

Studi Trentini di Scienze Naturali

vol. 102
2023



*I monitoraggi Rete Natura 2000 della fauna
vertebrata in Trentino - Volume I*

a cura di: *Paolo Pedrini, Sonia Endrizzi,
Chiara Fedrigotti, Marcello Scutari*

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

Valeria Lencioni e Marco Avanzini

Homepage della rivista

<http://www.muse.it/it/Editoria-Muse/Studi-Trentini-Storia-Naturale>

Comitato Scientifico del Museo delle Scienze

Alberto Garlandini (Presidente), Luigi Boitani, Claudia Dolci, Ilaria Pertot, Dieltelmo Pievani

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; Fax 0461 233830; e-mail: claudia.marcolini@muse.it

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

Realizzazione a cura di eDesign Trento (TN).

mese di Dicembre 2023

In copertina

Civetta nana (*Glaucidium passerinum*) per gentile concessione di Carlo Frapporti

Quarta di copertina

Re di quaglie (*Crex crex*), Foto, Carlo Frapporti

© 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** (102, 2023) si trova anche in edizione elettronica (versione PDF) 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-102-2023/>) / This volume of **Studi Trentini di Scienze Naturali** (102, 2023) is 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-102-2023/>)

INDICE / CONTENTS

Mattia Brambilla & Paolo Pedrini

**Criteria generali per la definizione delle priorità di conservazione delle specie della fauna
vertebrata terrestre e dei loro habitat della Rete Natura 2000 della Provincia Autonoma di Trento** _____ 7

Luca Roner, Matteo Trenti, Paolo Pedrini, Piergiovanni Partel, Antonio Romano

Il monitoraggio della salamandra alpina (*Salamandra atra*) nel Parco di Paneveggio – Pale di San Martino _____ 15

Sonia Endrizzi, Matteo Trenti, Matteo Anderle, Luca Roner, Matteo Sartori, Antonio Romano, Paolo Pedrini

Il monitoraggio dell'ululone dal ventre giallo (*Bombina variegata* Linnaeus, 1758) in Trentino _____ 23

Antonio Romano, Luca Roner, Matteo Trenti, Aaron Iemma, Karol Tabarelli de Fatis, Andrea Costa,
Sebastiano Salvidio, Paolo Pedrini

La salamandra di Aurora, *Salamandra atra aurorae*: il monitoraggio del vertebrato più raro in Trentino _____ 37

Giacomo Assandri, Paolo Pedrini, Alessandro Franzoi, Luigi Marchesi, Franco Rizzolli, Mattia Brambilla

**Gli uccelli nidificanti negli ambienti prativi e pascolati del Trentino:
caratterizzazione delle comunità e status delle specie indicatrici** _____ 47

Franco Rizzolli

**Indagine a lungo termine (1999-2022) sul falco pellegrino (*Falco peregrinus*)
in provincia di Trento e aree limitrofe: densità, parametri riproduttivi e trend demografico** _____ 67

Franco Rizzolli, Eugenio Osele, Lucio Uber, Paolo Pedrini

**Dal monitoraggio del nibbio bruno (*Milvus migrans*) in provincia di Trento:
aggiornamenti sul suo stato di conservazione (2017-2022)** _____ 73

Luigi Marchesi, Paolo Pedrini, Franco Rizzolli, Stefano Nicolodi, Eugenio Osele, Michele Segata, Giuseppe Speranza,
Karol Tabarelli de Fatis, Lucio Uber

**Il gufo reale (*Bubo bubo*) in provincia di Trento:
aggiornamenti su popolazione e stato di conservazione (2017-2022)** _____ 79

Giulia Bombieri, Enrico Ferraro, Paolo Pedrini, Luca Pedrotti

**Lo status del lupo (*Canis lupus* Linnaeus, 1758) in provincia di Trento:
i risultati del primo censimento nazionale 2020-2021** _____ 85

Chiara Fedrigotti, Sonia Endrizzi, Aaron Iemma, Maria Chiara Deflorian, Daniele Bassan, Marcello Scutari, Paolo Pedrini

Trentino Living Atlas: la biodiversità a portata di "click" _____ 97

PREFAZIONE

In Europa, le Direttive “Habitat” e “Uccelli” costituiscono le basi della normativa in materia di conservazione della biodiversità, attraverso la quale gli Stati membri si sono impegnati ad attuare misure utili al mantenimento o al ripristino, di uno stato di conservazione soddisfacente per gli habitat e le specie inseriti nei loro allegati.

Per il raggiungimento di tale obiettivo, la normativa ha previsto l’istituzione della Rete Natura 2000, una rete ecologica diffusa su tutto il territorio dell’Unione Europea e costituita da Zone Speciali di Conservazione (ZSC, istituite ai sensi della Direttiva Habitat) e Zone di Protezione Speciale (ZPS, istituite ai sensi della Direttiva Uccelli), nelle quali le finalità conservazionistiche sono perseguite attraverso l’armonica convivenza tra uomo e natura.

Proprio per questo viene riservata grande attenzione anche agli habitat semi-naturali e a tutte quelle aree in cui le tradizionali attività agricole e selvicolturali hanno portato alla creazione e al mantenimento nel tempo di paesaggi e ambienti adatti a numerose specie selvatiche, oggi in declino in seguito alla perdita di tali contesti per abbandono o conversione verso coltivazioni più redditizie. Oltre a favorire il mantenimento di un equilibrio tra attività antropiche e natura, le direttive invitano gli Stati membri a favorire il mantenimento degli elementi paesaggistici che svolgono l’importante funzione di “corridoi ecologici” (corsi d’acqua, stagni, boschetti, sistemi tradizionali di delimitazione dei campi, ecc.), garantendo la connessione tra le popolazioni delle diverse specie oggetto di attenzione.

Al fine di garantire la sorveglianza dello stato di conservazione delle specie e degli habitat d’interesse comunitario e la corretta gestione della Rete Natura 2000, gli Stati membri eseguono periodici monitoraggi, i cui risultati devono essere comunicati alla Commissione Europea con cadenza biennale.

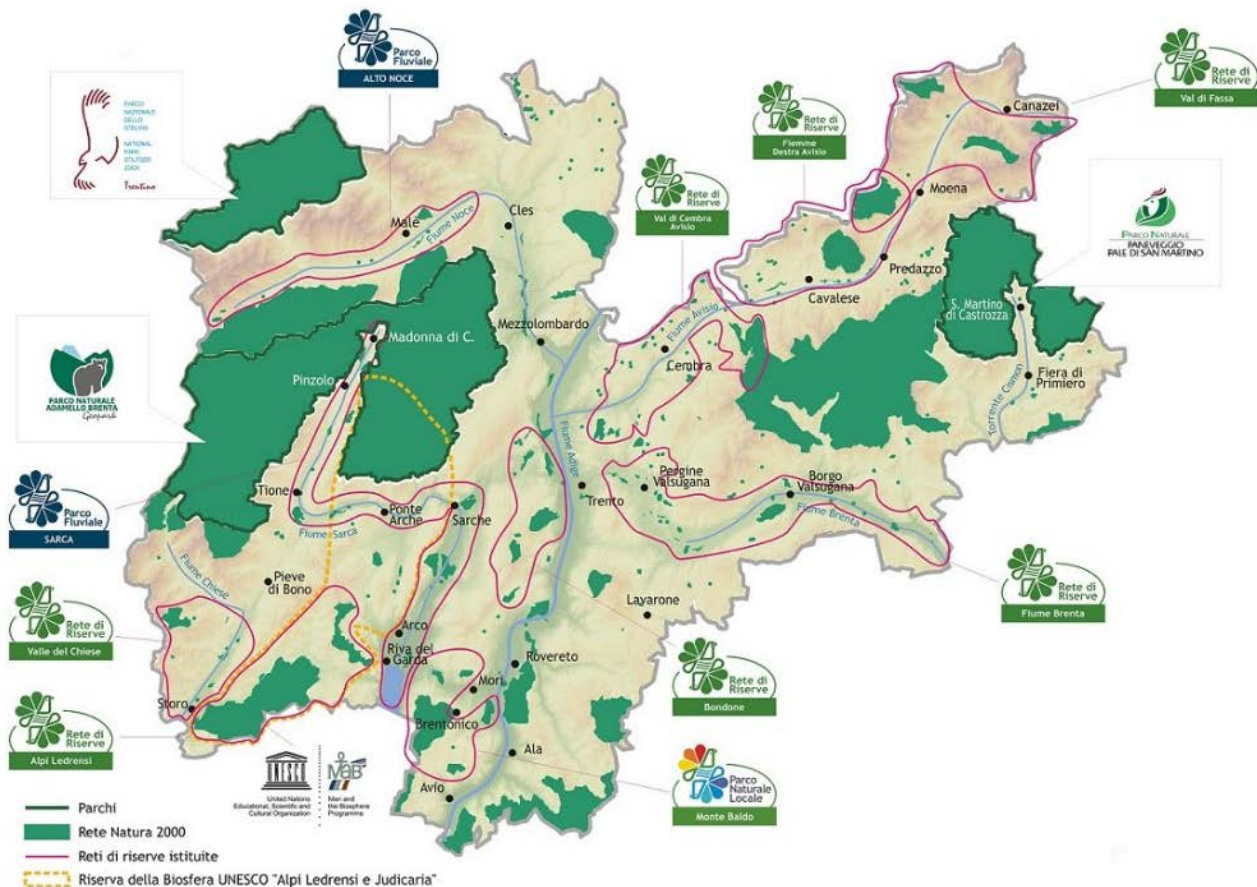


Fig. 1 – In verde le aree protette in Trentino e le Reti di Riserve della Provincia autonoma di Trento (www.areeprotette.provincia.tn.it/). / **Fig. 1** – In green are the protected areas of Trentino and the Reti di Riserve of the Autonomous Province of Trento (www.areeprotette.provincia.tn.it/).

La Rete Natura del Trentino (<http://www.areeprotette.provincia.tn.it>) copre, con i parchi naturali, il 30% del territorio provinciale ed è inserita in un mosaico paesaggistico variegato, la cui gestione richiede una strategia complessa, capace di mediare tra esigenze economiche, sociali, culturali e le peculiarità locali. Tale strategia è stata sviluppata attraverso il Progetto europeo Life+ T.E.N. – Trentino Ecological Network, attuato tra il 2013 e il 2017 dalla Provincia autonoma di Trento in partnership con il MUSE (<http://www.lifeten.tn.it>).

Questo progetto aveva come obiettivo generale la gestione della Rete Natura 2000 del Trentino con la realizzazione della Rete Ecologica del Trentino intesa come rete ecologica in continuità con quelle alpina, nazionale e continentale, basata sul coinvolgimento delle comunità locali per promuovere uno sviluppo socio-economico del territorio compatibile con le esigenze di salvaguardia della Natura.

Il primo passo verso la concretizzazione di questo disegno è stata l'individuazione di una serie di sistemi territoriali noti come "ATO - Ambiti Territoriali Omogenei", unità geografiche incentrate sui siti della Rete Natura 2000, caratterizzate da aspetti naturalistici e culturali omogenei e pertanto adatte ad una gestione unitaria volta alla valorizzazione e riqualificazione degli ambienti naturali e seminaturali e allo sviluppo sostenibile delle attività umane. A partire dagli ATO, sono state implementate, su base volontaria da parte delle Amministrazioni locali, le "Reti di Riserve" (Figura 1).

Le basi conoscitive per la realizzazione della Rete ecologica del Trentino sono state poste con l'attuazione delle Azioni preparatorie previste dal Life+ T.E.N. (<http://www.lifeten.tn.it/>), a cominciare dalla realizzazione di un WebGIS (Azione A.1), finalizzato alla sistematizzazione delle conoscenze e delle banche dati curate dai vari enti territoriali su specie e habitat presenti in Trentino: il Museo delle Scienze (MUSE), la Fondazione Museo Civico di Rovereto (FMCR), la Fondazione Edmund Mach (FEM), i Parchi provinciali (Parco Adamello Brenta e Parco Paneveggio e Pale di San Martino) e il Parco nazionale dello Stelvio Trentino, le Reti di Riserve con le diverse altre aree protette, il Servizi Foreste e Faunistico della PAT, e diverse altre realtà pubbliche e private.

A questo risultato si sono quindi affiancati altri documenti volti a: i) definire il grado di priorità d'azione delle emergenze floristiche e faunistiche (Vertebrati) meritevoli di particolare attenzione per la loro rilevanza conservazionistica (Azione A.2); ii) indirizzare la progettazione della Rete Ecologica provinciale, anche nei confronti dei territori limitrofi (Azione A.3).

Tra le Azioni propedeutiche del Life+ T.E.N. di maggior rilievo per sforzo e continuità nel tempo prevista, ritroviamo quella del Piano di monitoraggio provinciale delle specie della flora e fauna della Rete Natura 2000 del Trentino (Azione A.5), un documento che ha ispirato e pianificato una serie di specifici rilievi e studi, realizzati, per la Flora, dal Museo Civico di Rovereto e, per la Fauna Vertebrata, dal Museo delle Scienze di Trento, con il coordinamento del Servizio Sviluppo Sostenibile e Aree Protette le Aree protette e le Reti di Riserve. Nel 2017 sono stati inoltre avviati specifici monitoraggi sistematici per una serie di specie delle Direttive Habitat (All. II) e Uccelli (All. I), secondo le modalità previste dall'Azione 5 del Life+ T.E.N e le indicazioni contenute nei Piani d'azione redatti al fine di indirizzare eventuali azioni di tutela delle specie e dei loro ambienti sul territorio provinciale (Azione A.8).

Il presente numero di Studi Trentini, dedicato ai monitoraggi della fauna Vertebrata della Rete Natura 2000, raccoglie una prima serie di contributi di sintesi (altri sono attualmente in preparazione e saranno ospitati nel primo numero del 2024) sui risultati emersi dai monitoraggi e dagli studi condotti dal MUSE nell'arco temporale qui descritto e riguardanti le specie scelte secondo i criteri di priorità definiti dall'Azione A2 de Life T.E.N., qui illustrata nella sua ultima versione. Chiude il volume, l'articolo dedicato al portale *Trentino Living Atlas*, versione aggiornata e implementata della prima banca dati realizzata nell'ambito del Progetto Life+ T.E.N.

Nel complesso, il volume restituisce il grande sforzo realizzato in questi anni, e tuttora in corso, avviato grazie al Life+ T.E.N. e proseguito con il contributo scientifico di ricercatrici e ricercatori, professionisti, tesisti che, a vario titolo, hanno collaborato con il MUSE e le altre Istituzioni scientifiche coinvolte, ma anche grazie al gran numero di persone appassionate di natura che hanno partecipato ai censimenti, alle attività di campo e alla raccolta di dati.

A quanti hanno in diverso modo contribuito va il riconoscimento e più vivo ringraziamento del MUSE e del Servizio Aree Protette e Sviluppo Sostenibile.



Articolo / Article

Criteri generali per la definizione delle priorità di conservazione delle specie della fauna vertebrata terrestre e dei loro habitat della Rete Natura 2000 della Provincia Autonoma di Trento

Mattia Brambilla^{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 degli Studi di Milano, Dipartimento di Scienze e Politiche Ambientali, Via Celoria 26, 20133 Milano

Parole chiave

- Priorità di conservazione
- Vertebrati
- Specie
- Uccelli
- Mammiferi
- Anfibi e rettili
- Direttiva Uccelli (All. I)
- Direttiva Habitat (All. II)

Key words

- Conservation priorities
- Vertebrates
- Species
- Birds
- Mammals
- Amphibians and Reptiles
- Birds Directive (All. I)
- Habitats Directive (All. II)

* Autore corrispondente:
 e-mail: paolo.pedrini@muse.it

Riassunto

Il presente lavoro riassume i criteri adottati con l'Azione A2 del Progetto Life+ T.E.N. (LIFE11/NAT/IT/000187 "T.E.N." - *Trentino Ecological Network*) per individuare le "emergenze" conservazionistiche delle specie di Vertebrati di interesse comunitario della Rete Natura 2000 della Provincia Autonoma di Trento, e le priorità di intervento a garanzia della loro tutela. L'analisi condotta riguarda le specie di Vertebrati terrestri dell'Allegato I della Direttiva Uccelli e dell'Allegato II della Direttiva Habitat, presenti in Trentino, qui proposte in un elenco aggiornato rispetto a quello del 2013 (cfr. <http://www.lifeten.tn.it/>), a seguito dei nuovi dati raccolti, dei cambiamenti registrati nell'ultimo decennio e del focus leggermente differente rispetto al precedente lavoro. La metodologia di analisi risulta funzionale a garantire un costante aggiornamento delle priorità a scala locale, oggi possibile grazie alle informazioni deducibili dai monitoraggi che l'Italia, come gli altri Stati comunitari, si è impegnata a condurre con delega alle Regioni e Province autonome.

Summary

This report describes the criteria adopted with Action A2 of the Life+ T.E.N. Project (LIFE11/NAT/IT/000187 "T.E.N." - *Trentino Ecological Network*) to identify the conservation "priorities" for the vertebrate species of community interest of the Natura 2000 Network of the Autonomous Province of Trento, and defines the priority level for species' conservation. The analysis carried out concerns the terrestrial vertebrate species of Annex I of the Birds Directive and Annex II of the Habitats Directive occurring in Trentino. Here we provide an update of the previous work carried out in 2013 (see <http://www.lifeten.tn.it/>), which includes new data, changes recorded in the last decade and a slightly different focus compared to the previous study. The analysis methodology is functional in guaranteeing a constant updating of priorities at the local scale. This is now possible thanks to the information provided by the monitoring programmes that Italy, like the other EU countries, has undertaken to conduct by delegation to the Regions and Autonomous Provinces.

Introduzione

L'Azione A2 del Progetto Life+ T.E.N. (*Trentino Ecological Network*; <http://www.lifeten.tn.it/>; Ferrari et al. 2014) ha previsto l'individuazione delle "emergenze" conservazionistiche della Provincia Autonoma di Trento a livello di specie e di habitat di Natura 2000 permettendo di definire il grado di priorità di intervento, considerando le

minacce che incombono su specie e habitat di interesse comunitario e il valore conservazionistico posseduto da questi ultimi su scala provinciale. L'analisi ha riguardato, per la fauna, le specie appartenenti al gruppo dei Vertebrati (pesci esclusi) inserite nell'Allegato I della Direttiva Uccelli e nell'Allegato II della Direttiva Habitat, per via del maggior grado di dettaglio conoscitivo disponibile, sia a scala locale che nazionale e comunitaria, grazie alle specifiche ricerche,

Redazione: Valeria Lencioni e Marco Avanzini

pdf: <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-102-2023/>

Brambilla M., Pedrini P. 2023 – Criteri generali per la definizione delle priorità di conservazione delle specie della fauna vertebrata terrestre e dei loro habitat della Rete Natura 2000 della Provincia Autonoma di Trento. Studi Trentini di Scienze Naturali, 102: 7-14.

nonché della loro riconosciuta importanza a scala di Unione Europea. Avendo a mente la finalità pan-alpina della Rete, sono state rialzate delle valutazioni a più scale geografiche: da quella locale fino a quella comunitaria passando attraverso quella regionale/alpina.

In risposta ai numerosi cambiamenti avvenuti sul territorio provinciale nel corso dell'ultimo decennio, relativi sia alle modifiche dello stato di conservazione di alcune specie, sia all'ingresso di nuovi taxa, oltre alle mutate necessità organizzative e finalità, la valutazione delle specie faunistiche a priorità di conservazione prodotta nel 2013 da Brambilla & Pedrini (2013a) è stata revisionata e aggiornata così da allineare le strategie e i programmi alla situazione attuale. Nel presente contributo si ripropone la nuova classificazione, che è stata aggiornata con le informazioni disponibili al 2021, e che non tiene conto del ruolo ecologico delle specie (vedi paragrafo seguente).

Metodi

Nell'ambito dell'Azione A.2 del Life+ T.E.N., è stato sviluppato un approccio per attribuire delle priorità di conservazione alle specie animali terrestri appartenenti ai Vertebrati, ai fini della realizzazione della rete ecologica provinciale (Brambilla & Pedrini 2013a). Il metodo messo a punto per le specie animali si basava essenzialmente su tre differenti "pilastri":

1. definire il grado di importanza delle popolazioni provinciali di una data specie e, quindi, della responsabilità che la Provincia Autonoma di Trento ha nel garantirne la conservazione;
2. valutare, seppure in maniera non approfondita, il possibile ruolo ecologico / funzionale di una specie nel suo ambiente;
3. considerare il grado di rischio (e quindi, indirettamente, la necessità di conservazione attiva) per la specie.

Tale metodo integrava quindi, per ciascuna specie, la rilevanza locale delle popolazioni trentine nel contesto più ampio, il possibile contributo a dinamiche e processi ecologici e alla conservazione della biodiversità in generale e il livello di minaccia esperito sul territorio provinciale.

Dal momento che la revisione delle priorità non è più orientata alla definizione della rete ecologica, il ruolo ecologico / funzionale delle specie è stato escluso dalla valutazione in sede di aggiornamento.

Definizione della responsabilità della Provincia Autonoma di Trento per la conservazione di specie e di habitat

La priorità di conservazione a livello "locale" (regionale, nazionale) non deve essere attribuita alle specie (solamente) in base alla loro rarità locale, ma anche (e soprattutto) alle specie per le quali l'ambito considerato rappresenta un'area particolarmente importante a livello più ampio.

La definizione dell'importanza delle popolazioni trentine e della responsabilità da essa derivante, a livello ecoregionale (alpino), continentale e globale, avviene in base a:

- responsabilità "alpina" per la specie (importanza della popolazione/distribuzione sulle Alpi rispetto alla popolazione/distribuzione globale ed europea);
- responsabilità della Provincia Autonoma di Trento per la specie (popolazione/distribuzione in Trentino rispetto alla popolazione/distribuzione alpina).

È stato valutato in maniera gerarchica il ruolo delle Alpi per la conservazione di una specie in Europa (e nel mondo) e, al livello successivo, il ruolo del Trentino (inteso come area geografica) per

la conservazione di una specie a livello alpino, dal momento che la provincia di Trento occupa una posizione centrale nella porzione italiana e potenzialmente riveste un ruolo cruciale per molte specie sul versante meridionale delle Alpi.

Sono state utilizzate delle classi di importanza, il cui uso appare preferibile rispetto all'uso di valori esatti (es. popolazione percentuale presente in Trentino; tabella 1), dal momento che spesso le popolazioni sono espresse come stime più o meno ampie e gli areali sono definiti macroscopicamente. Per queste ragioni, utilizzare un valore preciso derivante da un rapporto numerico è fuorviante, in quanto particolarmente soggetto al grado di imprecisione relativo alle stime di popolazione e di areale, mentre usare delle classi macroscopiche riduce fortemente la possibilità di errate valutazioni e le conseguenti differenze di importanza derivante da imprecisioni nelle conoscenze, anziché dall'effettiva diversità nelle abbondanze e/o distribuzioni.

Nel caso dei Chiroteri, stanti le incomplete informazioni relative alla consistenza delle popolazioni, non si è considerata questa voce ("ripesando" la parte relativa all'importanza in base ai soli valori relativi alla distribuzione, ricavata da IUCN o eurobat.org).

Grado di minaccia per la specie e stato di conservazione (a livello provinciale, nazionale o di regione biogeografica)

Il livello di minaccia di ciascuna specie è stato valutato a scala continentale, nazionale e locale (Tabella 2). Si è pertanto valutato:

- il grado di minaccia e responsabilità a livello europeo (*SPEC categories* per gli Uccelli);
- lo stato di conservazione a livello italiano;
- lo stato di conservazione a livello trentino.

Lo stato di conservazione, quando disponibile, è stato preferito alle categorie delle Liste Rosse dal momento che integra diversi aspetti, tra cui le prospettive future e il rapporto con i valori di riferimento favorevoli (se calcolati), e risulta in una più facile traduzione in valori categorici da associare ai valori che può assumere.

Fonte dei dati

I dati per il calcolo della priorità sono stati ricavati da diverse fonti e banche dati locali, nazionali ed internazionali. In particolare, i valori percentuali della popolazione delle specie ornamentali e del loro areale per le Alpi e per il Trentino sono stati stimati utilizzando le seguenti fonti:

- range delle specie e popolazione a livello generale: database *BirdLife International* (<http://datazone.birdlife.org>);
- popolazione provinciale: lavori precedentemente sviluppati nell'ambito delle ricerche svolte dalla Sezione di Zoologia del Museo Tridentino di scienze Naturali sull'avifauna trentina (a partire dall'Atlante degli Uccelli nidificanti e svernanti in Trentino, Pedrini et al. 2005).

Per le altre specie (Anfibi e Mammiferi), la percentuale dell'areale è stata stimata attraverso i range adottati dall'IUCN (www.iucnredlist.org; attraverso eurobat.org quando il range di un chiroterio non era riportato sul sito IUCN). Quando possibile, è stato stimato anche il valore percentuale della popolazione (solo per i Carnivori).

Il grado di minaccia è stato desunto dalla Lista Rossa dei Vertebrati italiani (Rondinini et al. 2013), per quanto riguarda il livello nazionale, e dai relativi atlanti per quanto concerne invece lo status trentino (Anfibi e Rettili: Caldonazzi et al 2001; Uccelli: Pedrini et al. 2005; Mammiferi: Deflorian et al. 2018). Lo stato di conservazione degli Uccelli in Italia è stato ricavato dai lavori svolti da LIPU a scala nazionale (Gustin et al. 2016, 2019).

Tab. 1 – Classi di importanza per le popolazioni: 1 = valore inferiore a 5%; 2 = valore compreso tra 5 e 15%; 3 = valore superiore a 15%. / **Tab. 1** – Populations importance classes: 1 = value less than 5%; 2 = value between 5 and 15%; 3 = value greater than 15%.

