work for farmland biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 319: 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107518>.
- Brambilla, M., Gustin, M., Cento, M., Ilahiane, L., Celada, C., 2020a - Habitat, climate, topography and management differently affect occurrence in declining avian species: Implications for conservation in changing environments. *Sci. Total Environ.* 742, 140663. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140663>
- Brambilla, M., Gustin, M., Vitulano, S., Falco, R., Bergero, V., Negri, I., Bogliani, G., Celada, C., 2017 - Sixty years of habitat decline: impact of land-cover changes in northern Italy on the decreasing ortolan bunting *Emberiza hortulana*. *Reg. Environ. Chang.* 17, 323-333. <https://doi.org/10.1007/s10113-016-1019-y>
- Brambilla, M., Rizzolli, F., Franzoi, A., Caldonazzi, M., Zanghellini, S., Pedrini, P., 2020b - A network of small protected areas favoured generalist but not specialized wetland birds in a 30-year period. *Biol. Conserv.* 248, 108699. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108699>
- Brambilla, M., Rubolini, D., 2009 - Intra-seasonal changes in distribution and habitat associations of a multi-brooded bird species: implications for conservation planning. *Anim. Conserv.* 12, 71-77. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2008.00226.x>
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002 - Model Selection and Multimodel Inference, Book. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-3-319-02868-2_3
- Chamberlain, D.E., Negro, M., Caprio, E., Rolando, A., 2013 - Assessing the sensitivity of alpine birds to potential future changes in habitat and climate to inform management strategies. *Biol. Conserv.* 167, 127-135. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.07.036>
- Humbert, J.Y., Dwyer, J.M., Andrey, A., Arlettaz, R., 2016 - Impacts of nitrogen addition on plant biodiversity in mountain grasslands depend on dose, application duration and climate: A systematic review. *Glob. Chang. Biol.* 22, 110-120. <https://doi.org/10.1111/gcb.12986>
- Korner, P., Graf, R., Jenni, L., 2018 - Large changes in the avifauna in an extant hotspot of farmland biodiversity in the Alps. *Bird Conserv. Int.* 28, 263-277. <https://doi.org/10.1017/S0959270916000502>
- Laiolo, P., Dondero, F., Ciliento, E., Rolando, A., 2004 - Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the alpine avifauna. *J. Appl. Ecol.* 41, 294-304. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00893.x>
- Pe'er, G., Dicks, L. V., Visconti, P., Arlettaz, R., Báldi, A., Benton, T.G., Collins, S., Dieterich, M., Gregory, R.D., Hartig, F., Henle, K., Hobson, P.R., Kleijn, D., Neumann, R.K., Robijns, T., Schmidt, J., Shwartz, A., Sutherland, W.J., Turbé, A., Wulf, F., Scott, A. V., 2014 - EU agricultural reform fails on biodiversity. *Science* (80). 344: 1090-1092. <https://doi.org/10.1126/science.1253425>
- Pedrini, P., Caldonazzi, M., Zanghellini, S., 2005 - Atlante degli Uccelli nidificanti e svernanti in provincia di Trento. *Stud. Trentini di Sci. Nat. Acta Biol.* 80, suppl. 2 pp 674.

- Pedriani P., Brambilla M., Bertolli A. & Prosser F., 2014 - Definizione di "linee guida provinciali" per l'attuazione dei monitoraggi nei siti trentini della Rete Natura 2000 - Azione A5. pp. 144, <http://www.lifeten.tn.it>.
- Pykälä, J., 2000 - Mitigating human effects on European biodiversity through traditional animal husbandry. *Conserv. Biol.* 14, 705-712. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99119.x>
- Rete Rurale Nazionale, Lipu, 2018 - Uccelli comuni delle zone agricole in Italia. Aggiornamento degli andamenti di popolazione e del Farmland Bird Index per la Rete Rurale Nazionale dal 2000 al 2017.
- Scotton, M., Pecile, A., Franchi, R., 2012 - I tipi di prato permanente in Trentino. Tipologia agroecologica della praticoltura con finalità zootecniche, paesaggistiche e ambientali. Fondazione Edmund Mach, San Michele all'Adige (Trento).
- Šumrada, T., Kmecl, P., Erjavec, E., 2021 - Do the EU's Common agricultural policy funds negatively affect the diversity of farmland birds? Evidence from Slovenia. *Agric. Ecosyst. Environ.* 306, 107200. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107200>
- Wiens, J.A., 1989 - The ecology of bird communities. Cambridge University Press.