Popolazione	% su globale	% su EU	% su Alpi	Distribuzione	% su globale	% su EU	% su Alpi
Alpi	1-2-3	1-2-3	-	Alpi	1-2-3	1-2-3	-
Trentino	-	-	1-2-3	Trentino	-	-	1-2-3

Tab. 2 – Categorie del grado di minaccia riportate nei diversi documenti consultati. Species of European Conservation Concern (SPEC): SPEC 1 = specie globalmente minacciate; SPEC 2 = specie concentrate in Europa caratterizzate da uno sfavorevole stato di conservazione; SPEC 3 = specie non concentrate in Europa caratterizzate da uno stato sfavorevole di conservazione; non-SPEC = specie concentrate in Europa caratterizzate da uno stato favorevole di conservazione. Lista Rossa: RE = estinta nella regione/nazione: presente in passato, con popolazioni naturali che si sono estinte nell'intera regione/nazione; CR = in pericolo in modo critico: con altissimo rischio di estinzione nell'immediato futuro, per la quale occorrono urgenti interventi di tutela; EN = in pericolo: fortemente minacciata di estinzione in un prossimo futuro, cioè presente con piccole popolazioni o le cui popolazioni sono in significativo regresso in quasi tutta la regione/nazione o scomparse da determinate zone; VU = vulnerabile: minacciata di estinzione nel futuro a medio termine, ovvero minacciata in numerose località della regione/nazione. Con popolazioni piccole o piccolissime o che hanno subito un regresso a livello regionale o son localmente scomparse. L'utilizzo di punteggi meno dettagliati rispetto alla precedente versione consente di pesare meno l'effetto della rarità locale, spesso dovuta alla marginalità degli areali, rispetto a uno stato di minaccia più generalizzato. / Table 2 - Threat rank categories reported in the different documents consulted. Species of European Conservation Concern (SPEC): SPEC 1 = globally threatened species; SPEC 2 = species concentrated in Europe characterized by unfavorable conservation status; SPEC 3 = species not concentrated in Europe characterized by unfavorable conservation status; non-SPEC = species concentrated in Europe characterized by favorable conservation status. Red List: RE = extinct in the region/nation: present in the past, with natural populations that have become extinct throughout the region/nation; CR = critically endangered: at very high risk of extinction in the immediate future, for which urgent conservation action is needed; EN = endangered: Critically threatened with extinction in the near future, i.e., present with small populations or whose populations are in significant decline in almost the entire region/nation or disappeared from certain areas; VU = Vulnerable: threatened with extinction in the medium-term future, i.e., threatened in numerous locations in the region/nation. With populations that are small or very small or have declined regionally or have locally disappeared. The use of less detailed scores than in the previous version allows less weight to be given to the effect of local rarity, often due to range marginality, than to a more generalized threatened status.

Voce	Valore		
SPEC (Uccelli)	SPEC 1 – 2	SPEC 3	non – SPEC
Stato di conservazione italiano (Uccelli)	cattivo	inadeguato	favorevole
Lista Rossa italiana (altri taxa)	CR – EN – VU	NT	LC
Lista Rossa trentina	RE - CR – EN – VU	NT	LC
Punteggio attribuito	3	2	1

Tab. 3 – Esempi di definizione complessiva della priorità: per pernice bianca (*Lagopus muta*), rappresentativa del gruppo degli Uccelli, e orso bruno (*Ursus arctos*), rappresentativo degli altri gruppi. In rosso è indicato il valore complessivo, dato dalla media del valore "importanza" e del valore "minaccia" in arancione. In verde sono riportate le classi di importanza.

Tab. 3 – Examples of species conservation priorities: for ptarmigan (*Lagopus muta*), representative of the Birds group, and brown bear (*Ursus arctos*), representative of the other groups. In red is shown the overall value, given by the average of the "importance" value and the "threat" value (orange). In green are shown the classes of importance.

PERNICE BIANCA	% su globale*	% su EU*	% su Alpi*	TOTALE	ORSO BRUNO	% su globale*	% su EU*	% su Alpi*	TOTALE
Popolazione					Popolazione				
Alpi	1	2			Alpi	1	1		
Trentino			1		Trentino			3	
Distribuzione					Distribuzione				
Alpi	1	2			Alpi	1	1		
Trentino			1		Trentino			3	
TOTALE IMPORTANZA				0,44	TOTALE IMPORTANZA				0,56
SPEC (1-3)	1				Lista Rossa europea	1			
Stato di conservazione a livello nazionale o di bioregione alpina					Lista rossa italiana	3			
Grado di minaccia LR TN	3				Lista rossa trentina	3			
TOTALE MINACCIA				0,78	TOTALE MINACCIA				0,78
PRIORITA' COMPLESSIVA				61,11	PRIORITA' COMPLESSIVA				66,67

Definizione complessiva della priorità

La definizione complessiva è stata realizzata combinando i risultati delle valutazioni specifiche sopra presentate. Il calcolo è fatto in modo da correggere per la discrepanza di informazioni relative ai diversi gruppi sistematici (per gli Uccelli si dispone infatti di alcuni criteri esclusivi di valutazione, dovuti alla maggior quantità di valutazioni di responsabilità e stato di conservazione disponibili a livello nazionale ed europeo). Nel caso di informazioni troppo scarse per valutare adeguatamente la responsabilità della Provincia Autonoma di Trento nei confronti di una specie o il livello di minaccia di quest'ultima, si è esclusa questa specifica voce dal calcolo e si è riportato l'indice in scala 1-100 utilizzando le sole voci per le quali il calcolo è risultato invece possibile.

Il valore complessivo è dato dalla media del valore "importanza" e del valore "minaccia"; per facilitarne la lettura, i punteggi così ottenuti (valore massimo possibile pari a 1) sono stati moltiplicati per 100.

Si riportano in Tabella 3 due esempi, il primo relativo alla pernice bianca (*Lagopus muta*) per quanto riguarda gli Uccelli, e l'altro, rappresentativo degli altri gruppi, relativo all'orso bruno (*Ursus arctos*).

Questa modalità per la definizione della priorità di conservazione considera pertanto allo stesso livello il grado di importanza delle popolazioni provinciali di una data specie, e quindi la responsabilità che la Provincia Autonoma di Trento ha nel garantire la conservazione di detta specie, e il grado di rischio (e quindi, indirettamente, la necessità di conservazione attiva) per la specie.

Risultati e discussione

L'aggiornamento della priorità ha portato a rivedere i valori per numerose specie, sulla base sia dei cambiamenti nell'effettiva consistenza delle popolazioni a livello trentino o europeo o globale, sia dei cambiamenti metodologici. Tra questi ultimi, ha pesato in particolare l'esclusione del criterio relativo al "ruolo ecologico", che era rilevante ai fini della rete ecologica. Una nuova analisi delle presenze ha incrementato il numero delle specie, considerando quelle di recente conferma (calandro *Anthus campensis*; Assandri et al. 2023) o di possibile comparsa come la lontra (*Lutra lutra*) in quanto in rapida espansione nelle regioni confinanti come nel vicino Veneto (Cassol et al. 2023). Sono state mantenute in via precauzionale alcune specie che sembrano esser di incerta presenza futura in Trentino come, per gli Uccelli, la trottavilla (*Lullula arborea*) e l'ortolano (*Emberiza hortulana*) e, per i mammiferi, la lince (*Lynx lynx*); quest'ultima confermata con un solo esemplare fino al marzo 2022 (Groff et al. 2023).

In tabella 4 viene riportato il punteggio attuale e quello precedentemente calcolato nell'ambito dell'Azione A.2 del LIFE+ T.E.N.

Al primo posto si conferma in assoluto, come era lecito aspettarsi, la salamandra di Aurora (*Salamandra a. aurorae*), in virtù del suo essere endemica di una ristretta area a cavallo tra Veneto e Trentino e dove è presente con numeri non particolarmente abbondanti, in aree peraltro colpite dalla tempesta Vaia dell'ottobre 2018 (Romano et al. 2023). Lo stato precario derivante da questa situazione e l'elevatissima responsabilità determinano, come già era stato nel precedente lavoro, il punteggio di priorità più alto in assoluto. Seguono, per il gruppo degli anfibi, salamandra alpina (*Salamandra atra*) e tritone crestato (*Triturus cristatus*), presenti in provincia con popolazioni localizzate. La salamandra nera è ristretta al Trentino orientale (Roner et al. 2023), mentre per il tritone crestato è noto un singolo sito di presenza, presso i Lavini di Marco. Segue l'ululone dal ventre giallo (*Bombina variegata*) mostra popolazioni più abbondanti ma anch'esse localizzate e in declino a causa della scomparsa e degrado degli habitat riproduttivi e di svernamento (Endrizzi et al. 2023).

Tra i Mammiferi si conferma al primo posto l'orso bruno (*Ursus arctos*), specie per cui il Trentino ricopre un ruolo particolarmente importante a livello nazionale e alpino, anche per le sue tante criticità gestionali. La popolazione gravitante nel settore occidentale della provincia, a ovest della Valle dell'Adige, è infatti l'unica degna di rilievo in termini numerici per le Alpi. Inferiore rispetto alla precedente va-

lutazione, il punteggio del lupo (*Canis lupus*), che dal 2012 ha segnato un rapido incremento e diffusione con oltre 20 branchi accertati a scala provinciale rilevati nel corso del primo censimento nazionale condotto nel 2020-21 (Bombieri et al. in stampa; Groff et al. 2023).

Tra i Chiroteri, il barbastello (*Barbastella barbastellus*) si conferma al primo posto, "affiancato" dal vespertilio di Blyth (*Myotis blythii*) e seguito da vespertilio smarginato (*Myotis emarginatus*) e rinolofa maggiore (*Rhinolophus ferrumequinum*); chiudono l'elenco rinolofa minore (*Rhinolophus hipposideros*) e vespertilio maggiore (*Myotis myotis*), che erano tra quelli con punteggio più basso anche nel calcolo precedente, per un generale maggior probabile diffusione, alla luce dei dati raccolti a scala provinciale (Deflorian et al. 2018; monitoraggi R2000, Torboli et al. in prep).

Tra gli Uccelli, al primo posto si trova nuovamente la coturnice (*Alectoris greaca*), specie presente solo in Europa, per la quale le Alpi rivestono un ruolo fondamentale, e caratterizzata da uno stato di conservazione sfavorevole a tutti i livelli ("cattivo" a scala nazionale), con la totalità delle popolazioni soggette a declini più o meno marcati. Al secondo troviamo invece il gipeto (*Gypaetus barbatus*), per il quale pesa il passaggio da SPEC 3 a SPEC 1: si tratta di una specie il cui stato di conservazione attualmente desta preoccupazioni a livello globale, mentre prima appariva preoccupante a livello europeo ma non globale. Il re di quaglie (*Crex crex*), una delle specie più minacciate a livello provinciale (Brambilla & Pedrini 2013b) e italiano (Gustin et al. 2019; Pedrini et al. 2016), rimane al terzo posto; si tratta di una specie che versa in condizioni preoccupanti in Italia e sulle Alpi, con un trend negativo in Trentino (Brambilla & Pedrini 2023) ma ampiamente distribuita al di fuori del contesto alpino (Keller et al. 2020). Segue quindi una serie di specie per metà legate ad ambienti alpini e per metà a paesaggi agricoli (con l'eccezione del gufo reale, *Bubo bubo*); le prime appaiono minacciate prevalentemente dai cambiamenti climatici, le seconde da intensificazione agricola e abbandono delle aree marginali. Tra queste, un posto di rilievo è occupato dall'ortolano (al "secondo posto" nella precedente valutazione); si tratta di una delle specie che preoccupa maggiormente a livello europeo (Vickery et al. 2014) e ha subito un calo drammatico in molte aree italiane (Brambilla et al. 2017), come anche in Trentino (Pedrini et al. 2005; Assandri et al. 2023), e a livello nazionale ha stato di conservazione "cattivo".

Le specie a minor priorità (<50) sono due rapaci diurni, il falco pecchiaiolo (*Pernis apivorus*) e il pellegrino (*Falco peregrinus*), e un Picide, il picchio nero (*Dryocopus martius*), tutte specie che in Italia mostrano attualmente stato di conservazione favorevole (Gustin et al. 2016). Il picchio nero sta sicuramente giovando dell'abbondante presenza di foreste ad alto fusto e il pecchiaiolo, anch'esso tendenzialmente specie forestale, appare in aumento anche a seguito della sua protezione durante la migrazione primaverile. Per il falco pellegrino e, a scala locale, il nibbio bruno (*Milvus migrans*), i monitoraggi in corso evidenziano un calo negli anni a scala provinciale (Rizzolli 2023; Rizzolli et al. 2023) che potrebbe in futuro modificare il loro grado di priorità e di attenzione. Questa tendenza recente dimostra l'importanza di proseguire nel tempo con il monitoraggio sistematico delle specie, anche di quelle che apparentemente non mostrano particolari problemi di conservazione.

Conclusioni

L'aggiornamento della priorità di conservazione ha incluso una revisione dei criteri utilizzati per il calcolo della priorità adottati nel 2013, alla luce delle finalità leggermente differenti rispetto al precedente lavoro svolto nell'ambito dell'Azione A.2 del Life+ T.E.N. e degli aggiornamenti relativi allo status delle specie. Nelle nuove analisi il punteggio attribuito alle specie è funzionale esclusivamente a valutare il livello di priorità, senza la necessità di evidenziare il potenziale ruolo per la realizzazione della rete ecologica, che invece caratterizzava l'obiettivo del precedente lavoro (Brambilla & Pedrini 2013a). Questo ha comportato alcune modifiche, generalmente non sostanziali nel ranking delle varie specie, che ha visto l'inserimento di specie di recente conferma (calandro), di altre di possibile futu-

Tab. 4 – Punteggio di priorità attuale calcolato per ciascuna specie, in ordine decrescente, e punteggio precedente calcolato nell'ambito dell'Azione A.2 del Progetto LIFE+ T.E.N. (Pedrini & Brambilla 2013a). **Tab. 4** – Current priority score calculated for each species, in descending order, and previous score calculated under Action A.2 of the LIFE+ T.E.N. Project (Pedrini & Brambilla 2013a).

Specie		Punteggio	Punteggio precedente
salamandra di aurora	<i>Salamandra atra aurorae</i>	100,00	77,80
coturnice	<i>Alectoris graeca</i>	94,44	72,20
gipeto	<i>Gypaetus barbatus</i>	83,33	54,00
salamandra alpina	<i>Salamandra atra atra</i>	74,44	49,10
re di quaglie	<i>Crex crex</i>	72,22	61,90
orso bruno	<i>Ursus arctos</i>	66,67	70,40
barbastello	<i>Barbastella barbastellus</i>	66,67	75,90
vespertilio di Blyth	<i>Myotis blythii</i>	66,67	56,50
ortolano	<i>Emberiza hortulana</i>	66,67	71,40
gufo reale	<i>Bubo bubo</i>	63,89	46,00
lupo	<i>Canis lupus</i>	61,11	55,60
lontra	<i>Lutra lutra</i>	61,11	non valutata
vespertilio smarginato	<i>Myotis emarginatus</i>	61,11	75,90
rinolofo maggiore	<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	61,11	62,00
averla piccola	<i>Lanius collurio</i>	61,11	51,60
fagiano di monte	<i>Lyrurus tetrix</i>	61,11	43,70
francolino di monte	<i>Tetrastes bonasia</i>	61,11	42,10
pernice bianca	<i>Lagopus muta</i>	61,11	52,40
tottavilla	<i>Lullula arborea</i>	61,11	non valutata
calandro	<i>Anthus campensis</i>	61,11	non valutata
tarabusino	<i>Ixobrychus minutus</i>	58,33	46,80
tritone crestato	<i>Triturus crestatus</i>	55,56	64,80
rinolofo minore	<i>Rhinolophus hipposideros</i>	55,56	58,30
vespertilio maggiore	<i>Myotis myotis</i>	55,56	56,50
aquila reale	<i>Aquila chrysaetos</i>	55,56	47,60
bigia padovana	<i>Sylvia nisoria</i>	55,56	46,80
civetta nana	<i>Glaucidium passerinum</i>	55,56	50,00
gallo cedrone	<i>Tetrao urogallus</i>	55,56	57,90
martin pescatore	<i>Alcedo atthis</i>	55,56	44,40
nibbio bruno	<i>Milvus migrans</i>	52,78	37,30
picchio cenerino	<i>Picus canus</i>	52,78	45,20
ululone dal ventre giallo	<i>Bombina variegata</i>	50,00	56,50
lince	<i>Lynx lynx</i>	50,00	68,50
biancone	<i>Circaetus gallicus</i>	50,00	49,20
civetta capogrosso	<i>Aegolius funereus</i>	50,00	42,10
picchio tridattilo	<i>Picoides tridactylus</i>	50,00	59,50
falco pellegrino	<i>Falco peregrinus</i>	47,22	29,40
falco pecchiaiolo	<i>Pernis apivorus</i>	38,89	24,60
picchio nero	<i>Dryocopus martius</i>	27,78	43,70

ra colonizzazione (lontra) o che, attualmente rare, erano nidificanti -sebbene non frequenti- o presenti in modo irregolare, ma non più confermate nei monitoraggi in corso nell'ambito della Rete Natura 2000 (ortolano, tottavilla; Assandri et al. 2023).

In una prospettiva futura ci auguriamo che le nuove conoscenze derivanti dalle azioni di documentazione promosse dai musei e altri istituti scientifici, oltre che dai Servizi competenti della PAT, possano arricchire con altri taxa la valutazione, sino a oggi stilata solo per i Vertebrati terrestri, oltre che per la flora vascolare (Prosser & Bertolli 2013), nell'ambito del Progetto Life+ T.E.N. Si ricorda infatti che mancano totalmente le specie ittiche fra i Vertebrati, e i numerosi invertebrati, per i quali le conoscenze attuali non sono sufficienti. Questi gruppi faunistici in una prospettiva futura potrebbero essere considerati al pari degli altri e della flora, per il ruolo ecologico e/o la rarità di alcune specie o gruppi sistematici. In questo senso, potranno avere un ruolo rilevante i monitoraggi previsti non solo per la fauna vertebrata (Pedrini et al. 2014), ma anche quelli da poco ripresi sulle specie delle Direttive Habitat recentemente oggetto di particolare attenzione (si veda ad es. "Quaderni del Museo delle Scienze, 7", che rappresenta il primo atlante dedicato a 25 specie, nonché una guida tecnica per il loro riconoscimento in natura; Stefanelli et al. 2023). Altrettanto importante sarà l'attività di raccolta, archiviazione e condivisione dei dati, rilevati nell'ambito di ricerche e monitoraggi svolti dagli enti che operano sul territorio provinciale quali Musei, Parchi, Servizi PAT, e altri istituti di ricerca, attraverso il portale *Trentino Living Atlas* (<https://tla.muse.it/>) di recente realizzazione.

Infine, auspichiamo che questo lavoro possa servire come strumento di facile applicazione per elaborazioni e documenti pianificatori, quali il Piano faunistico della PAT, attualmente in fase di revisione. Il contenuto della valutazione qui presentata deve essere inteso come un'elaborazione periodicamente aggiornabile sulla base del miglioramento delle conoscenze sullo stato delle specie indicate dalle direttive Habitat e Uccelli.

Bibliografia

- 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., 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. & Pedrini P., 2013a - Parte I: priorità faunistiche. In Brambilla M., Pedrini P., Prosser F. & Bertolli A. 2013 - Individuazione delle priorità di conservazione per specie e habitat delle Direttive "Uccelli" e "Habitat", Azione 2 - Progetto LIFE T.E.N., pp. 13-18. <http://www.lifeten.tn.it>
- Brambilla M. & Pedrini P., 2013b - The introduction of subsidies for grassland conservation in the Italian Alps coincided with population decline in a threatened grassland species, the Corncrake *Crex crex*. *Bird Study* 60: 404–408. <https://doi.org/10.1080/00063657.2013.811464>
- Caldonazzi M., Pedrini P. & Zanghellini S., 2001 - Atlante degli Anfibi e dei Rettili della Provincia di Trento (Amphibia, Reptilia), 1987-1996 con aggiornamenti al 2001. *Studi Trentini di Sci. Nat., Acta Biol.*, 77 pp. 1-173.
- Cassol M., Dartora F., De Nadai G., Deon R., De Zolt E., Semenzato M., Triches S., Piccin M., Azzalini L., Da Rold O., Sacchet C., Vendrami S., Cortelezzi G., Fullin G. & Lapini L., 2023 – Autonomo ritorno della lontra *Lutra lutra* (L., 1758) nella regione Veneto all'inizio del XXI secolo (Mammalia: Mustelidae: *Lutra lutra*; Regione Veneto, Italia Nord-orientale). *Frammenti, conoscere e tutelare la natura bellunese*, 13:29-38.
- Endrizzi S., Trenti M., Anderle M., Roner L., Sartori M., Romano A. & Pedrini P., 2023 – Il monitoraggio dell'ululone dal ventre giallo (*Bombina variegata* Linnaeus, 1758) in Trentino. *Studi Trentini di Scienze Naturali*, 102: 13-26.
- Deflorian M.C., Caldonazzi M., Zanghellini S. & Pedrini P., 2018 - Atlante dei Mammiferi della provincia di Trento. *Monografie del Museo delle Scienze*, 6, Trento, 317 pp.
- 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* rivista on line, 5:6-10.
- Groff C., Angeli F., Baggia M., Bragalanti N., Zanghellini P., Zeni M. (a cura di), 2023 - Rapporto Grandi Carnivori 2022, Servizio Faunistico della Provincia Autonoma di Trento, <https://grandicarnivori.provincia.tn.it>.
- Keller V., Herrando S., Voříšek P., Franch M., Kipson M., Milanese P., et al., 2020 - European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change. Barcellona: European Bird Census Council & Lynx Edicions.
- Gustin M., Brambilla M. & Celada C., 2016 - Stato di conservazione e valore di riferimento favorevole per le popolazioni di uccelli nidificanti in Italia. *Riv. Ital. di Ornitol.* 86: 3–36. <https://doi.org/10.4081/rio.2016.332>
- Gustin M., Brambilla M. & Celada C., 2019 - Conoscerli, proteggerli. Guida allo stato di Conservazione degli uccelli in Italia. LIPU/ BirdLife Italia, Parma.
- 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>.
- 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., Florit F., Martignago G., Mezzavilla F., Rassati G., Silveri G. & Brambilla M., 2016 - Corncrake *Crex crex* population trend in Italy. *Vogelwelt* 136: 127–130.
- Prosser F. & Bertolli A., 2013 - Parte II: priorità floristiche. In Brambilla M., Pedrini P., Prosser F. & Bertolli A. 2013 - Individuazione delle priorità di conservazione per specie e habitat delle Direttive "Uccelli" e "Habitat". Azione 2 - Progetto LIFE T.E.N. <http://www.lifeten.tn.it>.
- Rizzolli F., 2023 - Indagine a lungo termine (1999-2022) sul falco pellegrino (*Falco peregrinus*) in provincia di Trento e aree limitrofe: densità, parametri riproduttivi e trend demografico. *Studi Trentini di Scienze Naturali* 102: 67-72.
- Rizzolli F., Osele E., Uber L. & Pedrini P. 2023 – Dal monitoraggio del nibbio bruno (*Milvus migrans*) in provincia di Trento: aggiornamenti sul suo stato di conservazione (2017-2022). *Studi Trentini di Scienze Naturali*, 102: 73-114.
- Romano A., Roner L., Trenti M., lemma A., Tabarelli de Fatis K., Costa A, Salvidio S. & Pedrini P., 2023 - La salamandra di Aurora, *Salamandra atra aurorae*: il monitoraggio del vertebrato più raro in Trentino. *Studi Trentini di Scienze Naturali* 102: 27-36.
- Roner L., Trenti M., Pedrini P., Partel P. & Romano A., 2023 – Il monitoraggio della salamandra alpina (*Salamandra atra*) nel Parco di Paneveggio – *Pale di San Martino*. *Studi Trentini di Scienze Naturali*, 102: 5-12.
- Rondinini C., Battistoni A., Peronace V. & Teofilii C., 2013 - Lista Rossa IUCN dei Vertebrati Italiani. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma.
- Stefanelli S., Gobbi M. & Lencioni V., 2023 – Atlante degli Invertebrati della Provincia Autonoma di Trento: ecologia e distribuzione delle specie incluse negli Allegati II e IV della Direttiva Habitat. Quaderni del Museo delle Scienze, 7, pp. 227.
- Vickery J.A., Ewing S.R., Smith K.W., Pain D.J., Bairlein F., Škorpilová J. & Gregory R.D., 2014 - The decline of Afro-Palaearctic migrants and an assessment of potential causes, *Ibis*. Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1111/ibi.12118>.

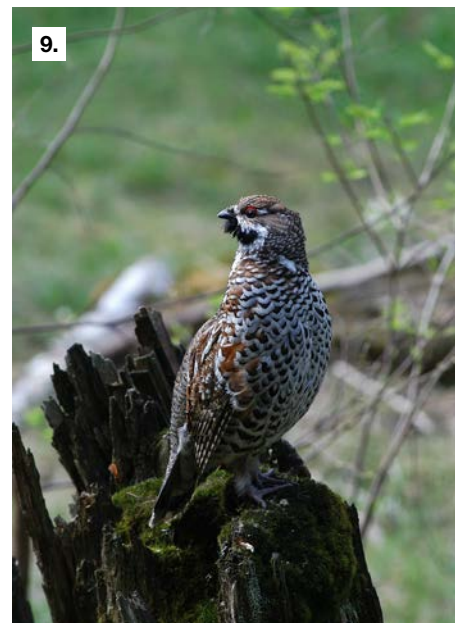
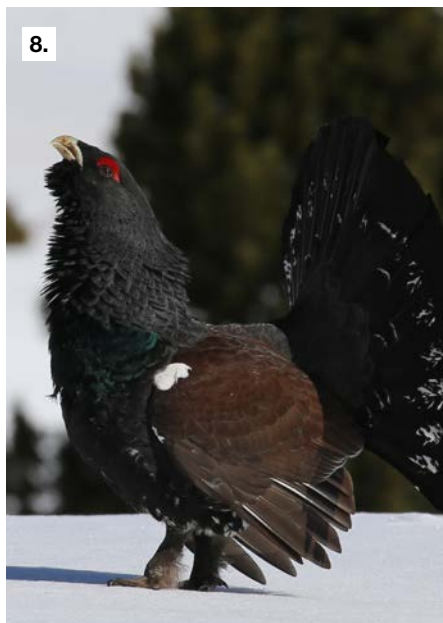
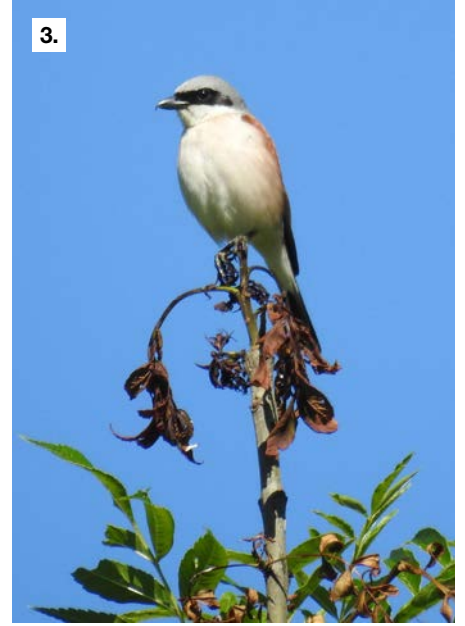




Tavola I - Alcune delle specie a priorità di conservazione individuate dall'Azione A2 del Progetto Life+ T.E.N. (LIFE11/NAT/IT/000187 "T.E.N." - Trentino Ecological Network) per la Rete Natura 2000 della Provincia Autonoma di Trento. / Table I - Some of the conservation priority species identified by Action A2 of the Life+ T.E.N. Project (LIFE11/NAT/IT/000187 "T.E.N." - Trentino Ecological Network) for the Natura 2000 Network of the Autonomous Province of Trento.

- 1 - Salamandra di Aurora (*Salamandra atra aurorae*), Ph. S. Endrizzi, Arch. MUSE
- 2 - Ululone dal ventre giallo (*Bombina variegata*), Ph. S. Endrizzi, Arch. MUSE
- 3 - Averla piccola (*Lanius collurio*), Ph. P. Pedrini, Arch. MUSE
- 4 - Bigia padovana (*Sylvia nisoria*), Ph. G. Assandri, Arch. MUSE
- 5 - Re di quaglie (*Crex crex*), Ph. C. Frapporti
- 6 - Ortolano (*Emberiza hortulana*), Ph. M. Mendini, Arch. MUSE
- 7 - Nibbio bruno (*Milvus migrans*), Ph. M. Mendini, Arch. MUSE
- 8 - Gallo cedrone (*Tetrao urogallus*), Ph. A. Deguelmi
- 9 - Francolino di monte (*Tetrastes bonasia*), Ph. C. Frapporti, Arch. Ser. Faunistico PAT
- 10 - Picchio nero (*Dryocopus martius*), Ph. M. Mendini, Arch. MUSE
- 11 - Picchio tridattilo (*Picooides tridactylus*), Ph. G. Bombieri, Arch. MUSE
- 12 - Civetta nana (*Glaucidium passerinum*), Ph. C. Frapporti, Arch. Ser. Faunistico PAT
- 13 - Ferro di cavallo minore (*Rhinolophu hipposideros*), Ph. C. Torboli, Arch. Albatros
- 14 - Lupo (*Canis lupus*), Ph. Arch. Muse
- 15 - Orso bruno (*Ursus arctos*), Ph. A. De Guelmi



Articolo / Article

Il monitoraggio della salamandra alpina (*Salamandra atra*) nel Parco di Paneveggio – Pale di San Martino

Luca Roner^{1,2*}, Matteo Trenti¹, Paolo Pedrini¹, Piergiovanni Partel³, Antonio Romano^{1,2}

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

² Consiglio Nazionale delle Ricerche, Istituto per la BioEconomia, Via dei Taurini 19, 00100 Roma

³ Ente Parco Naturale di Paneveggio Pale di San Martino, Località Castelpietra, 2, 38054 San Martino di Castrozza (TN)

Parole chiave

- Alpi
- Anfibi
- Demografia
- Distribuzione
- Abbondanza di popolazione
- Trentino

Riassunto

Nell'ambito del piano di monitoraggio per la Rete Natura 2000, a partire dal 2017 il Muse e il Parco di Paneveggio - Pale di San Martino hanno avviato una collaborazione per lo studio della popolazione di *Salamandra atra* presente nell'area protetta. Dal 2019 le ricerche si sono focalizzate sull'implementazione di un protocollo di monitoraggio da applicare con cadenza annuale in diversi siti. Le informazioni riguardo l'abbondanza e la distribuzione della specie sono infatti piuttosto scarse a causa delle difficoltà di campionamento: tali criticità sono legate all'accessibilità dei siti, al riconoscimento individuale e alle condizioni meteorologiche di operatività. Nel 2019 sono stati individuati 10 potenziali percorsi la cui idoneità al monitoraggio è stata verificata tramite uno score che ha tenuto in considerazione 3 fattori principali i) idoneità ambientale ii), accessibilità iii), sicurezza del transetto. Nel 2020 è stato invece effettuato il monitoraggio attraverso la tecnica del Doppio Osservatore Dipendente (DOD) in 3 siti identificati nel 2019. I risultati ottenuti indicano un'ottima efficacia di tale metodologia con un'importante riduzione dello sforzo di campionamento ed una standardizzazione delle condizioni meteorologiche di rilevamento. L'applicazione annuale del protocollo di monitoraggio implementato nel biennio 2019/2020 consentirà di stimare l'abbondanza di *S. atra* in vari siti permettendo nel tempo una valutazione più ampia sullo stato di conservazione della specie.

Key words

- Alps
- Amphibians
- Demography
- Distribution
- Population abundance
- Trentino

Abstract

Since 2017 Muse and Paneveggio – Pale di San Martino National Park carried out specific studies on *Salamandra atra* population, as a part of Rete Natura 2000 monitoring plan. From 2019 research has focused on the development of a monitoring protocol to be applied in different sites annually. Due to several sampling difficulties, including morphological and ethological salamander characteristics, distribution and abundance of this species are poorly known. The suitability of 10 potential transects detected in 2019 was tested by a score that considered i) environmental suitability, ii) affordability, iii) sites security. In 2020 alpine salamander monitoring was performed in 3 suitable sites by Dependent – Double Observer technique for the first time. The high performance of this method is confirmed by our results: in addition, this technique provides an important reduction of sampling effort and lead to a weather conditions standardisation in different sites. The annual enforcement of this monitoring protocol in different sites will allow to estimate the individual abundance and density leading to a better evaluation of alpine salamander conservation.

* Autore corrispondente:

luca.roner@muse.it, lucaroner@gmail.com

Redazione: Valeria Lencioni e Marco Avanzini

pdf: <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-102-2023/>

Roner L., Trenti M., Pedrini P., Partel P., Romano A., 2023 – Il monitoraggio della salamandra alpina (*Salamandra atra*) nel Parco di Paneveggio – Pale di San Martino. Studi Trentini di Scienze Naturali, 102: 15-22.

Introduzione

La salamandra alpina, *Salamandra atra* (Laurenti 1768), è un anfibio urodelo completamente terrestre. La specie è politipica, costituita da quattro sottospecie delle quali tre presenti in Italia. La sottospecie sulla quale è stato condotto lo studio è quella nominale, *S. atra atra*, in assoluto la più diffusa. L'areale della salamandra alpina comprende i maggiori rilievi alpini centro-orientali fino alle Alpi Dinariche, ad ovest fino alle Alpi Bernesi e Prealpi di Savoia (Guex & Grossenbacher 2004), ad est lungo la Penisola Balcanica fino alle Alpi Albanesi (Haxhiu 1994; Grossenbacher 1994, 1997) e a nord-est raggiunge la Stiria fino allo Schneeberg e al Wechsel, la Koralpe e le Caravanche (Klewen 1988; Cabela et al. 2001). La presenza e la distribuzione di *S. atra* sulle Alpi ricalca quella dei substrati alcalini e calcarei evidenziando una distribuzione frammentata che potrebbe rispecchiare reali lacune distributive come pure una carenza di indagini specifiche. Alcuni Autori (Grossenbacher 1994; Caldonazzi et al. 2002) sostengono che le differenze chimico-pedologiche tra i substrati potrebbero influenzare la presenza della salamandra alpina la quale sembra preferire quelli carbonatici, più ricchi di rifugi e tipici delle Prealpi, a quelli principalmente cristallini delle Alpi interne. In Italia l'habitat è costituito da boschi a prevalenza di faggio (*Fagus sylvatica*) o conifere (*Picea abies*, *Abies alba*), arbusteti a pino mugo (*Pinus mugo*) od ontano verde (*Alnus viridis*), praterie scorticate altomontane e substrati rupestri quali macereti e falde detritiche (Lanza et al. 2007). I siti di presenza si collocano ad un'altitudine compresa tra i 900 m (Lapini 1984) e i 2600 m s.l.m. (Pozzi 1980). La riproduzione è ovovivipara, interamente svincolata da ambienti acquatici a causa dell'adattamento all'alta quota, con una durata della gestazione che varia da due a quattro anni (Wunderer 1909, 1910; Vilter & Vilter 1960) e il parto di uno/quattro individui (generalmente due) per ciclo riproduttivo. L'attività è di norma concentrata nei mesi più caldi (aprile-ottobre), mentre nel resto dell'anno le salamandre risultano inattive (Klewen 1988).

La salamandra alpina rientra nell'Allegato IV della direttiva "Habitat" (92/43/CEE), che comprende le specie di interesse comunitario per le quali è prevista una protezione rigorosa e nell'appendice II della Convenzione di Berna. I fattori ecologici da tenere in considerazione per la conservazione di questa specie sono principalmente legati alla tutela dell'habitat elettivo; essendo infatti una specie stenoecia necessita di habitat con particolari caratteristiche e la sua diffusione è strettamente legata alla disponibilità di tali tipologie di ambienti (Di Cerbo et al. 2014). In Trentino l'habitat corrisponde ad ambienti a vegetazione semiaperta con substrati di macereti, ghiaioni e aree rocciose stabili, con condizioni climatiche e microclimatiche relativamente umide, scarsa copertura vegetale e abbondante presenza di rifugi naturali. La presenza di prati a sfalcio e pascoli non sembra avere influenze negative sulla sottospecie nominale (Geiger 2006). Le principali minacce alla conservazione della salamandra alpina sono rappresentate quindi dalla distruzione dell'habitat attraverso interventi quali costruzione di impianti sciistici o strutture turistiche con livellamento del terreno e asportazione del materiale roccioso o della copertura vegetale. Le informazioni riguardo la presenza e l'abbondanza di una specie all'interno del proprio areale sono indispensabili per valutare le azioni di conservazione da intraprendere e la loro efficacia (Seber 1982; Yoccoz et al. 2001; Williams et al. 2002). Nonostante la distribuzione della salamandra alpina sia, pur con qualche lacuna, nota a scala nazionale (cfr. Atlante nazionale), gran parte delle popolazioni non sono state oggetto di monitoraggi nemmeno nelle recenti ricerche e revisioni a livello regionale (Andreone & Sindaco 1999; Lapini et al. 1999; Caldonazzi et al. 2002; Grossenbacher 2004; Bonato 2007). Trattandosi inoltre di una specie di estremo interesse conservazionistico, valutata a scala provinciale fra quelle della Direttiva Habitat maggiormente meritevoli d'attenzione (Pedrini et al., 2013; LIFE T.E.N.) nel 2017 sono stati avviati, in collaborazione con il Parco Paneveggio - Pale di San Martino, una serie di ricerche nel settore dolomitico di quest'area protetta, ritenuta per i dati pregressi la più idonea e importante (cfr. Caldonazzi et al., 2002; Atlante provinciale

in prep.) L'abbondanza locale della specie ha permesso ai ricercatori di svolgere indagini che hanno apportato un importante contributo alla conoscenza della biologia e dell'ecologia della salamandra nera. Fin dall'inizio dell'attività le ricerche si sono infatti concentrate su aspetti poco noti, non solo a livello locale ma anche nazionale e internazionale. Nel 2017 Romano e colleghi (Romano et al. 2018) hanno realizzato in Val Venegia uno dei pochi studi italiani riguardo gli aspetti morfometrici e demografici di una popolazione di *S. atra* mentre nel 2018 i ricercatori del Muse hanno analizzato per la prima volta, in modo completo e rigoroso, la strategia trofica e la selezione delle prede della salamandra nera (Roner et al. 2020).

Nel biennio 2019/2021, è stato avviato il presente studio finalizzato a validare tecniche e modalità utili a definire un protocollo di monitoraggio della popolazione, applicabile e ripetibile negli anni, ai fini di effettuare un monitoraggio della specie per la Rete Natura 2000 della Provincia Autonoma di Trento (PAT) nell'area campione individuata nel Parco di Paneveggio - Pale di San Martino. Nel presente lavoro si descrive e discute il protocollo di indagine sperimentato e adottato, con i risultati conseguiti; tale protocollo metodologico, validato grazie al confronto con altre esperienze maturate negli studi citati, deve garantire la sua periodica ripetizione negli anni in uno sforzo di campo proporzionato alle risorse disponibili, a garanzia di una valutazione oggettiva dello stato di conservazione di questa specie in Trentino. Il presente contributo è focalizzato sulle indagini svolte nel biennio 2019/2021, le quali si sono concentrate principalmente sul monitoraggio delle popolazioni di salamandra alpina del Parco di Paneveggio - Pale di San Martino con i seguenti obiettivi:

- Individuazione di nuovi siti e percorsi idonei al monitoraggio della specie, con particolare riferimento all'accessibilità dei transetti e alla sicurezza degli operatori (2019).
- Testare e validare l'utilizzo di nuove tecniche di monitoraggio speditive e non invasive, atte a superare o mitigare le problematiche imposte dalle caratteristiche morfologiche ed ecologiche della specie (2020).
- Effettuare solide stime demografiche per i siti selezionati (2020) utilizzando le tecniche implementate per approfondire le esigenze ecologiche della specie a livello di microhabitat.

Materiali e metodi

Individuazione di nuovi siti idonei al monitoraggio (2019)

Per definire l'idoneità dei siti idonei al campionamento nel 2019 sono stati individuati, grazie a dati pregressi e sopralluoghi specifici, 10 potenziali siti idonei al monitoraggio delle popolazioni di salamandra alpina nel Parco Naturale di Paneveggio - Pale di San Martino. Sono stati dunque selezionati nell'area del Parco 10 potenziali percorsi, verificati in seguito da almeno un sopralluogo (Figura 1). L'idoneità complessiva di ogni transetto è stata valutata attraverso un punteggio considerando i seguenti fattori:

1. Idoneità ambientale. Valutata secondo i seguenti criteri:

- Esposizione: la salamandra sembra prediligere versanti con esposizione Sud (S-W o S-E) e considerando i pochi mesi di attività, è probabile che le temperature rigide e l'innevamento che si protraggono per molti mesi sui versanti esposti a Nord costituiscano un fattore limitante per la presenza della specie;
- Quota: tenendo in considerazione quella nota per la specie nel Parco e nelle aree limitrofe (1400-2300 m s.l.m.);
- Uso del suolo: in Trentino la salamandra alpina frequenta, in ordine di preferenza (i) aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota, (ii) aree marginali di boschi di conifere, (iii) aree a rocce nude; distanza e continuità orografica da siti noti di presenza: minore la distanza maggiore è stata considerata l'idoneità del sito;
- Valutazione sul campo: durante i sopralluoghi è stata valutata la presenza di rifugi erbosi (es: cuscinetti di Erica), inclinazioni delle scarpate lungo il transetto ed altri fattori favorevoli alla presenza della specie.

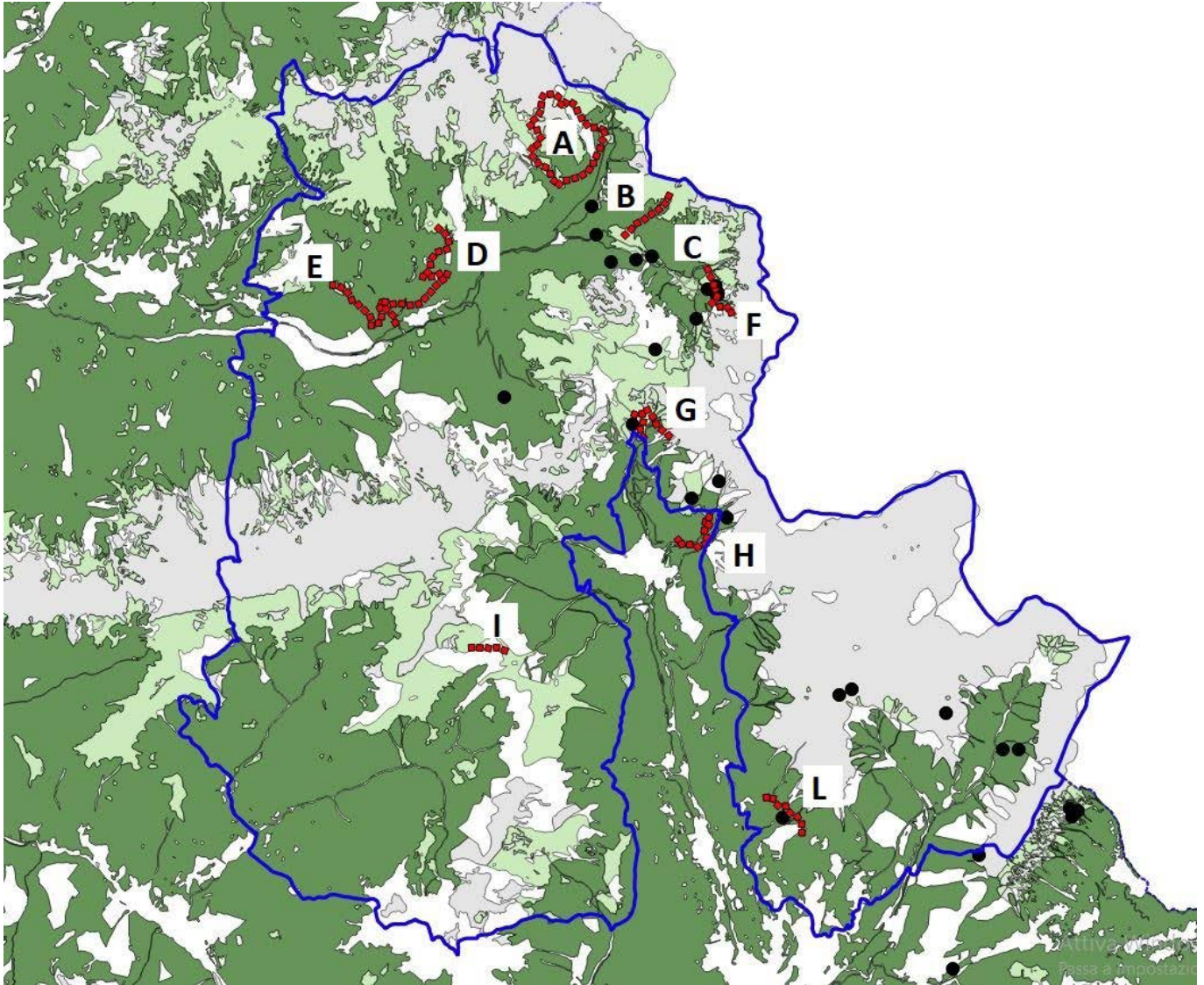


Fig. 1 - Panoramica e codice alfabetico (A-L) dei transesti effettuati per verificare l'idoneità dei siti alla presenza di nuove popolazioni di *S. atra* e al loro eventuale monitoraggio. / **Fig. 1** - Overview of transects (A- L) used to verify site suitability for presence and monitoring of *S. atra*.

2. Accessibilità. Valutata secondo i seguenti criteri:

- Distanza dalle strade principali: distanza percorribile in auto per arrivare al sito.
- Condizioni del manto stradale: considerazione delle condizioni delle strade sterrate valutando la possibilità di percorrerle con diversi mezzi (auto "normale", "Suv") o necessità di un fuoristrada con 4x4 e ridotte.

3. Sicurezza. Considerando la necessità di effettuare i monitoraggi in condizioni di massima detection probability (ore serali o notturne, a seguito di piogge e durante le stesse) la sicurezza del transetto è stata valutata considerando:

- Scivolosità del substrato
- Ampiezza del sentiero
- Presenza di precipizi etc.

4. Esito della verifica. I sopralluoghi ai siti non sono avvenuti sempre in condizioni ottimali per l'attività delle salamandre. La verifica è stata effettuata in 3 differenti momenti e condizioni di idoneità:

- Verifica diurna in assenza di precipitazioni = condizioni non ottimali. In queste condizioni, dal momento che l'attività delle salamandre è molto bassa, l'esito negativo della verifica stessa è considerato poco informativo.
- Verifica notturna = condizioni sub-ottimali. Effettuata almeno dopo un'ora dal tramonto del sole e entro le ore 01:00, in con-

dizioni di cielo sereno o nuvoloso.

- Verifica notturna con pioggia = condizioni ottimali. Considerate ottimali anche in assenza di precipitazioni che tuttavia erano cessate non più di 3 ore prima e pertanto con un tasso di umidità al suolo molto elevato.

Mentre l'esito negativo di presenza delle salamandre in condizioni diurne è stato considerato come una possibile pseudo-assenza, al contrario l'esito negativo di verifica in condizioni ottimali (orari serali/notturni, in seguito a piogge o durante le stesse) è stato considerato altamente indicativo dell'assenza della specie. L'esito dei sopralluoghi notturni in condizioni di scarsa umidità (precipitazioni antecedenti le 12 ore) è stato considerato mediamente indicativo. Ad ognuno dei fattori sopra indicati è stato attribuito un punteggio tra 0 e 10 (dal peggiore al migliore). Il punteggio totale per ogni sito è stato calcolato in questo modo:

$$(1) \text{ Punteggio sito} = \frac{\text{Idoneità ambientale} + \text{Accessibilità} + \text{Sicurezza} + \text{Esito Verifica}}{4}$$

I sopralluoghi effettuati in condizioni ottimali, pur essendo altamente indicativi, potrebbero non rilevare la presenza della specie in caso di popolazioni a bassa densità. L'obiettivo tuttavia è di individuare i siti con la presenza di popolazioni più abbondanti, al fine di evitare una sottostima delle popolazioni e facilitare l'identificazione di

fluttuazioni positive o negative, ottenendo quindi informazioni quanto più veritiere possibili riguardo lo status di conservazione della popolazione all'interno del Parco. Per questo motivo, nel caso di mancato rilevamento della presenza delle salamandre in condizioni ottimali, all'esito della verifica è stato attribuito un punteggio pari alla somma dei primi 3 fattori ma con segno negativo, in modo da ottenere 0 come punteggio finale.

Monitoraggio della salamandra alpina (2020).

Il monitoraggio delle salamandre nella stagione 2020 rappresenta il naturale proseguimento del lavoro svolto nel 2019 il quale ha permesso di individuare siti idonei, sicuri e facilmente accessibili. Il metodo selezionato per la raccolta dati è noto come metodo *Multiple Observer* (Tabella 16 in Southwell 1996) è stato ampiamente utilizzato con animali facilmente osservabili a lunga distanza (eg. Vrtiska & Powell 2011) o con tracce quali ad esempio le uova di anfibio (e.g., Grant et al. 2005). Nell'approccio *Multiple Observer* gli individui vengono avvistati e registrati da due o più osservatori, dipendenti o indipendenti, con un protocollo che consente la suddivisione degli avvistamenti di ciascun operatore. I dati ottenuti utilizzando il metodo degli osservatori multipli vengono analizzati attraverso l'utilizzo dei *multinomial N-mixture models*, una generalizzazione dei *binomial N-mixture models* (Royle 2004 b) e che possono essere considerati una variante gerarchica di un modello CMR (Kéry 2018). I *multinomial N-mixture models*, recentemente applicati assieme al metodo del Doppio Osservatore Indipendente alle salamandre terrestri (*Speleomantes strinatii*), hanno dimostrato di essere molto efficaci nella stima dell'abbondanza di una popolazione anche in condizioni di densità e *detection probability* relativamente basse, con dati ottenuti in una singola sessione di campionamento e senza la necessità di manipolare gli animali (Costa et al. 2020). La provata efficacia di tale metodologia e il limitato sforzo sul campo necessario alla sua implementazione permettono di ridurre al minimo le inevitabili difficoltà da affrontare nel monitoraggio di una specie elusiva come la salamandra alpina. In questo studio, a causa delle caratteristiche dei siti di monitoraggio e della specie, sono stati utilizzati i *multinomial N-mixture models* con dati raccolti attraverso il metodo del Doppio Osservatore Dipendente (Cook & Jacobson 1979; Nichols et al. 2000) dal momento che risultava più pratica e adatta, al contesto in cui operava, la sua applicazione sul campo. Il metodo del Doppio Osservatore Indipendente è infatti inapplicabile nel caso di *S. atra*, poiché richiede che i due osservatori lavorino autonomamente, ma poi riescano a risalire a quali individui sono stati visti da entrambi e quali da uno solo degli osservatori (in Costa et al. 2020 i ricercatori hanno lavorato con piccoli plot da 9 mq, si vedano i metodi riportati nel loro lavoro). Nel nostro caso di studio invece, avendo plot (ovvero i sotto-transetti) in continuità, e osservando animali quasi sempre in movimento, la ricostruzione a posteriori degli individui osservati dai singoli rilevatori non era possibile.