NORME REDAZIONALI PER GLI AUTORI

Studi Trentini di Scienze Naturali, rivista annuale del Museo delle Scienze, pubblica lavori scientifici originali nel campo delle scienze biologiche e geologiche, con particolare riferimento alla conoscenza e gestione del patrimonio naturale dell'arco alpino. Vengono pubblicate diverse categorie di contributi: articoli, note brevi, revisioni tassonomiche, report tecnici. Occasionalmente ospita supplementi monografici (es. Atti di Convegno).

I contributi relativi a

- ecologia
- biologia della conservazione
- isologia e biologia adattativa
- sistematica e filogenesi
- faunistica e biogeografia
- biologia evolutivista

vanno inviati a: dott.ssa Valeria Lencioni, Redazione di Studi Trentini di Scienze Naturali, Museo delle Scienze, Corso del Lavoro e della Scienza 3, 38123 Trento. E-mail: valeria.lencioni@muse.it

I contributi relativi a

- geologia
- scienze ambientali e del paesaggio
- paleontologia

vanno inviati a: dott. Marco Avanzini, Redazione di Studi Trentini di Scienze Naturali, Museo delle Scienze, Corso del Lavoro e della Scienza 3, 38123 Trento. E-mail: marco.avanzini@muse.it.

I testi devono essere inviati via e-mail come file unico in formato pdf composto di: pagina iniziale (Titolo e Autori), Riassunto e Abstract, Parole chiave e Key words, Testo, Tabelle, Didascalie delle figure e Figure su pagine separate. Si accettano lavori in lingua italiana e inglese. Le pagine e le righe devono essere numerate progressivamente. Agli autori dei lavori accettati vengono richieste tabelle e figure in file separati, denominati con il numero della tabella o della figura stessa preceduto dal cognome del primo Autore (per es.: Rossi_Tab1.doc). Formati consentiti: EPS, TIFF o JPEG (minima risoluzione 300 dpi. Si accettano grafici e immagini a colori.

Struttura del contributo

La pagina 1 deve riportare: Titolo, Autore/i, Ente di appartenenza, Parole chiave e Key words (massimo 6) e Titolo breve (massimo 60 caratteri).

Un numero progressivo deve essere aggiunto come apice al Cognome di ogni Autore per il rimando all'Ente di appartenenza, a meno che tutti gli Autori non appartengano allo stesso Ente. Un asterisco deve essere apposto all'Autore referente per la corrispondenza (= Autore corrispondente)*, per il quale va riportato l'indirizzo e-mail.

Esempio:

Giuliano Bianchi^{1*}, Andrea Rossi², Franco Verdi¹

¹Dipartimento di ..., Università di ...

²Dipartimento di ..., Università di ...

*E-mail dell'Autore corrispondente: bianchi@yahoo.it

Le Parole chiave e Key words devono comprendere la localizzazione geografica.

RIASSUNTO e SUMMARY (ciascuno di minimo 150, massimo 200 parole) iniziano a pagina 2; a seguire (pagina 3 o 4) il corpo del testo, che deve essere organizzato preferibilmente come segue:

- INTRODUZIONE
- AREA DI STUDIO
- METODI
- RISULTATI

- DISCUSSIONE
- CONCLUSIONI
- RINGRAZIAMENTI
- BIBLIOGRAFIA

Tabelle, Didascalie delle figure e figure su fogli separati.