Protocollo di campionamento e analisi dei dati

Per il campionamento sono stati selezionati tre siti idonei tra quelli testati nel 2019:

- Malga Venegia – Forcella Venegia (GIA)
- Malga Venegiota – Busa dei Laibi s. 749 (OTA)
- Malga Fosse s.712 (FOS)

Lungo i sentieri sono stati predisposti dei transetti di 300 m suddivisi in 30 sub-transetti da 10 m ciascuno, delimitati da paletti dipinti con vernice arancione fluo e con un numero identificativo progressivo su etichetta impermeabile. È stata inoltre rilevata per ogni sub-transetto la larghezza media, la copertura arborea e la presenza/assenza di rifugi, come cuscinetti di Erica e accumuli di massi di piccole/medie dimensioni. Ad agosto 2020, in condizioni di massima *detection probability*, sono stati effettuati i rilievi attraverso il metodo del Doppio Osservatore Dipendente (DOD). Due operatori (A e B) hanno percorso insieme ogni transetto alternando la propria posizione in fila (1 e 2). L'operatore 1 aveva il compito di contare e segnalare all'operatore 2 le salamandre avvistate all'interno di ogni singolo sub-transetto,

mentre l'operatore 2 si è occupato di rilevare gli individui non avvistati dall'operatore 1 (evitando qualsiasi commento). I rilievi sui transetti sono stati effettuati in un tempo compreso tra 30 e 45 minuti. I dati così raccolti sono stati analizzati mediante il software DOBSERV (Nichols et al. 2000) utilizzando l'opzione per osservatori dipendenti (*Dependent observers*). In questo programma le stime della probabilità di rilevamento (*detection probability* = p) vengono generate in base a diversi modelli. I modelli possibili e di interesse per i nostri dati sono molto ridotti dal momento che si stanno elaborando dati relativi ad una sola specie, e sono definiti come segue:

$P(.,.) \rightarrow$ la *detection probability* è la stessa per entrambi gli osservatori.

$P(., l) \rightarrow$ la *detection probability* è diversa tra gli osservatori.

Dalle stime di *detection probability* e considerando i numeri osservati di salamandre (X) il programma calcola le stime della dimensione della popolazione (N). Sebbene questo calcolo sia apparentemente banale ($N = X / p$; dove X = numero di singole salamandre osservate da uno degli osservatori), il calcolo dell'errore standard non lo è. Per ottenere questa stima, il programma DOBSERV ricrea il file di input SURVIV con parametri ridefiniti. Invece di p_1 (*detection probability* dell'osservatore 1) e p_2 (*detection probability* dell'osservatore 2), i parametri sono definiti come p' (*detection probability* globale di uno / entrambi gli osservatori) e p_1' (dove $p' = 1 - (1-p_1) * (1-p_2)$) e $p_1' = p_1 / p'$). Nei casi in cui $p_1 = 1$, il programma sostituisce p_2 per p_1 .

Risultati e discussione

Individuazione di nuovi siti per il monitoraggio (2019)

Dei dieci percorsi individuati sono stati considerati idonei al monitoraggio i transetti con punteggio > 9 (percorsi B, C e G; Tab. 1). Alcuni potrebbero risultare adatti a seguito di ulteriori sopralluoghi che accertino la presenza della specie, non rinvenuta nel 2019 (motivo per cui attualmente hanno ottenuto un punteggio basso). Per altri invece il punteggio inferiore alla soglia deriva da fattori di sicurezza o dalla difficoltà di accesso.

I tre siti risultati idonei per il campionamento sono:

- Sito B, Malga Venegia – Forcella Venegia: il percorso (Figura 2) partendo da Malga Venegia sale lungo un sentiero (n. 750) fino a Forcella di Venegia e si snoda principalmente lungo aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota incassate tra boschi di conifere, che lasciano spazio alle prime nella parte terminale del percorso. L'accesso è semplice e il sentiero abbastanza sicuro anche di notte. Sopralluoghi in condizioni sub-ottimali (pomeriggio con pioggia) effettuati da quattro rilevatori hanno evidenziato la presenza della specie a cominciare da circa 500 m dalla Malga con continuità ma non uniformità fino alla Forcella.
- Sito C, Malga Venegiota – Busa dei Laibi s. 749: sorpassata Malga Venegia, il percorso (Figura 3) imbecca il sentiero n.749, con esposizione S-W. Dopo il passaggio su un primo impluvio, a 200 m dall'imbocco del sentiero, comincia la zona dove si rinvengono numerose salamandre. Il percorso si sviluppa principalmente in un contesto di versante vegetato a prati e pascoli. È il sito dove attualmente si sono svolte alcune ricerche negli ultimi anni e a cui si rimanda per maggiori dettagli (Romano et al. 2018; Rorer et al. 2020). L'accesso è semplice e il sentiero sicuro anche di notte. Svariati sopralluoghi in condizioni sub-ottimali (pomeriggio con pioggia) e ottimali (notte e pioggia) attestano la presenza di una cospicua popolazione di salamandra alpina.
- Sito G, Malga Fosse s.712: il percorso (Figura 4) si sviluppa lungo il sentiero 712 (Sentiero dei Finanziari) in ambiente aperto per un lungo tratto. Fornito di due accessi possibili molto sicuri e facili, alle spalle di Malga Fosse e dal ponte di Fosse. Questo secondo accesso permette il rilievo anche su un pendio con esposizione Est prima di raggiungere il sentiero 712. La presenza della specie è stata accertata con il rinvenimento di numerosi individui in condizioni ottimali, mentre sopralluoghi in condizioni

non ottimali non avevano dato buon esito.

In conclusione, dei 10 siti testati per il monitoraggio della specie nel Parco, alcuni sono risultati avere un'alta idoneità ad essere utilizzati come siti di monitoraggio, altri con idoneità nulla e altri ancora intermedia (Tabella 1). Più nello specifico:

- Il sito A è da scartare con certezza perché la specie risulta assente essendo stata effettuata la verifica in condizioni ottimali per il suo rilevamento.
- Tre siti (D, E e I) sono probabilmente da scartare perché è bassa la probabilità di presenza della specie (non verificata in condizioni ottimali per il suo rilevamento) e/o sono molto impegnativi da raggiungere.
- Tre siti (B, C e G) sono risultati per presenza, abbondanza della specie, accessibilità e sicurezza, altamente idonei al monitoraggio.
- Due siti (F e H), sebbene con presenza di salamandre accertata, sono risultati mediamente idonei al monitoraggio perché o difficili e impegnativi da raggiungere o poco sicuri in condizioni di attuazione del monitoraggio (notte con pioggia).
- Infine presso il sito L, mediamente ottimo candidato al monitoraggio (sicuro e accessibile) e sebbene esistano segnalazioni pregresse di avvistamento, la specie non è stata accertata nel corso dei sopralluoghi anche in condizioni ottimali. Il sito non risulta quindi idoneo al monitoraggio.

La valutazione dei siti condotta nell'area campione del Parco potrebbe esser applicata in altre aree potenzialmente idonee dell'areale potenziale, storico (Caldonazzi et al. 2002) e recente (Atlante degli Anfibi e Rettili in prep.), dove la specie è stata sporadicamente segnalata.

Monitoraggio e stime demografiche della salamandra alpina (2020)

Come atteso la presenza di salamandre attive si è rivelata altamente subordinata alle condizioni meteorologiche: è risultato quindi

fondamentale effettuare i campionamenti in condizioni meteo altamente idonee per ottenere numerosità analizzabili e attendibili (Roner et al. 2021). La lunghezza dei sub-transetti, unitamente alle misure di larghezza comprese tra 1 e 7 metri lineari, ha consentito di determinare con precisione l'area campionata in ogni sito permettendo quindi anche un calcolo della densità. Le analisi effettuate indicano un'ottima efficacia del metodo DOD, con stime di abbondanza molto robuste. Le stime demografiche di *S. atra* ottenute per il campionamento migliore (con il più elevato numero di individui osservati), variano da 24 a 64 individui a seconda dei siti. Dalle analisi emerge un'altissima *detection probability* ($p > 0.9$) il che rende le stime molto prossime al numero totale dei conteggi, con range estremamente stretti. Sull'affidabilità del metodo DOD applicato su *S. atra*, può essere utile il confronto con il dato pregresso per Malga Venegiotta ottenuto con il metodo del *Removal Counts* da Romano et al. (2018): 47 individui/1000 mq (95% C.I = 31-63, calcolato con il *Delta method* riportato in Cooch & White 2018). Nel nostro studio, per la stessa area abbiamo valori perfettamente comparabili (55 ind/1000 mq). Pur tenuto conto che i dati sono stati raccolti in anni diversi (tre anni di distanza), non esistono ragioni per presumere cambiamenti nelle densità della popolazione studiata. Pertanto i due metodi sono in buon accordo, il che rende lecito considerare il metodo del DOD come perfettamente idoneo al monitoraggio della salamandra alpina. Inoltre il minimo scarto esistente tra i due metodi è anche imputabile al fatto che il DOD viene eseguito su una singola sessione e quindi fornisce una stima istantanea dell'abbondanza della popolazione, mentre il campionamento per rimozione si è esteso su più giorni e, quindi, include anche frazioni della popolazione non disponibili per la cattura durante i precedenti campionamenti e media le numerosità tra le varie giornate. L'analisi dei dati, attraverso l'utilizzo delle variabili ambientali rilevate sul campo e da remoto, ha inoltre permesso di identificare le esigenze della specie a livello di microhabitat: le salamandre sono risultate più abbondanti in quei sub-transetti con una copertura arborea intermedia e un indice di asperità del terreno (*Terrain Ruggedness Index*) elevato (Romano et al. 2021).

Tab. 1 - Riepilogo dei siti monitorati e punteggi delle variabili valutate considerando l'idoneità di presenza di salamandre e l'idoneità dei siti a essere utilizzati come aree di monitoraggio. Lo SCORE Indica l'idoneità per ogni sito calcolata come illustrato nel testo. L'ultima colonna, che indica la probabilità di presenza della specie, varia da 0% (specie ricercata in condizioni ottimali e non rilevata) al 100% (specie rilevata con un numero abbondante di individui); nd = salamandra non rilevata ma ricercata solo in condizioni non ottimali, quindi l'esito è di scarsa affidabilità. / Scores obtained considering suitability for species and other variables for each sites. The SCORE shows eligibility for each transects calculated as explained in text. Values in last column, ranging from 0% to 100%, indicates the probability of species occurrence.

ID SITO	Denominazione	Idoneità ambientale	Accessibilità	Sicurezza	Esito Verifica	SCORE	Salamandra P presenza
A	Anello Juribrutto	8	7	10	-25	0	0%
B	M. Venegia-Forc. Venegia	10	9	10	10	9,75	100%
C	M. Venegiotta s.749	10	10	10	10	10	100%
D	M. Bocche- s.626	5	8	10	0	5,75	nd
E	Paneveggio-Dossaccio	6	9	10	0	6,25	nd
F	M. Venegiotta-Mulaz s.710	9	9	8	8	8,5	100%
G	M. Fosse s.712	10	10	10	10	10	100%
H	Pala Monda	10	4	10	10	8,5	100%
I	M. Tognola	8	8	8	0	6	nd
L	Val Male s.7	9	9	9	0	6,5	0%

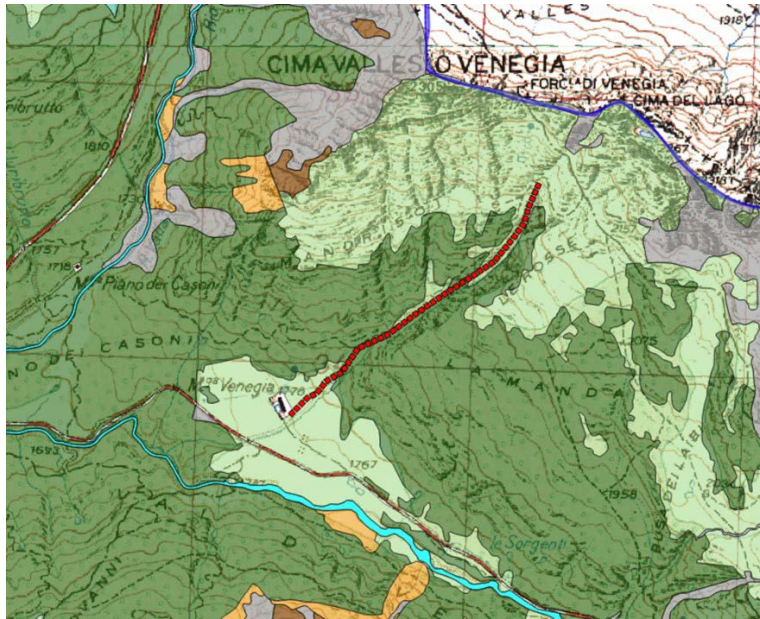


Fig. 2 - Sito B - Malga Venegia - Forcella Venegia. In Grigio= rocce nude; Verde chiaro = aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota; Verde scuro = Boschi di Conifere; Celeste = boschi misti; Ocra = arbusti e mugheti; Marrone = Rupi boscate; Rosa = brughiere e cespuglieti. / **Fig. 2** - Site B - Malga Venegia - Forcella Venegia. Grey= rocks; Light green = natural pasture and high-altitude grassland; Deep green= coniferous forests; Light blue= mixed forests; Ochre= shrubs and Pino mugo; Brown= wooded cliffs; Pink= moorland and bushes.

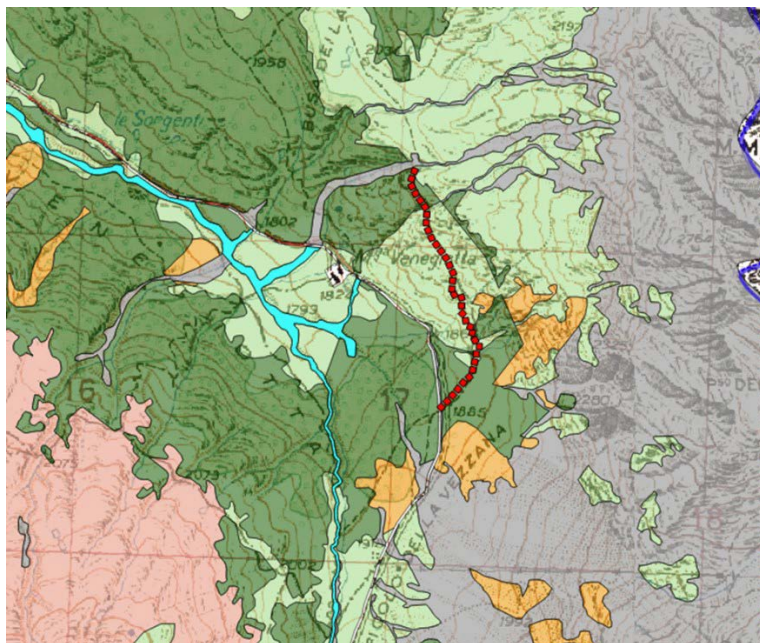


Fig. 3 - Sito C – sentiero 749. In Grigio= rocce nude; Verde chiaro = aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota; Verde scuro = Boschi di Conifere; Celeste = boschi misti; Ocra = arbusti e mugheti; Marrone = Rupi boscate; Rosa = brughiere e cespuglieti. / **Fig. 3** - Site C – trekking path 749. Grey= rocks; Light green = natural pasture and high-altitude grassland; Deep green= coniferous forests; Light blue= mixed forests; Ochre= shrubs and Pino mugo; Brown= wooded cliffs; Pink= moorland and bushes.

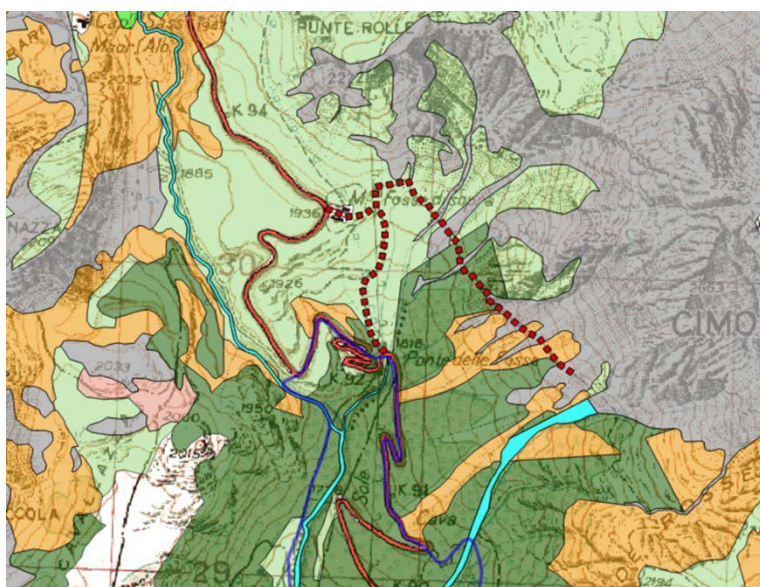


Fig. 4 - Sito G – sentiero 712- Malga Fosse. In Grigio= rocce nude; Verde chiaro = aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota; Verde scuro = Boschi di Conifere; Celeste = boschi misti; Ocra = arbusti e mugheti; Marrone = Rupi boscate; Rosa = brughiere e cespuglieti. / **Fig. 4** - Site G – trekking path 712 – Malga Fosse. Grey= rocks; Light green = natural pasture and high-altitude grassland; Deep green= coniferous forests; Light blue= mixed forests; Ochre= shrubs and Pino mugo; Brown= wooded cliffs; Pink= moorland and bushes.

Conclusioni

I dati riguardo la presenza e l'abbondanza di salamandra alpina risultano piuttosto scarsi sia a livello regionale che nazionale: queste informazioni si dimostrano tuttavia fondamentali per la valutazione dello stato di conservazione di una specie. Tale carenza è diretta conseguenza delle peculiari caratteristiche morfologiche ed ecologiche della specie. *S. atra* è infatti attiva principalmente durante la notte e in seguito a condizioni meteorologiche ad elevata umidità e/o pioggia. L'attività è invece molto infrequente durante il dì, con pochi individui rinvenuti occasionalmente quasi sempre sotto a rifugi naturali. Le condizioni meteo e l'orario rappresentano quindi due fattori fondamentali e oltremodo limitanti per un monitoraggio efficace in condizioni di massima *detection probability*. Ulteriori difficoltà nello studio di popolazioni di *S. atra* sono imposte dalla localizzazione dei siti di presenza spesso posti ad altitudini elevate e difficilmente raggiungibili, soprattutto in condizioni meteorologiche sopra descritte. L'ultimo ostacolo è infine rappresentato dalla difficoltà di riconoscimento individuale dovuta alla colorazione uniformemente nera. Nel 2017 (Romano et al. 2018) all'interno del Parco è stato effettuato un monitoraggio della salamandra nera con il metodo del *Removal* (White et al. 1982) che, pur rappresentando una metodologia efficace, richiede un importante sforzo di campionamento. La necessità di effettuare le uscite sul campo in condizioni meteorologiche idonee impedisce quindi l'utilizzo contemporaneo di tale tecnica in siti multipli se non con un numero elevato di operatori. L'impossibilità di riconoscimento individuale senza l'utilizzo di metodi invasivi (*VIA visible implant elastomer*, *PIT passive integrated transponder*, ecc.) è il fattore che complica maggiormente la fase di raccolta dati, impedendo di fatto l'utilizzo di un classico protocollo di campionamento *CMR* (*Capture-Mark-Recapture*) o della variante *PMR* (*Photographic-Mark-Recapture*), considerato attualmente il metodo più solido per la stima dell'abbondanza di una popolazione (Lincoln 1930; Seber 1982; White et al. 1982; Williams et al. 2002; Barker et al. 2017). Le metodologie sopra descritte, richiedendo un numero più o meno alto di repliche temporali con un importante sforzo di campo, non possono inoltre prescindere dalla manipolazione diretta e ripetuta degli individui, un fattore che può rappresentare una fonte di stress per gli animali. Le problematiche nel monitoraggio di *S. atra* sono quindi molteplici e impongono una seria riflessione sulla scelta e l'implementazione di un metodo che consenta di superare e/o mitigare i limiti oggettivi imposti dalle caratteristiche morfologiche ed ecologiche della specie, limitando inoltre lo stress sugli individui e lo sforzo di campo. L'attività svolta a partire dal 2017, e dal 2019 dedicata al monitoraggio e descritta nel presente lavoro, ha permesso di individuare nuove zone di presenza della salamandra nera all'interno dell'area protetta e di selezionare tre siti accessibili, sicuri e idonei al monitoraggio. I dati ottenuti nel 2020 e le successive analisi dimostrano l'efficacia del metodo del Doppio Osservatore Dipendente (DOD) (Romano et al. 2021) in condizioni meteorologiche adeguate (Roner et al. 2021): tale metodologia ha consentito di ottenere solide stime di abbondanza e densità evitando lo stress degli individui causato dalla manipolazione, riducendo lo sforzo di campionamento e consentendo una standardizzazione delle condizioni meteorologiche tra i diversi siti, impossibile da ottenere con le metodologie classiche, se non attraverso un enorme impiego di risorse. Le stime di densità per il sito di Malga Venegiota sono inoltre perfettamente comparabili con quelle ottenute in precedenza con il metodo *Removal counts* (Romano et al. 2018), rendendo ragionevole considerare il DOD un metodo assolutamente idoneo per il monitoraggio della salamandra alpina. Tale protocollo di monitoraggio, ripetuto negli anni, permetterà un'analisi approfondita dello stato di conservazione della specie fornendo importanti dati per la valutazione di eventuali misure di conservazione e della stima della loro reale efficacia nel tempo. Considerata l'importante carenza di informazioni il protocollo di campionamento e il monitoraggio continuo di *S. atra* potrà rappresentare inoltre un lavoro di riferimento per la raccolta dati e la salvaguardia della specie non solo a livello regionale ma anche a livello nazionale.

Ringraziamenti

Questo studio è stato supportato dal Servizio Aree Protette e Sviluppo sostenibile PAT e dall'Ente Parco di Paneveggio- Pale di San Martino che ha fornito assistenza logistica durante la fase di campionamento. Un ringraziamento in particolare all'allora Direttore Vittorio Ducoli e al Guardiaparco Gilberto Volcan. Infine, un ringraziamento a Giuseppe Melchiori e Rachele Gobbi per il contributo alla raccolta dati sul campo.

Bibliografia

- Andreone F. & Sindaco R. (eds.), 1999 - Erpetologia del Piemonte e della Valle d'Aosta. Atlante degli Anfibi e dei Rettili. Monografie XXVI (1998), Museo Regionale di Scienze Naturali di Torino, 283 pp.
- Barker R.J., Schofield M.R., Link W.A. & Sauer J.R., 2017 - On the reliability of N-Mixture models for count data. *Biometrics* 74:369-377.
- Bonato L., 2007 - Salamandra alpina (pp. 48-52) in: Bonato L., Fracasso G., Pollo R., Richard J. & Semenzato M. (eds.) - Atlante degli Anfibi e dei Rettili del Veneto - Associazione Faunisti Veneti, Nuovadimensione, 240 pp.
- Cabela A., Grillitsch H. & Tiedemann F., 2001 - Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. Auswertung der Herpetofaunistischen Datenbank am Naturhistorischen Museum in Wien. Wien (Umweltbundesamt), 880 pp.
- Caldonazzi M., Pedrini P. & Zanghelli S., 2002 - Atlante degli Anfibi e Rettili della provincia di Trento (*Amphibia-Reptilia*), 1987-1996 con aggiornamenti al 2001. *Studi Trentini di Scienze Naturali, Acta Biologica*, 77:1-173.
- Cooch E.G. & White G.C., 2018 - Program MARK: a gentle introduction. *Appendix B*. http://www.phidot.org/software/mark/docs/book/pdf/app_2.pdf.
- Cook R.D. & Jacobson J.O., 1979 - A design for estimating visibility bias in aerial surveys. *Biometrics*, 35: 735-742.
- Costa A., Romano A. & Salvidio S., 2020 - Reliability of multinomial N-mixture models for estimating abundance of small terrestrial vertebrates. *Biodiversity Conservation*; 29, 2951-2965.
- Di Cerbo A.R., Ficetola G.F. & Sindaco R., 2014 - Anfibi e rettili (capitolo) in: Genovesi P., Angelini P., Bianchi E., Dupré E., Ercole S., Giancanelli V., Ronchi F. & Stoch F. (eds.) - Specie e habitat di interesse comunitario in Italia: distribuzione, stato di conservazione e trend. ISPRA, Serie Rapporti, 194/2014.
- Geiger C., 2006 - *Ecological requirements of the Alpine Salamander Salamandra atra: assessing the effects of current habitat structure and landscape dynamics on local distribution*. Diploma Thesis, University of Bern.
- Grant E.H.C., Jung R.E., Nichols J.D. & Hines J.E., 2005 - Double-observer approach to estimating egg mass abundance of pool-breeding amphibians. *Wetlands Ecology and Management*, 13:305-320.
- Grossenbacher K., 1994 - Zur Systematik und Verbreitung der Alpen salamander (*Salamandra atra atra*, *Salamandra atra aurorae*, *Salamandra lanzai*). *Abhandlungen und Berichte für Naturkunde Magdeburg*, 17: 75-81.
- Grossenbacher K., 1997 - Salamandra alpina Laurenti, 1768. In: Gasc J.-P., Cabela A., Crnobrnjalsailovic J., Dolmen D., Grossenbacher K., Haffner P., Lescure J., Martens H., Martinez Rica J.P., Maurin H., Oliveira M.E., Sofianidou T.S., Veith M. & Zuijderwijk A. (eds.) - *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Societas Europea Herpetologica & Muséum National d'Histoire Naturelle (IEGB/SPN), Paris, 498 pp.
- Grossenbacher K., 2004 - Salamandra alpina. In: Bernini F., Bonini L., Ferri V., Gentili A., Razzetti E. & Scali S. (eds.) - *Atlante degli Anfibi e dei Rettili della Lombardia*. Monografie di Pianura, 5, 1-284 pp.
- Guex G.D. & Grossenbacher K., 2004 - *Salamandra atra atra* Laurenti, 1768 - Alpensalamander. In: Thiesmeier B. & Gros-

- senbacher K. (eds.) - *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. Bd 4/IB (Urodela, Salamandridae III), AULA-Verlag, Wiebelsheim, 1149 pp.
- Haxhiu, I., 1994 - The herpetofauna of Albania: Amphibia: Species composition, distribution, habitats. *Zoologische Jahrbücher. Abteilung für Systematik, Geographie und Biologie der Tiere*, 121: 321-334.
- Kéry M., 2018 - Identifiability in N-mixture models: a large-scale screening test with bird data. *Ecology*, 99:281-288.
- Klewen R., 1988 - *Die Land salamander Europas 1: Die Gattungen Salamandra und Mertensiella*. Die Neue Brehm-Bücherei. Wittenberg Lutherstadt, Ziemsen-Verlag, 584 pp.
- Lanza B., Andreone F., Bologna M.A., Corti C. & Razzetti E., 2007 - *Fauna d'Italia, vol. XLII, Amphibia*. Calderini, Bologna, 537 pp.
- Lapini L., Dall'Asta A., Bressi N., Dolce S. & Pellarini P., 1999 - *Atlante corologico degli Anfibi e dei rettili del Friuli-Venezia Giulia*. Museo Friulano di Storia Naturale, Udine, 150 pp.
- Lapini, L., 1984 - *Catalogo della collezione erpetologica del Museo Friulano di Storia Naturale*. Ed. Museo Friulano di Storia Naturale, Udine, 87 pp.
- Lincoln F.C., 1930 - *Calculating waterfowl abundance on the basis of banding returns*. U.S. Department of Agriculture, Circular 118, Washington DC, 4 pp.
- Nichols J.D., Hines J.E., Sauer J.R., Fallon F., Fallon J. & Heglund P.J., 2000 - A double-observer approach for estimating detection probability and abundance from avian point counts. *Auk*, 117: 393 - 408.
- Pedrini P., Brambilla M., Prosser F., Bertolli A., 2013. Individuazione delle priorità di conservazione per specie e habitat delle direttive "Uccelli" e "Habitat". LIFE+T.E.N - Azione A2. 46 pp.
- Pozzi A., 1980 - Gli Anfibi e i Rettili del Parco Nazionale dello Stelvio. - *Quaderni del Parco Nazionale dello Stelvio*, 2: 7-64.
- Romano A., Anderle M., Forti A., Partel P. & Pedrini P., 2018 - Population density, sex ratio and body size in a population of *Salamandra atra* on the Dolomites. *Acta Herpetologica*, 13:195-99.
- Romano A., Roner L., Costa A., Salvidio S., Trenti M. & Pedrini P., 2021 - When no color pattern is available: Application of double observer methods to estimate population size of the Alpine salamander. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 53:1, 300-308.
- Roner L., Costa A., Pedrini P., Matteucci G., Leonardi S. & Romano A., 2020 - A Midsummer Night's Diet: Snapshot on Trophic Strategy of the Alpine Salamander, *Salamandra atra*. *Diversity* 2020, 12(5), 202.
- Roner L., Trenti M., Salvidio S., Costa A., Pedrini P. & Romano A., 2022 - Il monitoraggio della *Salamandra alpina*, *Salamandra atra*, in Trentino: Applicazione e validità del metodo del Doppio Osservatore in diverse condizioni meteorologiche. Atti XIII Congresso *Societas Herpetologica Italica*, Lipari (Messina). Il *Naturalista Siciliano*, S. IV, XLVI (1), pp. 361-368
- Royle J.A., 2004b - N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics*, 60:108-115.
- Seber G.A.F., 1982 - *Estimating animal abundance and related parameters*, 2nd edn. Charles Griffin and Co., London, 654 pp.
- Southwell C., 1996 - *Estimation of population size and density when counts are incomplete*. In: Wilson D.E., Russel C.F., Nichols J.D., Rudram R., Foster M.S. (eds.), 1996 - *Measuring and monitoring biological diversity- standard methods for mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington and London: 196 -210.
- Vilter, V. & Vilter, A., 1960 - Sur la gestation de la Salamandre noir des Alpes, *Salamandra atra* Laur. *Comptes Rendus de la Societe de Biologie*, 154: 290-291.
- Vrtiska M.P., Powell L.A., 2011 - Estimates of duck breeding populations in the nebraska sandhills using double observer methodology. *Waterbirds*, 34:96-10.
- White G.C., Anderson D.R., Burnham K.P. & Otis D.L., 1982 - *Capture-recapture removal methods for sampling closed populations*. Los Alamos National Laboratory 8787 NERP, Los Alamos, New Mexico, 235 pp.
- Williams B.K., Nichols J.D. & Conroy M.J., 2002 - *Analysis and management of animal populations*. Academic Press, Cambridge, 817 pp.
- Wunderer H., 1909 - Beiträge zur Biologie und Entwicklungsgeschichte des Alpensalamanders (*Salamandra atra* Laur.). *Zoologische Jahrbücher*, 28: 23-80.
- Wunderer H., 1910 - Die Entwicklung der äusseren Körperform des Alpensalamanders (*Salamandra atra* Laur.). *Zoologische Jahrbücher*, 29: 367-414.
- Yoccoz N.G., Nichols J.D. & Boulinier T., 2001 - Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution*, 16:446 - 453.



Articolo / Article

Il monitoraggio dell'ululone dal ventre giallo (*Bombina variegata* Linnaeus, 1758) in Trentino

Sonia Endrizzi^{1*}, Matteo Trenti¹, Matteo Anderle^{2,1}, Luca Roner^{1,3}, Matteo Sartori⁴, Antonio Romano^{3,1}, Paolo Pedrini¹

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

² Eurac Research, Istituto per l'ambiente alpino, Viale Druso 1, 39100 Bolzano/Bozen

³ Consiglio Nazionale delle Ricerche, Istituto per la BioEconomia, Via dei Taurini 19, 00100 Roma

⁴ Servizio Sviluppo Sostenibile e Aree Protette, Provincia Autonoma di Trento, Via Gardini R., 38121 Trento

Parole chiave

- Anfibi
- *Bombina variegata*
- Cattura-marcatura-ricattura
- Indice di condizione corporale
- Specie d'interesse comunitario
- Trentino

Key words

- Amphibian
- *Bombina variegata*
- Capture-recapture
- Body condition index
- Species of Community interest
- Trentino

* Autore corrispondente:
 e-mail: sonia.endrizzi@muse.it

Riassunto

Il monitoraggio dell'ululone dal ventre giallo (*Bombina variegata*) si inserisce nel programma finalizzato alla valutazione dello stato di conservazione della fauna vertebrata della Rete Natura 2000 del Trentino (azione A5 – Life T.E.N., Pedrini et al. 2014), per il quale è stato elaborato un protocollo per il monitoraggio della specie in provincia. A tale scopo sono stati analizzati i dati pregressi che hanno permesso di individuare le aree campione e gli habitat riproduttivi più rappresentativi per descrivere lo stato di conservazione della specie in Trentino. Il monitoraggio sistematico, avviato nel 2018, è condotto nel periodo tardo primaverile-estivo in 79 siti distribuiti nel settore centrale del Trentino. Sono applicati i metodi dei conteggi ripetuti e della cattura marcatura ricattura per la stima dell'abbondanza e, nel lungo periodo, dei parametri demografici delle popolazioni. Sono inoltre rilevati dati biometrici e il sesso degli animali catturati, per valutare la struttura e lo stato di salute delle popolazioni attraverso il calcolo di indici di condizione corporale (BCI - Body condition index), oltre ai fattori ambientali che possono influenzare la contattabilità degli animali. I risultati ottenuti nel corso dei primi tre anni di monitoraggio mostrano la presenza di popolazioni localmente anche abbondanti, ma che presentano in generale una leggera tendenza negativa. Inoltre, le popolazioni legate ad ambienti naturali presentano indici di condizione corporale maggiori rispetto a quelle di ambienti semi-naturali e artificiali.

Summary

Monitoring protocol of yellow-bellied toad (*Bombina variegata*) was developed as part of the program which aims to evaluate the conservation status of vertebrate fauna in Nature 2000 Network within the Autonomous Province of Trentino (action A5 – Life T.E.N. Project, Pedrini et al. 2014). Available data on the species distribution in Trentino were analyzed to select the most representative sampling areas and reproductive habitats. The monitoring started in 2018 and is carried out during late spring-summer within 79 sampling sites selected in the central area of Trentino. Repeated counts and capture-recapture methods are applied to estimate populations abundance and long-term demographic parameters. Moreover, biometrical data and sex of captured animals are collected to evaluate the structure and the body condition index of the surveyed populations. Environmental characteristics which could influence the animals contactability are also registered. The results of the first three years of monitoring showed locally abundant populations but generally showing a slight negative trend. Furthermore, populations sampled in natural reproductive habitats are characterized by a higher body condition index respect to the semi-natural and artificial sites.

Introduzione

L'ululone dal ventre giallo, *Bombina variegata* Linnaeus, 1758, è un anfibio anuro di piccole-medie dimensioni, piuttosto longevo che può raggiungere i 20 anni di età. Il nome volgare deriva dal tipico richiamo emesso dal maschio nel periodo riproduttivo e dalla colorazione del ventre, gialla a macchie nere. La specie è distribuita in gran parte dell'Europa centro-meridionale; in Italia è presente in Lombardia, Trentino, Veneto e Friuli-Venezia Giulia (Di Cerbo & Bressi 2007). Dato l'areale di distribuzione globale ancora abbastanza ampio (maggiore di 20.000 km²), è classificata nella Lista Rossa della IUCN come "specie a minor preoccupazione", sebbene sia localmente a rischio. In Italia, infatti, secondo quanto indicato nel quarto rapporto nazionale della Direttiva Habitat (2013-2018), *B. variegata* sarebbe in cattivo stato di conservazione e in costante declino a causa della modificazione, frammentazione e scomparsa degli habitat, determinati da urbanizzazione, inquinamento, bonifica di zone umide e trasformazione nelle pratiche agropastorali tradizionali (Ercole et al. 2021). Data la precarietà degli ambienti occupati, l'ululone dal ventre giallo è protetto dalla Direttiva Habitat (92/43/CEE, allegati II e IV), quale specie di interesse comunitario che necessita di una protezione rigorosa e della designazione di zone speciali di conservazione (Commissione Europea, 1992), e dalla Convenzione di Berna (1979) quale "specie animale strettamente protetta" (Appendice II).

In Trentino, la prima analisi distributiva di *B. variegata* è stata fornita dall'Atlante degli anfibi e dei rettili della Provincia di Trento, che integra testimonianze storiche, segnalazioni occasionali e dati di ricerche specifiche rilevati tra il 1857 e il 2002. Nella prima proposta di Lista Rossa degli Anfibi e dei Rettili del Trentino *B. variegata* è classificata come specie fortemente minacciata, rara e in regressione, presente solo localmente nel settore centrale e meridionale del Trentino, dal fondovalle ai 1500 m di quota. I fattori di minaccia sono la perdita e la frammentazione degli habitat dovute alle trasformazioni ambientali di origine antropica (Caldonazzi et al. 2002). Successivamente, il quadro distributivo della specie è stato aggiornato grazie a monitoraggi e ricerche condotte entro e fuori le aree protette della provincia (Caldonazzi et al. 2013; Cornetti 2013; Di Cerbo et al. 2010; Sartori 2012; Scala 2005; Zanghellini et al. 2014). Da questo quadro conoscitivo sono state avviate le indagini propedeutiche ai monitoraggi del progetto europeo LIFE T.E.N. (Azioni A; http://www.lifeten.tn.it/actions/preliminary_actions), attraverso le quali sono state individuate le popolazioni e gli habitat riproduttivi più importanti per la specie in Trentino (sopralluoghi MUSE 2016-2018). Tali dati sono utilizzati per la realizzazione del nuovo Atlante degli Anfibi e dei Rettili del Trentino (in prep., MUSE), progetto di Citizen Science implementato tramite la piattaforma INaturalist (<https://www.inaturalist.org/projects/atlan-te-anfibi-e-rettili-del-trentino>), Ornitho.it e la pagina Facebook dedicata (<https://www.facebook.com/RettiliAnfibiTrentinoAltoAdige>), ed archiviati nel WebGis Trentino Living Atlas (<https://tla.muse.it>).

Il presente lavoro, oltre a fornire un quadro generale sulla distribuzione e le caratteristiche degli habitat riproduttivi della specie, descrive il protocollo di monitoraggio di lungo periodo attuato in provincia di Trento. Tale progetto era previsto nell'Azione A 5 LIFE T.E.N. (Pedrini et al. 2014), ideato dai ricercatori del MUSE e collaudato nel periodo 2016-2021 (Trenti 2017, 2021). Sono inoltre presentate le analisi riassuntive dei dati rilevati nel corso dei primi tre anni di indagine.

Area di studio

Il quadro conoscitivo sulla distribuzione della specie disponibile al 2015 ha permesso di selezionare le aree campione utili a monitorare lo stato di conservazione della specie in provincia di Trento, definite considerando le diverse tipologie di habitat riproduttivi presenti e la distribuzione altitudinale della specie. Le aree considerate comprendono territori di fondovalle e collinari vocati alla coltivazione della vite e dell'ulivo (Val di Cembra e Valle del Sarca), e ambienti di media e alta montagna caratterizzati da pascoli e praterie secondarie

(Monte Bondone, Riserva della Scanupia e Monte Baldo). Entro le aree campione sono stati selezionati 79 siti di campionamento, distribuiti tra i 100 a 1600 m di quota, rappresentati da: 57 vasche agricole in Val di Cembra, quattro pozze artificiali oggetto di intervento di riqualificazione ambientale a favore degli anfibi e una pozza naturale sul Monte Bondone, un pozzo glaciale in Valle del Sarca, 12 pozze d'alpeggio sul Monte Baldo e quattro pozze d'alpeggio nella Riserva Naturale della Scanupia.

Metodi

Quadro distributivo della specie

Nel periodo 2012-2013 sono stati condotti sopralluoghi mirati per individuare le aree di maggior presenza della specie al fine di implementare il quadro conoscitivo sulla dimensione delle diverse popolazioni e indirizzare la scelta delle aree utili al monitoraggio sistematico della specie in provincia di Trento. L'integrazione successiva dei dati, anche grazie all'avvio del nuovo Atlante erpetologico provinciale, ha permesso di verificare la rappresentatività delle aree scelte, permettendo di scegliere quelle più significative in termini di dimensione delle popolazioni ivi presenti e del valore conservazionistico delle stesse a scala provinciale.

Monitoraggio sistematico delle popolazioni

Il monitoraggio si è svolto con cadenza annuale nel periodo tardo primaverile - estivo quando le temperature erano tali da garantire l'insediamento della popolazione nei siti riproduttivi con una certa stabilità numerica. I metodi applicati sono quelli previsti, per la specie, dal Manuale Ispra per il monitoraggio delle specie animali di interesse comunitario (Stoch & Genovesi 2016) ovvero: i conteggi ripetuti nel tempo e nello spazio e la cattura-marcatura-ricattura (CMR), utili a valutare stime di abbondanza, sopravvivenza, reclutamento e tendenze demografiche delle popolazioni (Pollock 1990; Royle 2004) in gran parte dell'aerale di distribuzione della specie in Trentino mantenendo uno sforzo di campionamento sostenibile. Il metodo dei conteggi ripetuti, più speditivo, è stato applicato in tutti i siti selezionati (79; Tabella 1, Figura 1) e consiste nel conteggio degli ululoni adulti avvistati da parte di un operatore. Il conteggio è stato ripetuto quattro volte in ogni sito nel corso di giornate consecutive o comunque il più possibile ravvicinate. In ogni occasione è stato registrato l'orario di inizio e fine conteggio, utile a ricavare lo sforzo di campionamento in ciascun sito. L'orario di esecuzione dei conteggi nei medesimi siti è stato inoltre variato nel corso delle quattro sessioni poiché può influire sulla contattabilità degli animali. L'attività è stata svolta sempre dagli stessi operatori in modo da ridurre al minimo l'errore derivante dalle differenti abilità di rilievo.

Il metodo CMR richiede sforzi decisamente maggiori ed è quindi stato applicato su una parte dei siti (28 dei 79 siti selezionati; Tabella 1, Figura 1); consiste nel catturare una parte degli individui di una popolazione, marcarli tramite fotografia del *pattern* ventrale e quindi rilasciarli. L'attività è stata svolta nelle stesse giornate dei conteggi ripetuti e successivamente a questi per un totale di quattro sessioni di campionamento. La cattura degli anfibi, mediante retino da pesca, è stata effettuata da uno o due operatori a seconda delle dimensioni del sito; generalmente uno per le vasche agricole e due per le pozze naturali e d'alpeggio (vedi Tabella 1). Gli individui catturati sono stati riposti temporaneamente in secchi contenenti acqua. Al termine della sessione di campionamento gli animali sono stati "marcati" fotografando il *pattern* ventrale che, variando per forma e distribuzione delle macchie nere in risalto sullo sfondo giallo del ventre, permette l'identificazione individuale (Donnelly et al. 1994). A tale scopo l'animale è stato posizionato in una capsula di Petri dotata di fondo in gommapiuma, coperto con vetro antiriflesso e quindi fotografato (Figura 2). Oltre alla marcatura, gli individui catturati sono stati sottoposti al rilievo di dati biometrici: lunghezza muso-urostilo (mm) e peso (g) misurati mediante calibro (accuratezza 0,02 mm) e bilancia elettronica da campo (linearità $\pm 0,2$ g; Figura 2). La caratterizzazione per sesso, possibile nei soli individui adulti maturi, è basata sulla presenza/assenza di calli nuziali nei maschi. Sono stati considerati giovani immaturi, di sesso indeterminato, tutti gli individui

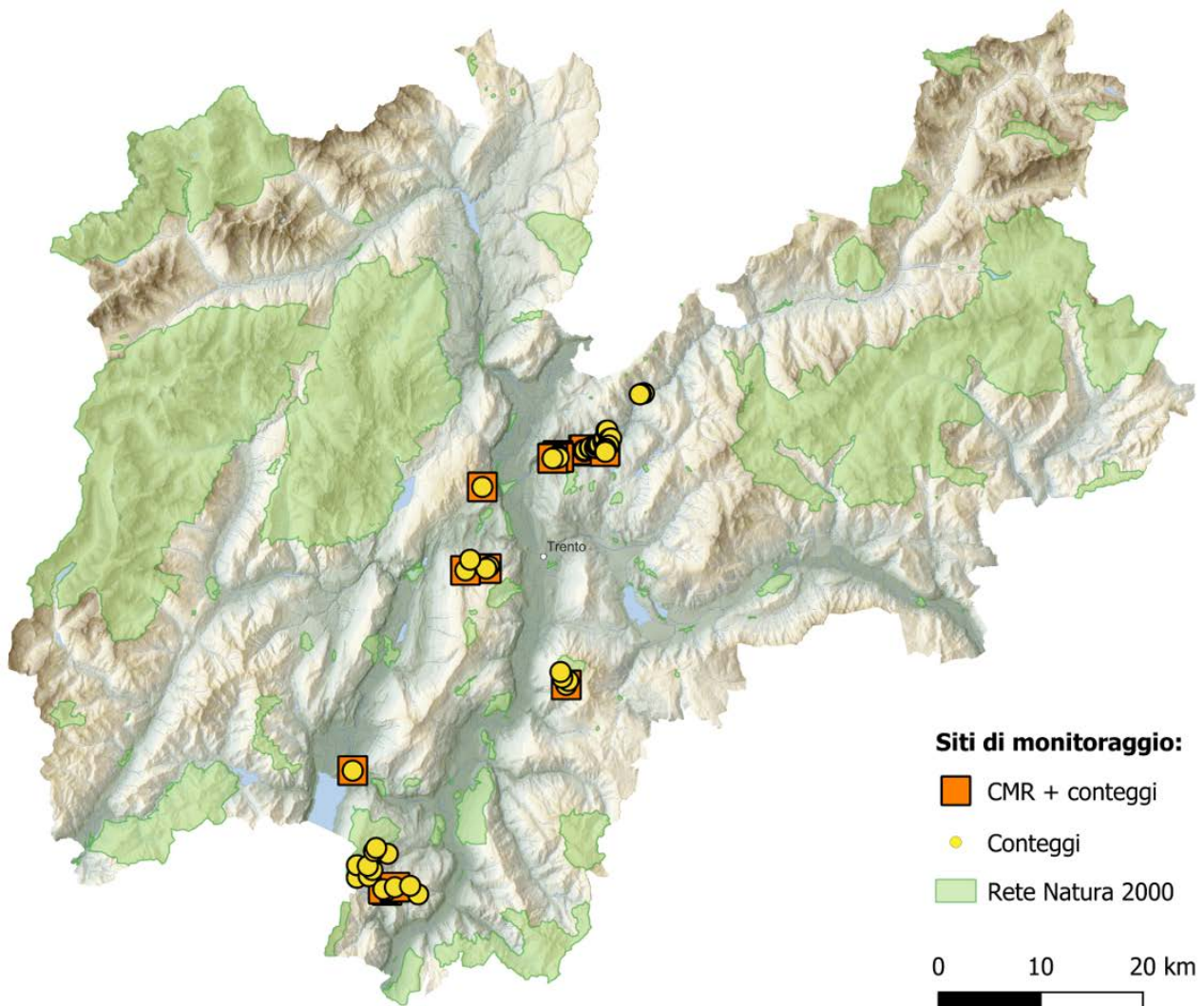


Fig. 1 - Siti di monitoraggio dell'ululone dal ventre giallo in Trentino. / **Fig. 1** - Distribution of monitoring sites of yellow-belly toad in Trentino.

di dimensioni inferiori a 32 mm, misura ricavata dalla dimensione media degli individui più piccoli che presentavano calli nuziali osservati nell'ambito di questo studio. Sono stati esclusi dalla cattura i giovani dell'anno in quanto presentano pattern ventrale in via di formazione che potrebbe impedirne l'identificazione nell'anno successivo (Gollmann & Gollmann 2011). Come per i conteggi ripetuti: è stato registrato l'orario di inizio e fine campionamento per calcolare lo sforzo impiegato, è stato variato l'orario di cattura nel corso delle quattro sessioni e sono stati coinvolti sempre gli stessi operatori.

Rilievo delle caratteristiche ambientali

Ogni anno sono stati rilevati i seguenti dati ambientali e biologici: I) tipo di alimentazione del corpo idrico (corso d'acqua, precipitazioni, tubo di alimentazione con erogazione continua o controllata); II) dimensione del corpo idrico (nel caso di vasche o recipienti la lunghezza del lato maggiore e minore; nel caso delle pozze il perimetro); III) profondità massima del corpo idrico (misura tra il fondo e la superficie dell'acqua nel punto di maggiore profondità del corpo idrico); IV) percentuale di copertura della superficie bagnata (copertura della superficie dell'acqua determinata ad esempio dalla presenza di vegetazione acquatica o da proliferazione algale); V) esposizione del corpo idrico all'irraggiamento solare (pieno sole, ombra o parzialmente ombreggiato); VI) presenza di ovature, girini, giovani o individui morti di *B. variegata*; VII) presenza di altre specie di erpetofauna o invertebrati legati agli ambienti acquatici.

Analisi dei dati

Il materiale fotografico relativo al pattern ventrale di ciascun individuo catturato è stato analizzato in laboratorio, al termine di ciascuna stagione di campionamento, mediante l'utilizzo del software APHIS (Moya et al. 2015), sviluppato dalla Fondazione BIT e dal gruppo di ricerca GEDA-IMEDEA e liberamente scaricabile dal seguente sito: <http://imedea.uib-csic.es/bc/ecopob/>. Il software è in grado di confrontare numerose foto, considerando l'area corporea indicata dall'operatore tramite l'apposizione di tre punti, ed individuare le foto che riportano lo stesso *pattern* e quindi lo stesso individuo. In questo modo è possibile valutare efficacemente il numero effettivo di animali osservati e il numero di ricatture dello stesso individuo effettuate nel corso delle diverse giornate e dei diversi anni di campionamento, utili alla stima di abbondanza, sopravvivenza e alla valutazione di tendenze demografiche di lungo periodo delle popolazioni indagate.

I dati di cattura rilevati nei 28 siti di campionamento nel corso del triennio sono stati ricondotti a 10 popolazioni. Infatti, siti di cattura vicini (distanza massima considerata 350 m.), tra i quali è stata osservata o ritenuta plausibile la migrazione di individui nel corso delle diverse sessioni di campionamento, sono stati attribuiti ad un'unica popolazione come indicato in tabella 1.

Le stime di abbondanza sono state ricavate tramite i modelli di cattura-ricattura per popolazioni chiuse utilizzando lo Schnabel Method (Schnabel 1938), il quale si basa sugli stessi principi del Lincoln-Petersen Index (Seber 1982) considerando però più di due

Tab. 1 - Elenco dei siti di cattura distinti per area campione e con indicazione della quota, del tipo di corpo idrico/struttura per la raccolta dell'acqua (Pr = pozza riqualificata; Pn = pozza naturale; Vpc = vasca agricola in pietra e cemento; Vp = vasca in plastica; Pa = pozza d'alpeggio; Pg = pozzo glaciale), del numero di operatori impiegati per la cattura. Per i siti interessati dall'applicazione del metodo CMR sono indicate le popolazioni cui sono ricondotti (ID popolazione). / **Tab. 1** - Details of monitored sites: elevation, type of water body/structure (Pr = restored pond; Pn = natural pond; Vpc = traditional agricultural tank; Vp = plastic agricultural tank; Pa = Pasture puddle; Pg = glacial well), number of observers. CMR sites belonging to the same population are shown with the same name in the table field "ID Popolazione".