Ciascun capitolo può prevedere la suddivisione in paragrafi e sottoparagrafi. Risultati e Discussione possono costituire un capitolo unico oppure le Conclusioni possono essere accorpate alla Discussione. Altre eccezioni vanno concordate con la Redazione. Il testo di review, revisioni tassonomiche e note brevi può essere diversamente strutturato. Nel caso di note brevi la pagina 2 deve contenere solo il Summary (se scritte in italiano) o il Riassunto (se scritte in inglese), non entrambi, di 50-100 parole.

Gli articoli devono aderire fedelmente alle norme della rivista. In particolare, bisogna tener conto delle seguenti indicazioni:

- usare il carattere Times New Roman corpo 12 usare il formato "allineato a sinistra"
- non suddividere le parole per effettuare gli "a capo" non utilizzare la tabulazione e il rientro preferibilmente non usare grassetto né sottolineato
- usare il corsivo per le parole in lingua diversa da quella usata per la stesura del contributo
- le didascalie e le legende di tutte le tabelle e le figure devono essere fornite solo nella lingua in cui è stato scritto il manoscritto
- le note a piè di pagina sono ammesse purché non superino le 10 righe
- formule, equazioni, frazioni e simili vanno centrate sulla riga, numerate con un numero arabo tra parentesi sul margine sinistro e separate dal testo sopra e sotto con una riga
- qualora vengano inseriti parti di testi, tabelle o figure già pubblicati, è dovere dell'Autore/i preoccuparsi di ottenere la dichiarazione del copyright.

Tabelle e figure

- Le tabelle e le figure (grafici, fotografie, disegni) dovranno essere verticali e composte nel modo seguente:
- la base dovrà essere di 1 colonna (8 cm) o 2 colonne (17 cm), l'altezza massima di 24 cm
- utilizzare il carattere Times New Roman in corpo leggibile (almeno corpo 8)
- utilizzare simboli e caratteri speciali derivanti da Word (in caso contrario allegare i file con il font usato)
- non riportare un titolo
- per le tabelle, utilizzare la formattazione automatica "semplice 1" di Word con bordi sottili
- per i grafici, non riportare il bordo esterno.

Tabelle e figure vanno numerate progressivamente con numeri arabi. L'Autore indicherà la posizione suggerita sul margine sinistro nella copia cartacea del dattiloscritto. Nel testo, le tabelle e le figure vanno citate per esteso con inizia le minuscola se fuori parentesi (per es.: ...come mostrato in Figura 1) oppure in forma abbreviata con iniziale maiuscola se in parentesi. Per es.: (Figura 1) o (Figure 1, 2).

Il numero di figure non dovrebbe occupare uno spazio superiore al 20% della lunghezza dell'articolo. Tabelle o liste di specie che occupano più di due pagine A4 vanno riportate come Appendici (nella stampa definitiva dopo la Bibliografia). Per le appendici valgono le stesse regole elencate per le tabelle.

Quantità, simboli e nomenclatura

Per le unità di misura si fa riferimento al Sistema internazionale di unità (S.I.). I simboli e le espressioni combinate nel testo, nelle tabelle e nelle figure vanno riportate con esponente negativo (per es.: m s⁻¹ e non m/s o m x sec⁻¹; µg l⁻¹ e non ppb o µg/l). Lo spaziatore decimale è rappresentato dalla virgola nei lavori scritti in italiano e dal punto nei lavori scritti in inglese. Le migliaia vanno indicate con il punto nei lavori scritti in italiano e con la virgola nei lavori scritti in inglese. Per la nomenclatura biologica, gli autori devono far riferimento al Codice internazionale di nomenclatura zoologica, botanica e dei batteri. Il nome scientifico della specie (in latino) va in corsivo. Quando una specie viene citata per la prima volta nel testo, va riportato il genere per esteso e il nome dell'Autore. Nelle citazioni successive il genere viene riportato con la sola iniziale maiuscola e l'Autore della specie omissivo.

Referenze bibliografiche

Le citazioni bibliografiche nel testo devono riportare il solo Cognome dell'Autore seguito dall'anno di pubblicazione ed eventualmente dalla pagina e da riferimenti ad illustrazioni. Se sono presenti due Autori, vanno riportati i soli Cognomi separati da & mentre, se gli Autori sono più di due, si riporta solo il Cognome del primo Autore seguito da et al. Le citazioni nel testo vanno elencate in ordine cronologico separate da punto e virgola.