Area campione	ID Sito	Quota	Tipo	Metodo	N. Operatori	ID Popolazione	Area campione	ID Sito	Quota	Tipo	Metodo	N. Operatori	ID Popolazione
Monte Bondone	1	1150	Pr	CMR_C	2	Malghet		32	529	Vpc	C	1	
	2	985	Pr	CMR_C	2	Malga Brigolina		33	488	Vpc	C	1	
	85	800	Pn	CMR_C	2	Prada		34	485	Vpc	C	1	
	4	979	Pr	C	1			35	485	Vpc	C	1	
	5	865	Pr	C	1			36	520	Vpc	C	1	
Val di Cembra	6	471	Vpc	CMR_C	1			37	547	Vpc	C	1	
	7	463	Vpc	CMR_C	1			38	555	Vpc	C	1	
	8	434	Vpc	CMR_C	1			39	552	Vpc	C	1	
	10	413	Vpc	CMR_C	1			40	635	Vpc	C	1	
	11	376	Vpc	CMR_C	1			41	656	Vpc	C	1	
	12	390	Vpc	CMR_C	1	Verla	Val di Cembra	42	576	Vpc	C	1	
	13	390	Vpc	CMR_C	1			43	575	Vpc	C	1	
	14	391	Vpc	CMR_C	1			44	562	Vpc	C	1	
	15	399	Vpc	CMR_C	1			45	565	Vpc	C	1	
	16	398	Vpc	CMR_C	1			46	568	Vpc	C	1	
	50	444	Vpc	CMR_C	1			47	568	Vpc	C	1	
	51	421	Vpc	CMR_C	1	Cembra		48	544	Vpc	C	1	
	57	545	Vpc	CMR_C	1			49	534	Vpc	C	1	
	Val di Cembra	58	534	Vpc	CMR_C	1		52	403	Vpc	C	1	
		59	523	Vpc	CMR_C	1		53	729	Vpc	C	1	
		60	521	Vpc	CMR_C	1		54	711	Vpc	C	1	
61		511	Vpc	CMR_C	1	Lisignago	55	716	Vp	C	1		
62		510	Vpc	CMR_C	1		56	702	Vpc	C	1		
63		536	Vpc	CMR_C	1			70	1234	Pa	CMR_C	2	Pravert
64		563	Vpc	CMR_C	1			71	1476	Pa	CMR_C	1	Malga Postemon
9		438	Vpc	C	1			72	1380	Pa	CMR_C	1	
Monte Baldo	17	588	Vpc	C	1			66	1283	Pa	C	2	
	18	588	Vpc	C	1			67	1458	Pa	C	2	
	21	553	Vpc	C	1			73	1411	Pa	C	1	
	22	552	Vpc	C	1			74	1482	Pa	C	1	
	23	555	Vpc	C	1			75	1647	Pa	C	1	
	24	542	Vpc	C	1			76	1632	Pa	C	1	
	25	541	Vpc	C	1			77	1450	Pa	C	1	
	26	564	Vpc	C	1			78	1500	Pa	C	1	
	27	552	Vpc	C	1			79	1547	Pa	C	1	
	28	550	Vpc	C	1		Valle del Sarca	81	90	Pg	CMR_C	2	Nago
	29	553	Vpc	C	1			82	1559	Pa	C	1	
	RN Scannupia	30	554	Vpc	C	1			83	1534	Pa	CMR_C	2
31		526	Vpc	C	1			84	1653	Pa	C	1	
								86	1580	Pa	C	1	

sessioni di cattura. Le variazioni interannuali sono state valutate confrontando gli intervalli di confidenza delle stime delle varie popolazioni (Pollock et al. 1990).

Il tasso di ricattura (Nr) tra i diversi anni è stato calcolato a livello di popolazione dividendo il numero delle ricatture (r) dall'anno precedente sul totale delle catture dell'anno considerato (M):

$$Nr = \frac{r(t)}{M(t+1)}$$

La Sex Ratio (SR), è stata calcolata come proporzione di maschi sul totale, considerando i soli individui maturi (Wilson & Hardy 2002):

$$SR = \frac{N. \text{maschi}}{N. \text{maschi} + N. \text{femmine}}$$

Scostamenti significativi dall'equilibrio della SR sono stati verificati con il test binomiale a due code su una distribuzione di probabilità (p) uguale a 0,5.

I dati biometrici (lunghezza muso – urostilo e peso) sono stati utilizzati per la valutazione del Body Condition Index (BCI), calcolato come Scaled Mass Index (SMI) che da analisi comparative con altri metodi risulta essere il più robusto (Peig & Green, 2009):

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

Dove: M_i = massa corporea (peso) e L_i = Lunghezza totale dell'individuo i ; b_{SMA} è il componente di "scala" stimato dalla regressione del "maggior asse standardizzato" di $\log M$ su $\log L$; L_0 è un valore arbitrario di L (media aritmetica per la popolazione di studio).

Al fine di evitare qualsiasi possibile influenza generata dalla presenza di femmine ovigere, il BCI è stato calcolato considerando i soli individui di sesso maschile.

Differenze significative nel BCI tra popolazioni ed entro popolazioni tra i diversi anni di monitoraggio sono state testate mediante analisi di varianza (ANOVA) e il test HSD di Tukey (Tukey 1949).

Risultati

Distribuzione della specie e dei suoi habitat

Dalle ricerche mirate condotte nel periodo 2012-2015 e implementate dai rilievi e segnalazioni per il nuovo Atlante erpetologico provinciale emerge che l'ululone dal ventre giallo è oggi prevalentemente distribuito nel settore centrale del Trentino, dai principali fondivalle fino alla fascia montana (Figura 3) in contesti agropastorali e aree umide marginali. Popolazioni localizzate sono presenti nei settori dolomiti dove la disponibilità di raccolte d'acqua naturali è limitata dalla geologia del territorio.



Fig. 2 Attività di campionamento. Da sinistra in senso orario: attività di cattura in una pozza d'alpeggio, marcaggio attraverso il rilievo fotografico del pattern ventrale, rilievo di dati biometrici (peso e lunghezza). / Sampling activity. Clockwise, from top left: capture activity of individuals in a pasture puddle, photographic mark-recapture scheme of ventral pattern, biometric data collection (weight, length).

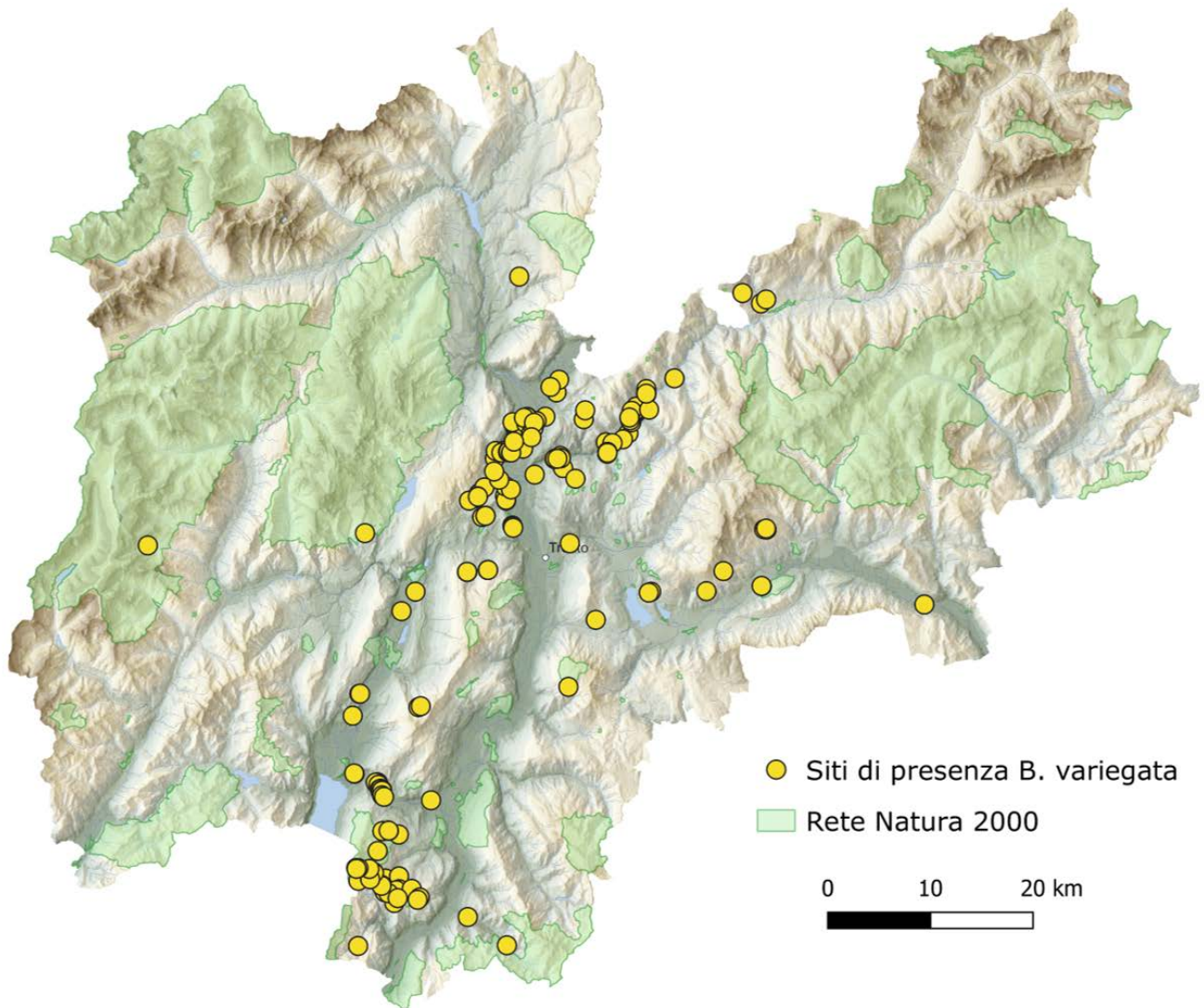


Fig. 3 – Siti di presenza di Bombina variegata rilevati in Trentino. / Fig. 3 – Distribution of Bombina variegata in Trentino

Gli habitat riproduttivi sono rappresentati da raccolte d'acqua di piccole dimensioni a carattere spesso temporaneo, di origine naturale o antropica, qui di seguito descritti.

Vasche agricole – si tratta di strutture in cemento utilizzate in passato per la miscelazione di prodotti fitosanitari per il trattamento della vite. Questi siti artificiali utilizzati per la raccolta dell'acqua caratterizzano ancora oggi il paesaggio agricolo della Val di Cembra sebbene abbiano perso la loro funzione originaria. Sono infatti mantenute ancora oggi attive, esclusivamente come riserva d'acqua, soprattutto nell'area agricola compresa tra i comuni di Verla e di Valda mentre sono state in gran parte dismesse e sostituite da cisterne in plastica chiuse negli altri comuni di Altavalle e negli ambienti agricoli distribuiti in sinistra orografica. L'alimentazione delle vasche è generalmente legata alle precipitazioni sebbene in alcuni casi l'apporto idrico sia garantito attraverso la captazione da piccoli ruscelli. Le vasche agricole utilizzate dall'ululone dal ventre giallo nel periodo riproduttivo hanno dimensioni contenute, il cui perimetro è compreso tra i due e i sei metri (Figura 4), mentre tendono ad evitare quelle di dimensioni maggiori, utilizzate più frequentemente da altre specie di anfibi come il rospo comune *Bufo bufo* (Linnaeus 1758). L'utilizzo delle vasche in associazione con l'ululone è stato invece osservato per la salamandra pezzata *Salamandra salamandra* (Linnaeus 1758), la quale sfrutta anche questi ambienti per la riproduzione nel periodo primaverile.

Fossi agricoli – si tratta di canali artificiali che svolgono la funzione di drenaggio di aree originariamente paludose, evitando così allagamenti di zone abitate e la comparsa di ristagni d'acqua nelle campagne. In Trentino la gestione dei fossi è in gran parte affidata al Consorzio Trentino di Bonifica che si occupa della regolazione dell'apporto idrico e di operazioni di manutenzione, come il taglio della vegetazione, mentre fossi più piccoli sono direttamente gestiti dai proprietari dei fondi. La fitta rete di canali agricoli che caratterizza la Piana Rotaliana (Figura 5) ospita la popolazione più abbondante di ululone dal ventre giallo della provincia oltre ad altre specie di anfibi come la rana verde (*Pelophylax* spp.).

Pozze d'alpeggio – si tratta di bacini idrici di piccole dimensioni utilizzati per l'abbeverata del bestiame al pascolo, in passato molto diffusi in tutta la provincia soprattutto in prossimità delle malghe. Le pozze sono costruite e gestite dagli allevatori, generalmente sfruttando depressioni del terreno, dove tendono a raccogliersi, per ruscellamento, le acque di precipitazione. Il ristagno dell'acqua al loro interno è favorito attraverso la posa di materiale impermeabilizzante. Di forma tipicamente circolare, presentano generalmente dimensioni e profondità ridotte (Figura 6). La presenza e abbondanza di vegetazione è legata principalmente al grado di calpestio esercitato dal bestiame all'interno ed in prossimità della pozza stessa, e risulta quindi generalmente assente lungo il perimetro mentre si può sviluppare nella porzione centrale. Particolarmente vegetate risultano le pozze



Fig. 4 – Vasca agricola in località Verla, Val di Cembra. / **Fig. 4** – Agricultural tank in Verla, Val di Cembra.



Fig. 5 – Fosso agricolo in località San Rocco, Piana Rotaliana. / **Fig. 5** – Agricultural ditches in San Rocco, Piana Rotaliana.



Fig. 6 – Pozza d'alpeggio nella Riserva Naturale della Scanupia. / **Fig. 6** – Pasture puddle in Scanupia Nature Reserve.

dotate di recinzione che impediscono l'accesso del bestiame a una parte o all'intera pozza.

In seguito al progressivo abbandono di questo tipo di strutture, sostituite da vasche in metallo, le pozze sono state di recente oggetto di interventi di riqualificazione allo scopo di conservare gli ambienti

umidi presenti in quota altrimenti assenti o destinati a scomparire, soprattutto nelle zone di natura carsica. Le pozze d'alpeggio sono siti importanti per la riproduzione dell'ululone dal ventre giallo nella Riserva della Scanupia, sul Monte Stivo e nel Parco Naturale Locale Monte Baldo e sono inoltre utilizzate da altre specie di anfibi come rospo comune, rana temporaria (*Rana temporaria*, Linnaeus 1758), tritone alpino (*Ichthyosaura alpestris*, Laurenti, 1768) e in alcuni casi anche da salamandra pezzata.

Pozze per anfibi – sono piccoli bacini idrici realizzati allo scopo di ripristinare sul territorio la presenza di siti riproduttivi per gli anfibi favorendo anche altri organismi legati agli ambienti acquatici per la riproduzione come gli odonati (Figura 7). L'utilizzo di questi ambienti da parte dell'ululone dal ventre giallo è stato confermato sul Monte Bondone dove è stata inoltre documentata la riproduzione del rospo comune e di rana temporaria.

Pozze di cava – sono raccolte d'acqua in depressioni del terreno formatesi in seguito all'estrazione di materiale da costruzione (Figura 8). A seconda delle dimensioni e della gestione dell'attività estrattiva le pozze possono avere carattere temporaneo o permanente. In questi ambienti è stata osservata la riproduzione dell'ululone dal ventre giallo, del rospo comune e della rana verde.

Prati umidi – questi sono ambienti naturali soggetti a periodici ristagni d'acqua, particolarmente estesi nel periodo primaverile. Essi favoriscono la riproduzione oltre che dell'ululone dal ventre giallo anche di altre specie di anfibi come rospo comune, rana temporaria e tritone alpino, come osservato in località Prada. Le zone inondate vanno riducendosi nel corso dell'estate a piccole raccolte d'acqua puntiformi (Figura 9).

Pozze laterali fluviali – si tratta di raccolte d'acqua temporanee che si formano nelle aree laterali inondabili dei corsi d'acqua nei periodi di portata maggiore, in primavera-estate, in seguito alle abbondanti piogge primaverili e allo scioglimento della neve nelle aree montane. Sono tipicamente utilizzate dall'ululone dal ventre giallo in Val di Cembra lungo il Torrente Avisio (Figura 10) e in Valsugana.

Pozzi glaciali – sono depressioni nella roccia formatesi per azione erosiva dell'acqua di scioglimento degli antichi ghiacciai che occupavano le vallate alpine nell'ultima fase dell'era Neozoica (Figura 11). L'acqua piovana può accumularsi al loro interno richiamando gli anfibi nel periodo riproduttivo. Si trovano tipicamente nella Valle del Sarca e sono frequentate da ululone dal ventre giallo, rospo comune, rospo smeraldino (*Bufo viridis* Laurenti, 1768) e salamandra pezzata.

Raccolte d'acqua temporanee – questi siti acquatici si formano in depressioni del terreno in seguito ad abbondanti precipitazioni e possono essere utilizzati in periodo primaverile per la deposizione delle uova da parte dell'ululone dal ventre giallo e altri anfibi come la rana temporaria (Figura 12). Dato il carattere estremamente effimero, queste raccolte d'acqua rappresentano spesso delle trappole ecologiche andando in secca prima del completamento del ciclo di sviluppo di uova e girini. Possono comunque essere utili nella fase di dispersione degli individui in migrazione verso ambienti più stabili.

Monitoraggio sistematico delle popolazioni

La presenza dell'ululone dal ventre giallo è stata accertata, almeno in un'occasione nel corso dei tre anni di monitoraggio, nel 70% dei siti indagati e in particolare, in trentasette vasche agricole in Val di Cembra, undici pozze d'alpeggio tra Monte Baldo e Riserva Naturale della Scanupia, un pozzo glaciale in Valle del Sarca e tre pozze oggetto d'intervento di riqualificazione sul Monte Bondone. Per ciascun sito di presenza i conteggi hanno portato al rilievo di un numero compreso generalmente tra uno e quattordici individui, ad eccezione delle pozze d'alpeggio presso Malga Bes (sito n. 78) e Malga Postemon (sito n. 72) sul Monte Baldo dove è stato rilevato un netto aumento nel numero di animali contati nel 2020 rispetto ai



Fig. 7 – Pozza oggetto di intervento di ripristino di habitat riproduttivi per anfibi sul Monte Bondone. / **Fig. 7** – Restored amphibian pond, Monte Bondone.



Fig. 10 – Raccolta d'acqua laterale lungo il Torrente Avisio in Val di Cembra. / **Fig. 10** – Fluvial puddles along the Avisio stream, Val di Cembra.



Fig. 8 – Pozza in ambiente di cava, Val di Non. / **Fig. 8** – Quarry puddle, val di Non.



Fig. 11 – Pozzo glaciale in Valle del Sarca. / **Fig. 11** – Glacial well, Valle del Sarca.



Fig. 9 – Prato umido Monte Bondone. / **Fig. 9** – Wet meadow, Monte Bondone.



Fig. 12 – Raccolta d'acqua in depressione del terreno creata dal passaggio di automezzi. / **Fig. 12** – Collection of water in depression of the ground created by the passage of vehicles.

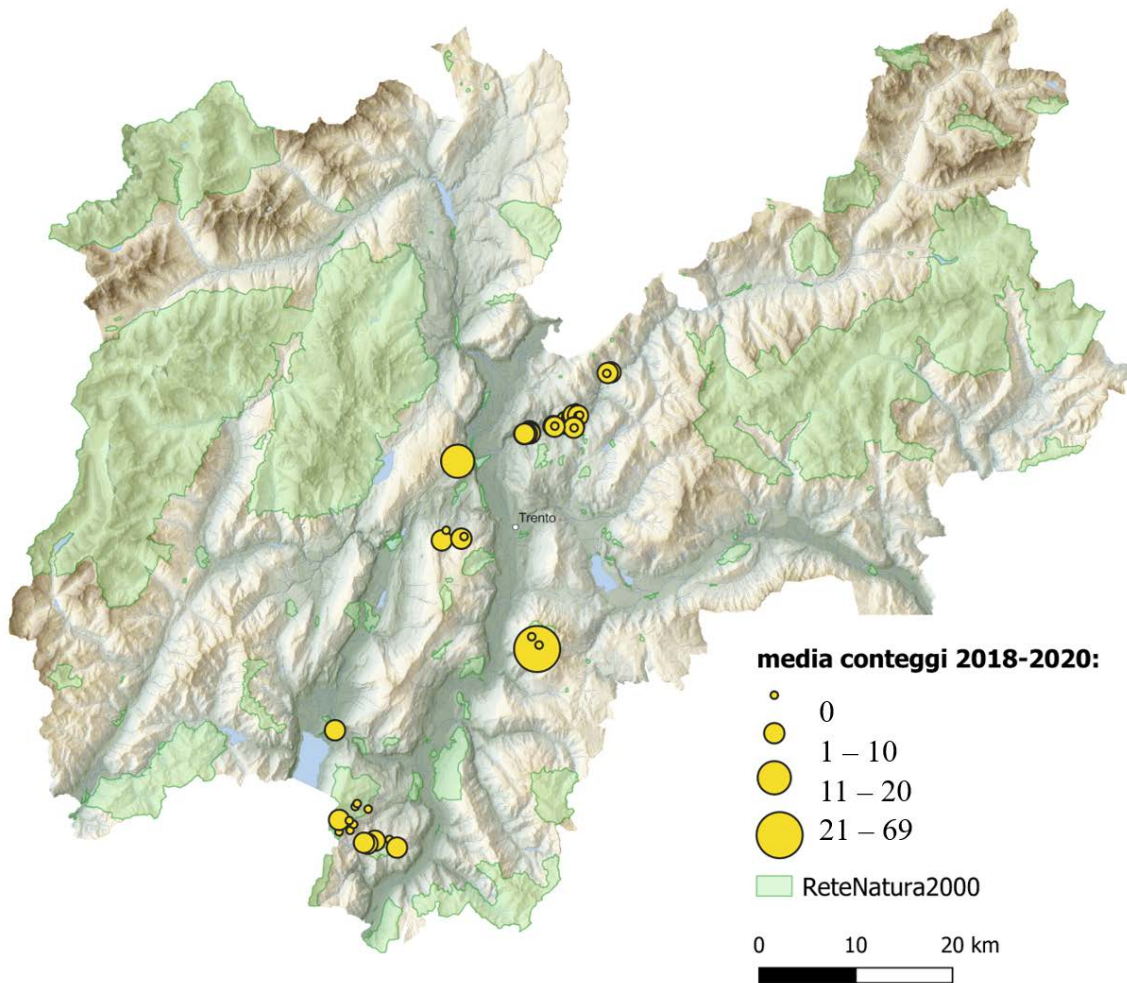


Fig. 13 – Siti di campionamento dell'ululone dal ventre giallo, la dimensione dei punti varia in rapporto al numero medio di individui contati in ciascun sito nel triennio 2018-2020. / **Fig. 13** – Yellow-belly toad sampling sites: point size varies in relation to the mean repeated counts over the three study years 2018-2020.

due anni precedenti, passando da 0 a 37 individui nella prima e da 10 a 93 nella seconda. Popolazioni abbondanti sono state rilevate anche nella pozza d'alpeggio di Malga Palazzo nella Riserva della Scanupia (sito n. 83) e nella pozza naturale in Località Prada (sito n. 85), con un numero di individui contati nei tre anni compreso tra 40 e 69 nella prima, e tra 11 e 33 nella seconda (Figura 13).

Nei 28 siti selezionati per le attività CMR, sono state effettuate complessivamente 2.477 catture nei tre anni di monitoraggio; l'analisi del materiale fotografico per il riconoscimento individuale degli animali catturati ha permesso di valutare il numero di individui effettivamente osservati nel triennio, risultato pari a 1.206: 475 nel 2018, 323 nel 2019 e 408 nel 2020. Come emerso dall'analisi descrittiva dei conteggi, nei siti selezionati per le attività CMR è stata rilevata una elevata variabilità nel numero di individui catturati tra i diversi siti di campionamento (Tabella 2).

La percentuale di individui ricatturati nel corso dei diversi anni di campionamento presenta in gran parte dei casi modeste variazioni entro popolazione, mentre varia notevolmente tra popolazioni diverse passando dal 17-25% di individui ricatturati per la popolazione di Pravert, sul Monte Baldo a percentuali di ricattura molto elevate, comprese tra il 69 e l'83% per la popolazione della pozza d'alpeggio di Malga Palazzo nella Riserva Naturale della Scanupia.

L'abbondanza delle popolazioni, stimata mediante l'indice di Schnabel, varia da una decina di individui nelle pozze riqualficate di Malghet (sito n. 1), Malga Brigolina (sito n. 2) e nel pozzo glaciale di Nago (sito n. 81), a qualche centinaio nelle pozze d'alpeggio di

Malga Postemon sul Monte Baldo (sito n. 71 e 72) e Malga Palazzo nella Riserva della Scanupia (sito n. 83; Figura 14, Tabella 2). L'abbondanza delle popolazioni rimane sostanzialmente costante tra i diversi anni di monitoraggio pur mostrando un trend leggermente negativo in tutte le popolazioni, fatta eccezione per quella di Malga Postemon, in notevole aumento nel 2020 fino a oltre 300 individui. Il monitoraggio della popolazione di Nago non è stato possibile nel 2020 in quanto il sito è risultato in secca per tutto il periodo tardo primaverile - estivo.

Il rapporto sessi è risultato generalmente equilibrato nelle popolazioni indagate (Tabella 2), con scostamenti dalla condizione di equilibrio a favore dei maschi, osservati soltanto in alcune occasioni nelle popolazioni di: Pravert (nel 2018, P-value < 0,05), Cembra (nel 2018 e nel 2019, P-value < 0,05), Lisignago (nel 2018 e 2019, P-value < 0,05), Verla (nel 2020, P-value < 0,05) e Prada (nel 2020, P-value < 0,01). Per la popolazione di Malga Palazzo è stato rilevato un sex ratio sbilanciato a favore delle femmine (P-value < 0,01) per l'intero triennio di indagine.

Differenze significative nell'indice di condizione corporale (BCI) sono state rilevate tra le popolazioni campionate negli ambienti naturali (Prada e Nago) che presentano un indice maggiore, e quindi condizioni corporali potenzialmente migliori, rispetto a quelle di ambienti semi-naturali e artificiali (pozze d'alpeggio e vasche agricole; Figura 15, Tabella 3). Variazioni nel BCI sono inoltre state rilevate entro popolazione nel corso dei diversi anni di monitoraggio (ANOVA P-value < 0,05) mostrando quindi una potenziale variazione delle condizioni fisiologiche delle popolazioni nel tempo.

Tab. 2 - Sintesi dei dati di cattura per ciascuna popolazione monitorata nel triennio 2018-2020: numero di catture effettuate nelle quattro sessioni di campionamento annuali (C), abbondanza stimata (A) e intervallo di confidenza (IC), rapporto sessi (SR); nr = non rilevato. / **Tab. 2** - CMR data summary: number of individuals captured annually in the four-sampling sessions (C), populations abundance estimated (A) and confidence interval (CI), sex ratio (SR); nr = not detected.

Popolazione	2018			2019			2020		
	C	A (IC 95%)	SR	C	A (IC 95%)	SR	C	A (IC 95%)	SR
Malghet	55	17 (14-20)	0,58	37	18 (16-20)	0,65	45	16 (14-19)	0,63
Malga Brigolina	38	13 (12-15)	0,48	12	4 (4)	0,50	28	10 (8-14)	0,55
Prada	118	64 (60-70)	0,58	136	71 (60-87)	0,59	42	32 (24-45)	0,83
Verla	120	52 (38-52)	0,64	65	27 (22-36)	0,70	66	34 (31-39)	0,70
Cembra	66	41 (38-52)	0,72	34	21 (15-33)	0,79	37	47 (30-107)	0,50
Lisignago	100	44 (38-52)	0,61	69	33 (30-37)	0,73	47	32 (26-43)	0,58
Pravert	46	40 (36-45)	0,79	17	81 (54-159)	0,56	27	38 (30-51)	0,48
Malga Postemon	132	101 (97-106)	0,45	60	105 (76-168)	0,62	267	237 (231-243)	0,42
Nago	20	26 (15-74)	0,47	23	14 (11-17)	0,64	nr.	nr.	nr.
Malga Palazzo	359	113 (107-119)	0,34	165	92 (85-100)	0,30	246	97 (89-106)	0,35

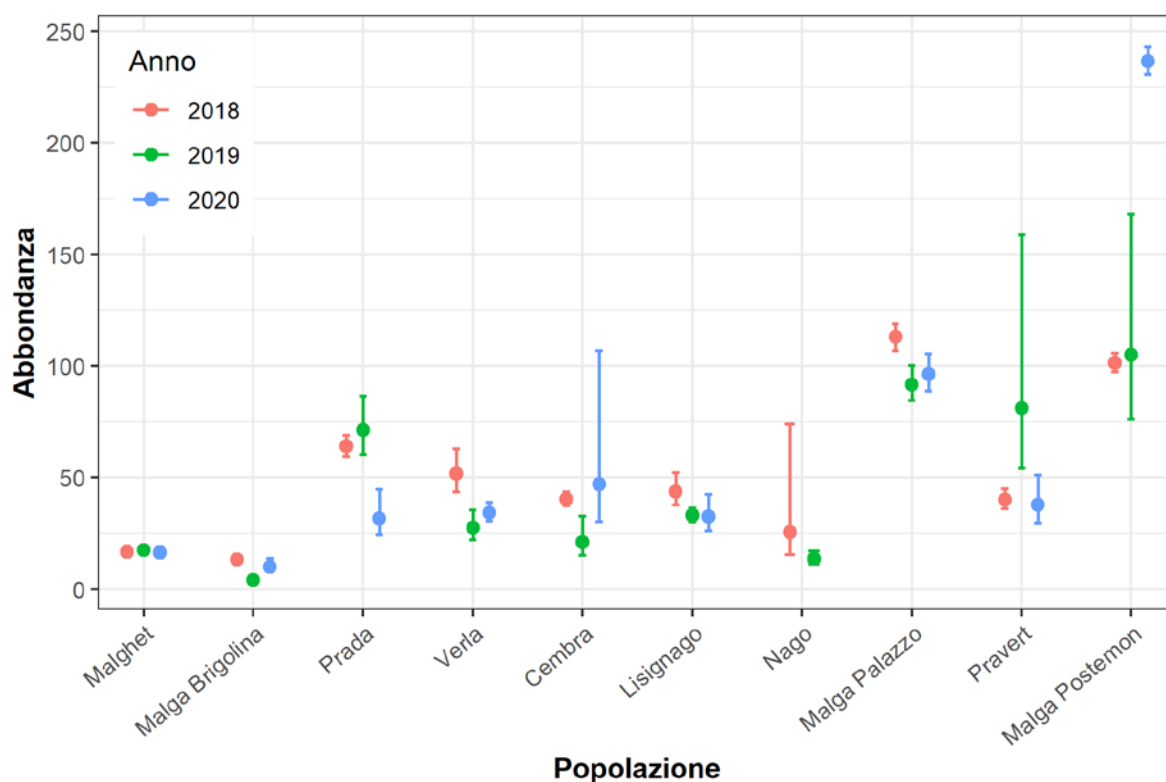


Fig. 14 – Numero di individui stimati (in base all'indice di Schnable) per le 10 popolazioni sottoposte a cattura-ricattura nel triennio 2018-2020. Le barre verticali indicano l'intervallo di confidenza pari al 95%. / **Fig. 14** – Estimated number of individuals (based on Schnable's index) for the ten populations monitored by the mark-recapture method between 2018-2020. Vertical bars indicate the 95% confidence interval.

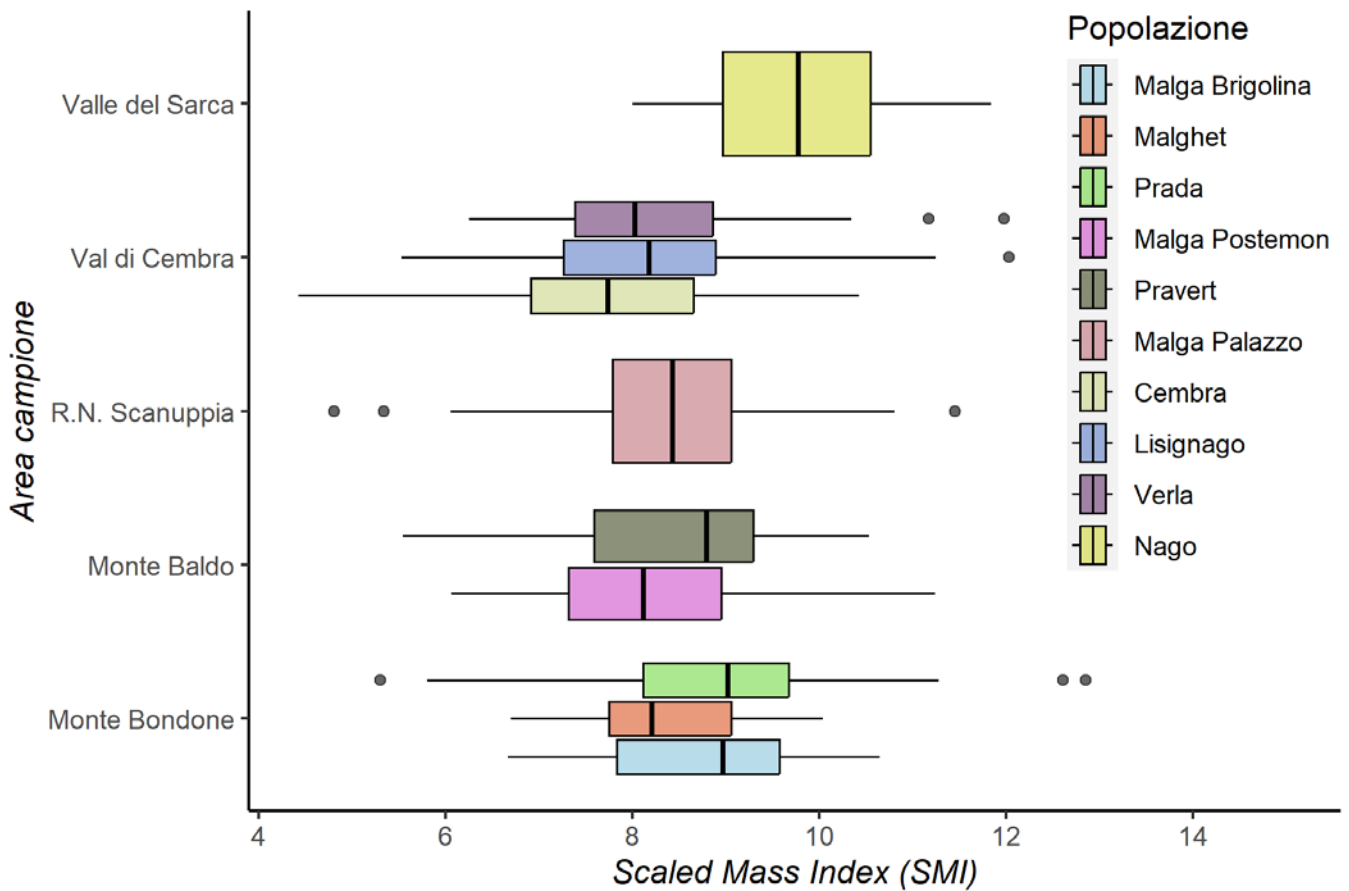


Fig. 15 – Box plot dello Scaled Mass Index (SMI) valutato per ciascuna popolazione indagata. / Fig. 15 – Scaled Mass Index (SMI) box plot evaluated for each studied population.

Tab. 3 - Tabella 3 – Differenze nell'indice di condizione corporale (Scaled Mass Index) rilevate tra le popolazioni indagate (Test HSD di Tukey). Differenze statisticamente significative sono riportate in grassetto. / Tab. 3 - Differences in Body condition index (Scaled Mass Index) between populations (HSD Tukey Test). Statistical significance differences are in bold.

	Prada	Verla	Cembra	Lisignago	Malghet	Malga Postemon	Malga Palazzo	Pravert	Nago
M. Brigolina	0,9991411	0,9386023	0,4147731	0,9253489	0,9943129	0,8498361	0,9990707	0,9999596	0,3916909
Prada		0,0025019	0,0000041	0,0013416	0,9991411	0,0000147	0,0605470	0,5370070	0,3677209
Verla			0,8483297	1,0000000	0,9997629	0,9999983	0,9716546	0,9615998	0,0003310
Cembra				0,8677320	0,7832989	0,9006695	0,1330623	0,2209959	0,0000047
Lisignago					0,9999674	0,9999998	0,9527162	0,9446702	0,0002447
Malghet						0,9991197	0,9999878	0,9997629	0,0063361
M. Postemon							0,7163513	0,7984814	0,0000507
M. Palazzo								0,9999994	0,0034156
Pravert									0,0215310

Discussione

La popolazione di ululone dal ventre giallo in Trentino è sostenuta dalla presenza di strutture seminaturali e artificiali tipiche dell'ambiente agropastorale quali fossi, vasche e pozze d'alpeggio, in risposta alla riduzione degli habitat naturali causata dagli estesi interventi di bonifica e di rettifica dei corsi d'acqua attuati nel corso dell'ultimo secolo. L'utilizzo, da parte di *B. variegata* ed altre specie di anfibi, di ambienti acquatici di origine antropica per la riproduzione e la dispersione è stato ampiamente documentato nell'ambito di numerosi studi (e.g. Barandun J., 1990; Tripepi et al. 2001; Garcia-Gonzales & Garcia-Vazquez 2011; Buono et al. 2019; Romano et al. 2007, 2010, 2012; Caballero-Diaz et al. 2020) evidenziando il loro importante ruolo nella conservazione delle popolazioni. Il progressivo abbandono e la conversione delle pratiche agropastorali tradizionali con la conseguente dismissione delle tipiche strutture per la raccolta e la conservazione dell'acqua a favore di sistemi più moderni, e certamente più efficienti in tal senso, rappresenta oggi un ulteriore rischio per la conservazione degli anfibi (Canessa et al. 2013; Romano et al. 2010, 2014a; Mirabile et al. 2009), come emerso anche nell'ambito di questo studio per le popolazioni di *B. variegata*. Infatti, la sostituzione delle vasche agricole con cisterne in plastica chiuse, ha ridotto notevolmente la presenza dell'ululone dal ventre giallo in Alta Val di Cembra mentre più a valle si osserva una presenza più capillare della specie in corrispondenza delle tradizionali vasche in cemento, in continuità con gli ambienti umidi naturali legati al Torrente Avisio. Analogamente, l'abbandono delle pozze d'alpeggio sul Monte Baldo, sostituite con vasche in acciaio per l'abbeverata del bestiame, non idonee alla riproduzione degli Anfibi (cf. Romano, 2012), ha portato alla progressiva riduzione dei siti riproduttivi disponibili.

Per contrastare la progressiva perdita degli elementi tradizionali del paesaggio agropastorale, in numerosi progetti di conservazione e gestione del paesaggio nell'area del Mediterraneo, finanziati dall'Unione Europea o da altri Enti (es. Mohamed bin Zayed Species Conservation Fund), sono stati impiegati e ripristinati siti acquatici artificiali per la conservazione degli anfibi (e.g. LIFE Terra Musiva, LIFE LimnoPirineus, LIFE Arupa; Progetto Oltrepò (bio)diverso; Romano et al., 2014b). In Trentino, nell'ambito dell'azione C12 del Progetto LIFE11/NAT/IT/000187 "T.E.N." - Trentino Ecological Network (Ferrari et al. 2014) "Azione dimostrativa di tutela di specie: salvaguardia delle popolazioni di ululone dal ventre giallo" sono stati realizzati interventi per la creazione di piccole raccolte d'acqua in ambiente agricolo; il progetto ha portato inoltre all'istituzione delle Reti di Riserve che si sono impegnate, attraverso i rispettivi piani di gestione, a contrastare la frammentazione degli habitat e delle popolazioni mediante la realizzazione e il recupero, per gli anfibi, di ambienti riproduttivi (vasche e pozze). In tale contesto, l'Ente Parco Naturale Locale Monte Baldo ha messo in atto campagne di sensibilizzazione e fornito supporto ai gestori delle malghe per l'accesso ai fondi messi a disposizione dal Piano di Sviluppo Rurale (PSR) per il ripristino di numerose pozze per l'abbeverata del bestiame. Allo stesso modo la Rete di Riserve Monte Bondone ha realizzato in ambiente pascolato le pozze attualmente interessate dal monitoraggio descritto nel presente lavoro (siti n. 1, 2, 4, 5). L'utilizzo dei nuovi siti, da parte dell'ululone dal ventre giallo e di altri anfibi, osservato già gli anni successivi alla loro realizzazione, conferma l'importanza di questi interventi a fini conservazionistici.

Per una corretta comprensione delle dinamiche di popolazione, l'individuazione di potenziali rischi e l'elaborazione di corrette strategie d'intervento risulta fondamentale l'implementazione di studi e monitoraggi di lungo periodo (White 2019). La serie di dati raccolti in questo studio, attraverso campionamenti ripetuti annualmente, ha messo in evidenza già nel primo triennio d'indagine possibili criticità per la conservazione di alcune delle popolazioni monitorate. I dati biometrici rilevati, nei siti di cattura-ricattura, hanno permesso di valutare la struttura delle popolazioni fornendo preziose informazioni utili ad approfondire e meglio interpretare lo stato di conservazione e l'andamento demografico delle popolazioni. La popolazione presso la pozza d'alpeggio di Malga Palazzo, nella Riserva della

Scanupia, può apparire a un primo controllo in buone condizioni di conservazione considerata l'abbondanza di ululoni dal ventre giallo rilevati. In realtà l'accurato lavoro di cattura-marcatura-ricattura ha messo in evidenza uno scenario completamente diverso. Gli individui che ogni anno frequentano la pozza sono sempre gli stessi, adulti, di sesso per lo più femminile e non sono mai stati osservati individui giovani nel corso dei monitoraggi. Il rapporto sessi sbilanciato e forse la totale assenza di vegetazione nella pozza, utile ad offrire riparo alle uova e ai giovani nelle prime fasi di sviluppo, possono essere le cause di questa situazione. Un intervento di conservazione a sostegno di questa popolazione potrebbe consistere nella costruzione di un tratto di recinzione per limitare l'accesso del bestiame a una parte della pozza in modo da favorire la crescita di vegetazione in una zona localizzata. La chiusura dell'intera pozza è sconsigliabile in quanto il calpestio esercitato dal bestiame svolge un'importante azione di compattamento del substrato mantenendo la permeabilità della pozza oltre ad evitare fenomeni di interrimento dovuti ad un'eccessiva proliferazione della vegetazione. Inoltre, se ritenuto necessario, il rinforzo della popolazione mediante introduzione di individui giovani geneticamente compatibili, dovrebbe essere valutato ed eventualmente programmato attraverso l'elaborazione di uno studio di fattibilità nel breve periodo.

Ulteriori criticità sono state rilevate per il pozzo glaciale di Nago, regolarmente frequentato in passato dall'ululone dal ventre giallo, e che sembra non presentare oggi le condizioni necessarie a permettere la riproduzione della specie. Le prolungate condizioni di siccità o la minore permeabilità dovuta a possibili variazioni delle caratteristiche fisiche della pozza, possono essere la causa del precoce disseccamento del sito osservato nel corso degli ultimi controlli.

Un ulteriore strumento per valutare lo stato di salute delle popolazioni è rappresentato dagli indici di condizione corporale la cui importanza è stata evidenziata in molti studi ecologici (e.g. Wauters & Dhondt 1995; Bleeker et al. 2005); tali indici permettono di rilevare variazioni temporali nello stato di salute della stessa popolazione o contemporaneamente tra popolazioni viventi in luoghi diversi, ad esempio per le diverse condizioni dell'habitat o a causa di perturbazioni antropiche (e.g. Karraker & Welsh 2006; Wahbe et al., 2004; Welsh et al., 2008). Nell'ambito di questo studio, il minor BCI rilevato nelle popolazioni di ambienti semi-naturali e artificiali rispetto a quelli naturali costituisce quindi un aspetto interessante che sarà approfondito con il progredire del monitoraggio sistematico nel lungo periodo, considerando anche i parametri ambientali che caratterizzano i diversi habitat riproduttivi. Analogamente le differenze riscontrate entro popolazione tra diversi anni di monitoraggio richiedono conferma nel lungo periodo per verificare l'effettiva variazione delle condizioni di salute delle popolazioni nel tempo.

Conclusioni

Alla luce dei primi risultati ottenuti appare evidente come il monitoraggio delle popolazioni di lungo periodo costituisca uno strumento essenziale per una corretta sorveglianza e valutazione dello stato di conservazione della specie e dei suoi habitat in provincia. I dati di monitoraggio rilevati, presentati in questo lavoro in via preliminare, saranno elaborati in modo più approfondito a partire dal quinto anno di indagine allo scopo di ottenere stime robuste di abbondanza delle popolazioni anche attraverso l'analisi dei conteggi ripetuti mediante N-mixture models (Royle 2004). I parametri demografici, quali sopravvivenza e reclutamento, saranno valutati mediante l'analisi dei dati di cattura-ricattura, che permetteranno di valutare anche i possibili effetti delle variabili ambientali o antropiche sulla dinamica spazio-temporale della specie in provincia. Le differenze riscontrate nelle condizioni di salute corporale saranno verificate sul lungo periodo per valutare l'eventuale influenza esercitata dalle diverse caratteristiche degli habitat e di possibili variazioni avvenute nel tempo. Tali informazioni risultano fondamentali per una migliore comprensione delle dinamiche di popolazioni e per elaborare le migliori strategie d'intervento a favore della specie e dei suoi habitat.

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano Simone Tenan per il supporto scientifico offerto nella fase di ideazione e programmazione del monitoraggio; Giulia Bombieri, Marco Salvatori, Karol Tabarelli de Fatis, Michele Pes, Aaron Iemma, Stefania Dal Pra, Paula Lorenzo Sanchez, Lucia Zanovello, Aurora Colangelo, Giorgio Iaderosa, Giuseppe Melchiori, Matteo Facchinelli, Federica Daldon per l'aiuto nelle attività di campo e Andreu Rotger Vallespir per l'analisi del materiale fotografico. Si ringraziano sentitamente tutti i proprietari o gestori dei fondi che hanno acconsentito l'accesso dei ricercatori ai siti di monitoraggio. La ricerca è stata in parte finanziata dal Servizio Sviluppo Sostenibile e Aree Protette PAT, dalle Reti di Riserve Val di Cembra e Monte Bondone, dal Parco Fluviale Sarca e dal Parco Naturale Locale Monte Baldo.

Bibliografia

- Barandun J., 1990 - Reproduction of yellow-bellied toads *Bombina variegata* in a man-made habitat. *Amphibia-Reptilia*, 11: 277-284.
- Bleeker M., Kingma S.A., Szentirmai I., Szekely T. & Komdeur J., 2005 - Body condition and clutch desertion in penduline tit *Remiz pendulinus*. *Behaviour*, 142: 1465-1478.
- Buono V., Bissattini A. & Vignoli L., 2019 - Can a cow save a newt? The role of cattle drinking troughs in amphibian conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(6): 964-975.
- Caballero-Díaz C., Sánchez-Montes G., Butler H.M., Vredenburg V.T. & Martínez-Solano Í., 2020 - The role of artificial breeding sites in amphibian conservation: a case study in rural areas in central Spain. *Herpetological Conservation and Biology*, 15(1): 87-104.
- Caldonazzi M., Pedrini P. & Zanghellini S., 2002 - Atlante degli Anfibi e Rettili della provincia di Trento (*Amphibia - Reptilia*), 1987-1996 con aggiornamenti al 2001. *Studi Trentini di Scienze Naturali, Acta Biologica* (2000), 77: 1-173.
- Caldonazzi M., Marchesi L., Torboli C., Tonon T., Zanghellini S., 2013 - Relazione concernente la realizzazione di studi propedeutici alla formazione di piani di protezione per specie animali di interesse comunitario potenzialmente presenti entro la Rete di Riserve. Azione N 10 del Piano di Gestione della Rete di riserve Alta Val di Cembra Avisio, 122 pp.
- Canessa S., Oneto F., Ottonello D., Arillo A. & Salvidio S., 2013 - Land abandonment may reduce disturbance and affect the breeding sites of an endangered Amphibian in Northern Italy. *Oryx*, 47: 280-287.
- 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.
- Cornetti L., 2013 - Conservation genetics of the yellow-bellied toad (*Bombina variegata*) and the common lizard (*Zootoca vivipara*) in the Italian Alps. Tesi dottorato di ricerca in biologia evolutiva e ambientale, Università degli Studi di Ferrara, 115 pp.
- Di Cerbo A. R. & Bressi N., 2007 - *Bombina variegata* (pp. 280-287). In: Lanza B., Andreone F., Bologna M.A., Corti C., Razzetti E. (eds.), Fauna d'Italia XLII. Amphibia. Calderini, Bologna, 552 pp.
- Di Cerbo A. R., Sassi A. & Biancardi C. M., 2010 - Gli Anfibi e i Rettili della Valle di Fiemme (Trentino orientale). In: Di Tizio L., Di Cerbo A. R., Di Francesco N. & Cameli A. (Eds). Atti VIII Congresso Nazionale Societas Herpetologica Italica (Chieti, 22-26 settembre 2010), Ianieri Edizioni, Pescara: 119-125.
- Donnelly M.A., Guyer C., Juterbock J.E. & Alford R.A., 1994 - Techniques for marking amphibians (p. 277-284). In: Heyer, W.R., Donnelly, M.A., McDiarmid, R.W., Hayek L-A.C. & Foster M.S. (eds), *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians*. Washington and London, Smithsonian Institution Press.
- Ercole S., Angelini P., Carnevali L., Casella L., Giacanelli V., Grignetti A., La Mesa G., Nardelli R., Serra L., Stoch F., Tunesi L. & Genovesi P. (ed.), 2021 - Rapporti Direttive Natura (2013-2018). Sintesi dello stato di conservazione delle specie e degli habitat di interesse comunitario e delle azioni di contrasto alle specie esotiche di rilevanza unionale in Italia. *ISPRA, Serie Rapporti* 349/2021.
- 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 <http://www.lifeten.tn.it/>.
- García-González C. & García-Vázquez E., 2011 - The value of traditional troughs as freshwater shelters for amphibian diversity. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems* 21: 74-81.
- Gollmann G. & Gollmann P., 2011 - Ontogenetic change of colour pattern in *Bombina variegata*: implications for individual identification. *Herpetology Notes*, 4: 333-335.
- Karraker N.E. & Welsh H.H., 2006 - Long-term impacts of even-aged timber management on abundance and body condition of terrestrial amphibians in Northwestern California. *Biological Conservation*, 131: 132-140.
- Mirabile M., Melletti M., Venchi A. & Bologna M.A., 2009 - The reproduction of the Apennine yellow-bellied toad (*Bombina pachypus*) in central Italy. *Amphibia-Reptilia*, 30: 303-312.
- Moya O., Mansilla P.L., Madrazo S., Igual J.M., Rotger A., Romano A., Tavecchia G., 2015 - APHIS: A new software for photo-matching in ecological studies. *Ecological informatics*, 27: 64-70.
- 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. LIFE+T.E.N - Azione A5.
- Peig J. & Green J.A. 2009 - New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method. *Oikos*, 118: 1883-1991.
- Pollock K.H., Nichols J.D., Brownie C. & Hines J.E., 1990 - Statistical inference for capture-recapture experiments. *Wildlife Monographs*, 107: 1-97.
- Royle J.A. 2004 - N-Mixture Models for Estimating Population Size from Spatially Replicated Counts. *Biometrics Journal of the International Biometric Society*, 60:108-115.
- Romano A., Montinaro G., Mattocchia M. & Sbordoni V., 2007 - Amphibians of the Aurunci Mountains (Latium, Central Italy). Checklist and conservation guidelines. *Acta Herpetologica*, 2(1): 17-25.
- Romano A., Ventre N., De Riso L., Pignataro C. & Spilinga C., 2010 - Amphibians of the "Cilento e Vallo di Diano" National Park (Campania, Southern Italy): updated check list, distribution and conservation notes. *Acta Herpetologica*, 5(2): 233-244.
- Romano A., Bartolomei R., Conte A.L. & Fulco E., 2012 - Amphibians in Southern Apennine: distribution, ecology and conservation notes in the "Appennino Lucano, Val d'Agri e Lagonegrese" National Park (Southern Italy). *Acta Herpetologica*, 7(2): 203-219.
- Romano A., 2012 - La salvaguardia degli Anfibi nei siti acquatici artificiali dell'Appennino - Linee guida per la costruzione, manutenzione e gestione. Edizioni Belvedere, Latina, Italia, 142pp.
- Romano A., Salvidio S., Mongillo D. & Olivari S., 2014a - Importance of a traditional irrigation system in amphibian conservation in the Cinque Terre National Park (NW Italy). *Journal for Nature Conservation*, 22(5): 445-452.
- Romano A., Bartolomei R. & Conte A., 2014b - Conservazione di una popolazione di *Bombina pachypus* (Bonaparte, 1838) nel parco Nazionale dell'Appennino Lucano - Val d'Agri - Lagonegrese tramite il recupero di habitat acquatici artificiali. *Atti X Congresso Nazionale Societas Herpetologica Italica*, 355-361.
- Sartori M., 2012 - Gli Anfibi in Valle dell'Adige: stato di conservazione e proposte gestionali. Tesi di Laurea Magistrale in Scienze e Gestione della Natura, Alma Mater Studiorum Università di Bologna, 96 pp.
- Scala M., 2005 - Situazione e proposte di conservazione di *Bombina*