Esempi:

Bianchi (1985); (Rossi 2002a, 2002b); (Bianchi 1985: 102, Fig. 2); (Bianchi & Neri 1986); (Bianchi *et al.* 1988); (Verdi 1980; Bianchi & Neri 1996).

Se una referenza viene citata più volte a brevissimo o breve intervallo, l'anno può essere sostituito con loc. cit. e op. cit. rispettivamente a partire dalla seconda citazione.

La BIBLIOGRAFIA deve comprendere solo gli Autori citati nel testo in ordine alfabetico. Per il singolo Autore, le referenze devono essere elencate in ordine cronologico. Se un Autore ha pubblicato più lavori nello stesso anno, l'anno di pubblicazione va seguito da una lettera minuscola. Se un Autore ha pubblicato sia come Autore singolo che come co-Autore, vanno prima elencate le pubblicazioni in cui è presente come Autore singolo, seguite da quelle in cui è presente con

un solo co-Autore (elencate a loro volta in ordine alfabetico del secondo autore), quindi con due co-Autori, ecc. Per lo stesso numero di co-Autori, va seguito l'ordine cronologico. I lavori in stampa vanno citati solo se formalmente accettati per la pubblicazione. In questo caso si riporta l'anno corrispondente a quello di accettazione del lavoro tra parentesi ("in stampa", tra parentesi, va riportato alla fine). Esempio: Bianchi B., (2004) - (in stampa).

Il Titolo dell'articolo va in tondo, il nome della rivista in corsivo riportato per esteso (senza abbreviazioni). Se l'anno di pubblicazione è successivo all'anno che appare sul volume pubblicato, quest'ultimo va riportato tra parentesi dopo il numero della rivista. Nel caso di libri, il Titolo va in corsivo e va riportato il numero totale di pagine. All'editore/i segue (a cura di) o (ed./ eds) se il volume citato è scritto rispettivamente in italiano o in inglese.

Esempi:

Armitage P., Cranston P.S. & Pinder L.C.V., 1995 - *The Chironomidae. The biology and ecology of non-biting midges*. Chapman & Hall, London, 572 pp.

Ginsburg L. & Morales J., 1998 - Hemicyoninae (Ursidae, Carnivora, Mammalia) and the related taxa from Early and Middle Miocene of Western Europe. *Annales De Paleontologie*, 84/1: 71-123.

Hämäläinen H. & Huttunen P., 1985 - Estimation of acidity in streams by means of benthic invertebrates: evaluation of two methods. In: Kauppi P., Anttila P. & Kenttämies K. (eds), *Acidification in Finland*. Springer-Verlag, Berlin: 1051-1070.

I lavori accettati per la stampa dovranno essere corretti e restituiti alla Redazione, entro 20 giorni dal ricevimento. In caso contrario, il lavoro non verrà pubblicato nel numero in uscita. L'Autore referente per la corrispondenza riceverà anche la prima bozza di stampa impaginata, su cui sarà possibile apportare solo piccole modifiche. La bozza corretta dovrà essere inviata alla Redazione entro 5 giorni dal ricevimento.

Di ogni lavoro sarà inviato il file pdf all'Autore referente per la corrispondenza. Lo stesso sarà pubblicato sul sito della rivista in due formati, pdf e epab, e sarà scaricabile gratuitamente da qualsiasi utente.

Per ulteriori informazioni contattare la Redazione della Rivista.

I numeri pubblicati a partire dal 2016 sono disponibili solo on-line: <http://www.muse.it/it/Editoria-Muse/Studi-Trentini-Storia-Naturale>.

INSTRUCTIONS FOR AUTHORS

Studi Trentini di Scienze Naturali is a scientific journal of the Museo delle Scienze that publishes contributions of peer reviewed original papers in the field of biological and geological disciplines. Papers on alpine environment are welcome. Scientific paper, short notes, reviews and taxonomical revisions are accepted. Occasionally, monographic issues are published (e.g. Congress Proceedings).

MS on biological disciplines

- ecology
- conservation biology
- physiology and adaptive biology
- systematics and phylogeny
- Faunistics and Biogeography
- Evolutionary biology

must be addressed to Dr. Valeria Lencioni, Editor of Studi Trentini di Scienze Naturali, Museo delle Scienze, Corso del Lavoro e della Scienza 3, 38123 Trento, Italy. E-mail: valeria.lencioni@muse.it

MS on geological disciplines

- geology
- environmental and landscape sciences
- palaeontology

must be addressed to Dr. Marco Avanzini, Redazione di Studi Trentini di Scienze Naturali, Museo delle Scienze, Corso del Lavoro e della Scienza 3, 38123 Trento, Italy. E-mail: marco.avanzini@muse.it.

The manuscripts (in Italian or in English) must be submitted grammatically corrected, typewritten, free of handwritten corrections, double-spaced throughout. Pages and rows must be numbered progressively. The MS must be structured as follows: title and authors page, Abstract and Riassunto page, Text, Tables, Figure legends and Figures on separate pages. When accepted, authors must provide MS word file and tables and figures as separate files properly named (e.g. Rossi_Tab1.doc). EPS, TIFF or JPEG format with minimum resolution of 300 dpi, even coloured, are accepted.

Structure of the manuscript

Page 1 shows the title of the contribution, full given name/s and surname/s of the author/s, affiliation/s, up to six Key words and Parole chiave and the short title (max 60 characters).

A progressive number should be added to each author's Family Name as reference marks to the belonging affiliation, except if all co-authors belong to the same affiliation. An asterisk should indicate the corresponding author*, for which the e-mail address is required.

Example:

Giuliano Bianchi^{1*}, Andrea Rossi², Franco Verdi¹

¹Department of ..., University of ...

²Department of ..., University of ...

*E-mail of the correspondence author: bianchi@yahoo.it

Key words and parole chiave should include information on the geographical location.

Page 2 shows the SUMMARY and RIASSUNTO (min 150, max 200 words). The body of the text begins on page 3 or 4 (depending on the length of the Summary and Riassunto) and possibly should be organised as follows:

- INTRODUCTION
- STUDY AREA
- METHODS
- RESULTS

- DISCUSSION
- CONCLUSIONS
- ACKNOWLEDGEMENTS
- REFERENCES

Table and figure legends on separate sheet. Tables and figures on separate sheets.

Each chapter may be subdivided in paragraphs and sub-paragraphs. Results and Discussion or Discussion and Conclusions might be presented as a single chapter. Other exceptions should be discussed with the managing editor. Reviews, taxonomical revisions and short notes might be differently structured. In short notes only the Riassunto (if written in English) or the Summary (if written in Italian) of 50-100 words is requested.

Particular attention should be taken to ensure that the accepted articles follow the journal style:

- the text should be written in Times New Roman style, body 12, left justify
- the words should not be divided by hyphen
- indentation and ruled paragraph should be avoided
- only normal fonts are used (possibly avoid bold and underlined characters)
- italic should be used for foreign words
- the table and figure captions should be translated in Italian if the contribute is written in English, in English if it is written in Italian
- footnotes should be less than 10 lines
- formulas, equations and fractions included in the text should be centred in the line, numbered in brackets, and separated from the text above and below by a space-line
- if part of texts, tables and figures already published are inserted, the copyright declaration is requested.

Tables and figures

Tables and figures (graphs, photos, drawings) should be on separate sheet prepared as follows:

- the width should be 8 (= 1 column) or 17 cm (= 2 columns), and the max height 24 cm
- Times New Roman is recommended (at least body 8)
- use Word symbols and special characters (otherwise produce files with the used fonts)
- do not insert the title in the graphs
- format tables according to the Word automatic format "simple 1" with thin lines
- graphs without external border.

Tables and figures should be progressively numbered. Approximate locations for tables and figures should be handwritten in the lefthand margin of the text. References in the text to figures and tables should be indicated as follows: (Figure 1); (Figures 1, 2); ... as showed in figure 1...; ...in Table 1 are shown.

The number of figures should be reasonable and justified (no more than 20% of the article). Tables or species lists longer than 2 A4 pages should be reported as appendices (in the final print after the References). For appendices the same rules indicated for tables should be followed.

Quantities, symbols and nomenclature

Standard international units (the S.I. system) are the only one acceptable. Symbols and combined expressions in text, tables and figures

must be presented using negative exponents (e.g. m s⁻¹ not m/s or m x sec⁻¹; µg l⁻¹ not ppb or µg/l). Decimal separator should be indicated with a comma in Italian, with a dot in English. Thousands should be indicated as dot in Italian, comma in English.

Authors are urged to comply with the rules of biological nomenclature, as expressed in the International Nomenclature Code of zoological, Botanical and Bacteria Nomenclature. The Latin scientific name of the species should be typed in italic. When a species name is used for the first time in an article, it should be stated in full, and name of its describer should also be given. In later citations, the genus name should be abbreviated to its first letter followed by a period, and the describer's name should be omitted.

References

Citations in the text should report only the family name of the author followed by the year of publication and eventually by the page or the figure/table to which the cited author refers. If two authors write the cited paper, both family names should be reported separated by &, while if the authors are more than two, only the first author followed by et al. should be reported. References in the text should be reported in chronological order separated by semicolon.

Examples:

Bianchi (1985); (Rossi 2002a, 2002b); (Bianchi 1985: 102, Fig. 2); (Bianchi & Neri 1986); (Bianchi *et al.* 1988); (Verdi 1980; Bianchi & Neri 1996).

If a reference is cited more times at very short or short interval, the publication year could be substituted respectively by loc. cit. and op. cit. starting from the second quotation. All references cited in the text should be listed, alphabetically, in the chapter REFERENCES.

For a single author, references are to be arranged chronologically. If an author published several papers in the same year, a lower-case letter should follow the publication year.

For more than one author, priority is given by the number of co-authors and for the same number of co-authors, chronological priority is followed.

Papers that are in press should be cited only if formally accepted for publication. In this case, the indication of the year should be that of

the acceptance and indicated in brackets. "In press" should be reported in brackets at the end. Example: Bianchi B., (2004) - (in press). Journal citations (not abbreviate) should be in italic.

If the year of publication is successive to the number journal year, the last one should be indicated in brackets after the number of publication. Book title should be typed in italic and the total number of pages should be reported. Editor/s' names should be followed by (ed./eds) or (a cura di) if the cited volume is written respectively in English or in Italian.

Examples:

Armitage P., Cranston P.S. & Pinder L.C.V., 1995 - *The Chironomidae. The biology and ecology of non-biting midges*. Chapman & Hall, London, 572 pp.

Ginsburg L. & Morales J., 1998 - Hemicyoninae (Ursidae, Carnivora, Mammalia) and the related taxa from Early and Middle Miocene of Western Europe. *Annales De Paleontologie*, 84/1: 71-123.

Hämäläinen H. & Huttunen P., 1985 - Estimation of acidity in streams by means of benthic invertebrates: evaluation of two methods. In: Kauppi P., Anttila P. & Kenttämies K. (eds), *Acidification in Finland*. Springer-Verlag, Berlin: 1051-1070.

After acceptance of the manuscript for publication, the author/s must provide the correct version of the manuscript to the managing editor within 20 days. In case of delay, the paper will not be published in the on-going volume of the journal. The corresponding author will receive also a proof, in page form, on which only small corrections (in red) will be possible. The proof should be returned to the managing editor within 5 days, otherwise the paper will be published in the version of the first proof.

For each paper, the PDF file will be provided free of charge and mailed to the first author within 15 days after the publication of the journal. The same will be published on the web site of the museum e-edition freely available on the museum website.

For more information, please contact the managing editors.

The volumes published after 2016 are freely available on the museum website: <http://www.muse.it/it/Editoria-Muse/Studi-Trentini-Storia-Naturale>