- variegata variegata* (Linnaeus, 1758) in Val di Cembra (Trentino – Alto Adige) - Tesi di Laurea Triennale in Scienze Naturali, Alma Mater Studiorum Università di Bologna, 160 pp.
- Seber G.A.F., 1982 - Estimating animal abundance and related parameters, 2nd edn. Charles Griffin and Co., London, 654 pp.
- Shine R., 1979 - Sexual selection and sexual dimorphism in the amphibia. *Copeia*, pp: 297-306.
- Schnabel Z.E., 1938 - The estimation of the total fish population of a lake. *American Mathematical Monthly*, 45: 348-352.
- Stoch F. & Genovesi P. (ed), 2016 - Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: specie animali. ISPRA, Serie Manuali e linee guida, 141/2016.
- Trenti M., 2017 - Studio di una popolazione di ululone dal ventre giallo (*Bombina variegata*) della Piana Rotaliana (Provincia di Trento). Tesi di Laurea Triennale in Scienze Naturali, Università degli Studi di Modena e Reggio Emilia, 42 pp.
- Trenti M., 2021 - Habitat ed ecologia di alcune popolazioni di *Bombina variegata* (Linnaeus, 1758) in provincia di Trento. Tesi di Laurea magistrale in Scienze Naturali, Dipartimento di Scienze della Terra e dell'Ambiente - Università degli Studi di Pavia, 62 pp.
- Tripepi S., Giardinazzo E., Sperone E. & Bonacci A., 2001 - La salvaguardia degli anfibi in Calabria: Il ruolo degli ambienti acquatici di origine antropica. *Rivista di Idrobiologia*, 40: 335-341.
- Tukey J., 1949 - Comparing Individual Means in the Analysis of Variance. *Biometrics*. 5 (2): 99-114.
- Wauters L.A. & Dhondt A.A., 1995 - Lifetime reproductive success and its correlates in female Eurasian red squirrels. *Oikos*, 72: 402- 410.
- Wahbe T.R., Bunnell F.L. & Bury R.B. 2004 - Terrestrial movements of juvenile and adult tailed frogs in relation to timber harvest in coastal British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research*, 34: 2455-2466.
- Welsh H.H., Pope K.L. & Wheeler C.A., 2008 - Using multiple metrics to assess the effects of forest succession on population status: a comparative study of two terrestrial salamanders in the US Pacific *Biological Conservation*, 141: 1149-1160.
- White E.R., 2019 - Minimum Time Required to Detect Population Trends: The Need for Long-Term Monitoring Programs, *BioScience* 69 (1): 40-46.
- Wilson K. & Hardy I.C.W., 2002 - Statistical analysis of sex ratios: an introduction. In *Sex Ratios – Concepts and Research Methods*. I.C.W. Hardy (Ed.). *Cambridge University Press*. Cambridge, UK: 48-92.
- Zanghellini S., Marchesi L. & Caldonazzi M., 2014. Monitoraggio delle popolazioni di ululone dal ventre giallo (*Bombina variegata*), anfibio di interesse comunitario - Azione D5 del Piano di Gestione del Parco naturale locale del Monte Baldo.



Articolo / Article

La salamandra di Aurora, *Salamandrina atra aurorae*: il monitoraggio del vertebrato più raro in Trentino

Antonio Romano^{1,2*}, Luca Roner^{1,2}, Matteo Trenti¹, Aaron Iemma¹, Karol Tabarelli de Fatis¹, Andrea Costa³, Sebastiano Salvidio³, Paolo Pedrini¹

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

² Consiglio Nazionale delle Ricerche, Istituto per la BioEconomia, Via dei Taurini 19, 00100 Roma

³ Department of Earth, Environment and Life Sciences (DISTAV), University of Genova, Genova

Parole chiave

- *Salamandrina atra aurorae*
- Alpi
- Anfibi
- Urodela
- Ecologia
- Monitoraggio
- Altopiano di Vezzena
- Trentino

Key words

- *Salamandrina atra aurorae*
- Alps
- Amphibians
- Urodela
- Ecology
- Monitoring
- Vezzena plateau
- Trentino

* Autore corrispondente:
 e-mail: antonio.romano@ibe.cnr.it

Riassunto

Nell'ambito del piano di monitoraggio per la Rete Natura 2000, dal 2017 il MUSE ha intrapreso delle ricerche sulla popolazione di *Salamandrina atra aurorae* dell'Altopiano di Vezzena (Trentino). Questa rara salamandra vive esclusivamente in habitat forestali in un'area geografica molto ristretta (Altopiano dei Sette Comuni) ed è considerata a rischio estinzione. Nel 2017, nell'area di presenza nota in Trentino, sono stati utilizzati due differenti approcci: cattura-marcatura-ricattura (CMR) e occupancy, in 50 plot di 400 mq distribuiti su 9 ha. L'analisi modellistica, attraverso 6 variabili sito-dipendenti, ha consentito di identificare i due parametri ecologici più importanti per la distribuzione i) distanza dal margine forestale ii) quantità di cataste di ramaglia fine. Nel 2018, con lo stesso approccio metodologico del 2017, è stato effettuato un campionamento in altre aree limitrofe a quella nota di presenza per verificare l'eventuale popolamento. Sono state pertanto esplorate 14 nuove aree, ognuna contenente 5 plot. Le ricerche del biennio 2017/2018 hanno svolto un ruolo chiave nella definizione delle esigenze ecologiche e della distribuzione della specie in Trentino, permettendo di stabilire un protocollo di campionamento ed importanti linee guida per la gestione forestale e la conservazione.

Summary

Since 2017 Muse carried out specific studies on *Salamandrina atra aurorae* population located in Vezzena plateau (Trentino), as a part of Rete Natura 2000 monitoring plan. This rare and threatened salamander lives exclusively in forest environments in a very restricted area (Sette Comuni plateaux). In 2017 has been employed both a capture-mark-recapture (CMR) and an occupancy approach in 50 plots (400 square meters) included in 9 hectares. Modelling salamander occupancy as a function of 6 site-specific habitat features, allowed to identify the two most important ecological requirements of this salamander i) distance from open pasture edge ii) fine brushwood piles abundance. In 2018 a sampling protocol, based on the knowledge acquired over 2017, has been planned on the Vezzena plateau (Trentino) in order to verify how widespread this taxon is in Trentino. Therefore, 14 new areas, each containing 5 plots, were sampled. Research carried out on 2017/2018 played a pivotal role in establishing ecological requirements and distribution of Golden Alpine Salamander in Trentino, allowing to define a sampling protocol and providing precise guidelines for forest management and conservation.

Introduzione

La salamandra di Aurora

La salamandra di Aurora, *Salamandra atra aurorae* (Trevisan 1982), è una delle quattro sottospecie di salamandra alpina (*Salamandra atra*) di cui tre vivono in Italia. Come le altre salamandre alpine *Salamandra atra aurorae* è completamente terrestre e le femmine, dopo un periodo di gestazione di due-tre anni, danno alla luce solo uno o due piccoli completamente sviluppati (Bonato & Fracasso 2000). La salamandra di Aurora è endemica dell'Italia settentrionale e vive in una piccola porzione del sud-est delle Prealpi (Riberon et al. 2001; Bonato & Steinfartz 2005). Più dettagliatamente la sua distribuzione è limitata alle foreste montane che coprono parte dell'altopiano dei Sette Comuni in provincia di Vicenza (Veneto) e Trento (Trentino-Alto Adige). La sottospecie fu formalmente distinta dalle altre salamandre alpine nel 1982 (Trevisan 1982) localizzandone la presenza nel Bosco del Dosso (Altopiano di Asiago, VI) a pochi km dal confine trentino. Successivamente Bonato & Grossenbacher (2000) ne segnalano la presenza anche nella Valle Sparavieri, che costituisce il limite orografico su cui è tracciato il confine tra il Veneto e il Trentino. Otto anni dopo, la presenza venne finalmente accertata anche per la Provincia di Trento sull'Altopiano di Vezzena, territorio confinante con Valle Sparavieri. Il sito in Val Postesina costituisce attualmente la località nota di presenza più interna al Trentino, a partire dal confine veneto (Beukema & Brakels 2008). Più recentemente, Romanazzi & Bonato (2014) forniscono un importante aggiornamento e revisione della distribuzione della salamandra di Aurora su tutto l'Altopiano di Asiago, ma non vengono aggiunti nuovi dati distributivi per il Trentino. Questo anfibio, considerato demograficamente in declino (Grossenbacher 1995) con una distribuzione geografica limitata (area di distribuzione inferiore a 20 kmq) e soggetto a minacce di vario tipo, è pertanto valutato taxon in pericolo (ad es. Romanazzi et al. 2012). In particolare le pratiche forestali, che negli ultimi tempi prevedono sempre più l'impiego di attrezzature pesanti, responsabili del compattamento del terreno e dell'eliminazione di cavità e potenziali rifugi, sono considerate tra le minacce che potrebbero condurre questa salamandra all'estinzione in un periodo di tempo molto breve, come valutato dalla Lista rossa IUCN italiana (Rondinini et al. 2022). Questa salamandra è anche inclusa come "taxon prioritario" nell'Allegato II della direttiva 92/43/CEE dell'Unione europea, nota come "Direttiva Habitat", la più importante legislazione sulla biodiversità emanata in Europa. A scala locale, è la prima in assoluto nella graduatoria di valutazione delle specie a priorità di conservazione redatta da Brambilla & Pedrini (2013). Nonostante il suo alto valore conservazionistico, le informazioni sull'ecologia di *S. atra aurorae* erano piuttosto scarse; i primi studi condotti nell'areale Veneto hanno evidenziato l'importanza delle caratteristiche strutturali della superficie del suolo e della composizione forestale che ne influenzano la presenza, con foreste miste di abete bianco (*Abies alba*) e faggio (*Fagus sylvatica*) che offrono l'habitat più adatto rispetto alle piantagioni di abete rosso (*Picea abies*) (Bonato & Fracasso 2015).

Nell'ambito del piano di monitoraggio provinciale (Life T.E.N.; www.life.ten.tn.it; Azione A5), nel 2017 sono stati avviati dal MUSE (Sezione di Zoologia dei Vertebrati) primi studi sistematici nel settore trentino dell'Altopiano di Vezzena, finalizzati a: definire il protocollo di campionamento della specie nell'areale trentino per fornire solide stime demografiche; approfondire le conoscenze sulle esigenze ecologiche della specie (2017); effettuare ricerche mirate per delimitare l'areale della salamandra di Aurora in Trentino (2018); fornire indicazioni utili alla gestione selvicolturale e conservazione del suo habitat. Nel presente contributo vengono ripresi e ridiscussi in maniera organica i principali risultati ottenuti con le suddette ricerche nel biennio 2017/2018 (Romano et al. 2018a, 2018b).

Materiali e metodi

Demografia, ecologia e conservazione della salamandra di Aurora sull'Altopiano di Vezzena (2017)

L'Altopiano di Vezzena è adibito principalmente a pascolo e a

foresta gestita, dominata da impianti di abete rosso (*Picea abies*) e foreste miste di faggio (*Fagus sylvatica*) e abete bianco (*Abies alba*). La porzione dell'Altopiano in cui è nota la presenza della salamandra è quella sud-orientale, al confine con il Veneto. In quest'area nella primavera del 2017 abbiamo selezionato, delimitato, georeferenziato ed etichettato individualmente 50 quadrati (plot; 20x20 m = 400 mq). La dimensioni dei plot era tale da essere considerevolmente più ampia dell'home range noto per gli individui di *S. a. aurorae* calcolata da Bonato & Fracasso (2003) come mediamente di 8 mq (range 0-32 mq). I plot erano situati lungo due transetti sub-paralleli sopra e sotto una strada forestale (Fig. 1). Venticinque di essi situati in foresta dominata dall'abete rosso, 10 in siti dominati da abete bianco e 15 in una porzione di foresta mista di abete bianco e faggio (Fig. 1).

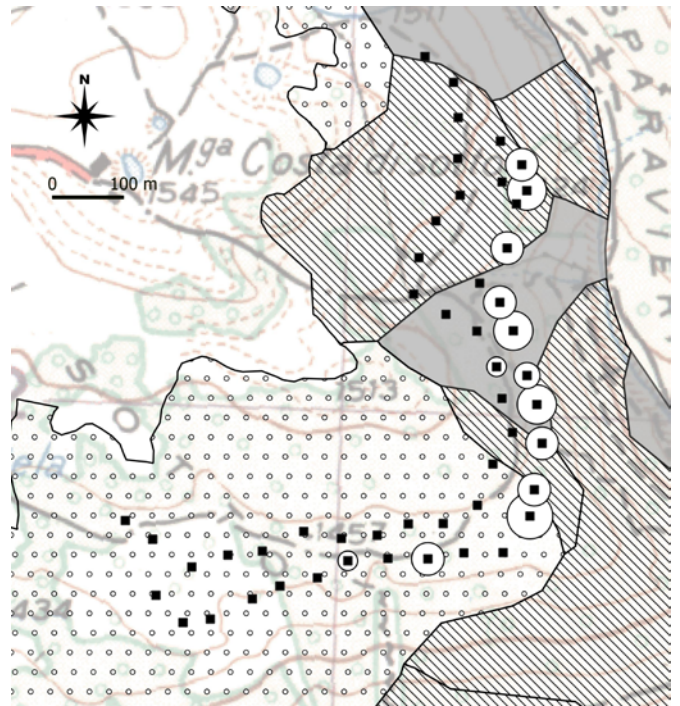


Fig. 1 – Distribuzione spaziale dei siti di campionamento (quadrati neri) di salamandra di Aurora sull'altopiano di Vezzena (Italia settentrionale). L'abbondanza di salamandre (da 1 a 6 incontri) in ogni plot è proporzionale alla dimensione dei cerchi bianchi. Area punteggiata: abete rosso; area grigia: Abete bianco; area ombreggiata: bosco misto di abete bianco e faggio; area vuota: pascolo aperto. / **Fig. 1** – Spatial distribution of sampling sites (black squares) of Golden Alpine Salamander on the Vezzena plateau (Northern Italy). Abundance of salamanders (from 1 to 6 records) in each plot is proportional to the size of white circles. Dotted area: Norway spruce (*Picea abies*); grey area: Silver fir (*Abies alba*); shaded area: Beech and Silver fir (*Abies alba* and *Fagus sylvatica*); blank area: open pasture.

I due transetti subparalleli erano distanti da 30 a 100 m e la distanza tra i plot lungo un transetto era di circa 50 m (media = $45 \pm 7,9$ m, intervallo 24 - 62 m). Di conseguenza l'area totale campionata era di 2,0 ettari, parcellizzati su una superficie complessiva di 9,5 ha.

Durante lo studio sono stati applicati due approcci: *occupancy* e *cattura-marcatura-ricattura* (CMR) in tutti i 50 plot. Le salamandre catturate all'interno di essi sono state individualmente identificate utilizzando immagini digitali del pattern delle macchie dorsali, che in questa salamandra è unico e persistente per ogni individuo (Bonato & Fracasso 2003). Gli stessi plot, contestualmente al CMR, sono stati utilizzati come siti per rilievi di *occupancy* replicati nello spazio e nel tempo (ad esempio, gli osservatori hanno registrato il rilevamento / non rilevamento di salamandre). Durante l'estate 2017 (fine giugno - inizio luglio) tutti i siti sono stati visitati sette volte da squadre di lavoro costituite da 4-8 osservatori. Durante ogni replica due osservatori hanno campionato ciascun plot per quattro minuti prima di

passare al successivo. Ogni replica aveva la durata di circa 2-3 ore in totale per coprire tutti i plot. Per le analisi di *occupancy* abbiamo utilizzato solo i dati ottenuti da repliche eseguite in condizioni climatiche ottimali per salamandre (ad esempio pioggia consistente o leggera e vento limitato, tre rilevamenti in totale) al fine di massimizzare la probabilità di rilevamento delle salamandre e ridurre al minimo l'eterogeneità stocastica nella sequenza di contatti con le salamandre (Lefosse et al. 2016). Al contrario, per il CMR sono stati utilizzati i dati raccolti da tutte e sette le repliche. Il sesso delle salamandre è stato determinato sul campo osservando sia la regione cloacale, che è gonfia nei maschi, sia l'eventuale gonfiore addominale indice di gravidanza per le femmine (Klewen 1988). Sono stati considerati adulti gli individui con lunghezza totale maggiore di 90 mm (Klewen 1986).

Per ogni plot abbiamo misurato 6 variabili sito-dipendenti inerenti la struttura forestale. La maggior parte delle variabili sono state rilevate sul campo, mentre una è stata derivata da GIS. Sul campo abbiamo registrato il numero totale di alberi per ogni plot, specificando il numero di alberi per le tre specie più frequenti: *Abies alba*, *Picea abies* e *Fagus sylvatica*, e derivato l'abbondanza relativa della specie dominante. In ogni plot abbiamo anche misurato la superficie (in mq) del suolo forestale occupata da rocce e cataste di ramaglie. Abbiamo anche contato il numero di ciocchi di legno morti più lunghi di 30 cm e più larghi di 10 cm. Queste variabili forniscono informazioni sia sulla struttura forestale (Weller 1987) che sulla disponibilità di potenziali rifugi per le salamandre (Piraccini et al. 2016, Basile et al. 2017). Infine, abbiamo misurato la distanza minima dal centro di ogni plot al margine della foresta utilizzando immagini satellitari implementate sul software QGIS. Durante delle analisi preliminari abbiamo valutato anche l'importanza di altre variabili legate all'esposizione e inclinazione dei plot, ma esse sono risultate non importanti nel condizionare la presenza delle salamandre (si veda Romano et al. 2018b per dettagli).

I dati ripetuti di presenza/assenza sono stati elaborati con i modelli di *occupancy* che, tenendo conto del rilevamento imperfetto, consentono di stimare la proporzione di area occupata dalla specie (MacKenzie et al. 2004). I modelli di *occupancy* forniscono le stime di due parametri: la variabile di stato, ovvero la probabilità che la specie sia presente nel sito (*occupancy*; Ψ) e la probabilità di rilevamento (p), ovvero la probabilità di rilevare la specie, qualora presente nel sito (MacKenzie et al. 2017). I dettagli su standardizzazione delle variabili, correlazioni tra esse, costruzione del modello globale e i criteri di selezione dei derivanti modelli candidati sono consultabili in Romano et al. (2018a). Per elaborare i dati di CMR e dunque stimare l'abbondanza, abbiamo prima eseguito il test di chiusura utilizzando il software CAPTURE (Otis et al. 1978) e, poiché la popolazione è risultata essere chiusa, abbiamo utilizzato lo stesso software per stimare l'abbondanza delle salamandre durante il nostro periodo di rilevamento, considerando i seguenti modelli per popolazioni chiuse (White et al. 1982, Pollock et al. 1990): il modello di uguaglianza di catturabilità (*equal catchability*, M_0), il modello di eterogeneità (*heterogeneity model*, M_{th}), il modello di comportamento (*behavior model*, M_{tb}), il modello di probabilità di cattura variabile con il tempo (*time variation model*, M_t) e altri modelli basati su diverse combinazioni delle tre principali fonti di variazione nelle probabilità di cattura (M_{th} , M_{tb} , M_{tb} , M_{tb}). La bontà dell'adattamento di ciascun modello, la selezione del modello migliore e la stima della dimensione della popolazione sono state eseguite come implementato nel software CAPTURE (Otis et al. 1978, White et al. 1982).

La Sex Ratio (SR), seguendo i criteri raccomandati da Wilson & Hardy (2002), è stata calcolata come la proporzione di maschi maturi:

$$SR = \frac{\text{maschi}}{\text{maschi} + \text{femmine}}$$

Scostamenti significativi dall'equilibrio della SR sono stati verificati con il test binomiale a due code.

In base a questo rapporto e al numero di individui di entrambi i sessi è stata calcolata la *Effective population size* (N_e). Infatti, il nu-

mero di individui che conta effettivamente nella riproduzione di una popolazione (N_e) generalmente non coincide con gli individui censiti o stimati (N), ed in alcuni casi è molto minore. La stima di N_e avviene o tramite metodi di analisi genetica o tramite formule empiriche basate sul rapporto dei sessi:

$$N_e = (4 * N_m * N_f) / (N_m + N_f)$$

(N_m = numero di maschi, N_f = numero di femmine, Wright 1938), che è una equazione ampiamente usata per ottenere stime demografiche di N_e (e.g. Jehle et al. 2001, Schmeller & Merila 2007). Inoltre, per valutare la stabilità della popolazione è stato calcolato il rapporto N_e / N (Nunney 1993).

Ricerche per ampliare l'areale di distribuzione della salamandra di Aurora in Trentino (2018)

Nonostante *S. a. aurorae* sia ritenuta una specie particolarmente elusiva e di difficile contattabilità, dagli studi condotti da Lefosse et al. (2016) e da Romano et al. (2018a) emerge che la *detection probability* aumenti notevolmente durante le piogge o subito dopo di esse, particolarmente se abbondanti, in linea con quanto noto per altre salamandre alpine (Klewen 1988, Andreone et al. 1999). In particolare, in queste condizioni meteorologiche favorevoli per le salamandre, la *detection probability* risulta essere piuttosto alta, di circa 0,63 (I.C. 95% = 0,46-0,77; Romano et al. 2018a), ovvero se la specie è presente in un sito, si dovrebbe riuscire a rilevarla con 2-3 campionamenti. Tenendo conto di queste informazioni di base, è stato pianificato un programma di ricerche sul campo atto a verificare la presenza della salamandra considerando anche i seguenti fattori: (I) esigenze ecologiche e di habitat (ovvero le tre tipologie forestali in cui la salamandra è presente: abetina, pecceta e bosco misto faggio-abete), (II) range altitudinale noto per la *S. a. aurorae*, (III) percentuale di plot in cui è stata rilevata in un'area in cui è certamente presente (Romano et al. 2018a), (IV) alta *detection probability* in condizioni meteo idonee (Lefosse et al. 2016, Romano et al. 2018a), (V) prossimità dei siti di presenza accertata della salamandra. Con questi presupposti sono state dunque identificate due macroaree di ricerca (Fig. 2) dove applicare ricognizioni in zone ritenute potenzialmente idonee: Macroarea A (zone limitrofe all'areale noto ma sempre sull'altopiano di Vezzena) e Macroarea B (altopiano della Marcesina).

Nella Macroarea A sono state individuate 14 aree in ambiente forestale (Fig. 2) distribuite su un'area complessiva di 1195 ha: 6 aree in abetina, 5 aree in bosco misto di abete bianco e fag-

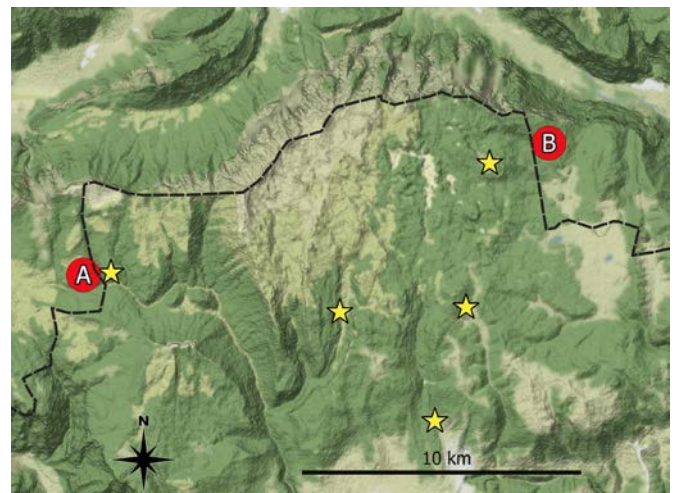


Fig. 2 – Le macroaree A e B (in rosso) entro i confini della Provincia Autonoma di Trento, prossime ad aree di presenza certa di *S. atra aurorae* nella regione Veneto (stelle gialle). La linea tratteggiata indica il confine regionale. / **Fig. 2** - The two areas A and B (red) in Autonomous Province of Trento, close to *S. atra aurorae* known sites in the Veneto Region (yellow stars). The dashed line indicates the border between Veneto and Trentino.

gio, 3 aree in ambiente di pecceta secondaria. In ogni area sono stati delimitati 5 plot di 400 mq ciascuno (20x20 m), per un totale di 70 plot e un'area effettiva di campionamento di 2,8 ha (1,2 ha in abetina, 1 ha in bosco misto, 0,6 ha in pecceta; Fig. 3). I plot di ogni area sono distanti tra loro da un minimo di 30 m ad un massimo di 100 m. Le aree potenziali che si ritenevano con più elevata probabilità di presenza erano ovviamente quelle prossime ai siti già noti per la salamandra (Fig. 4). La metodologia di ricerca è stata quella adottata per gli studi demografici e di *occupancy* (dettagli nel paragrafo precedente e in Romano et al. 2018a). Per ogni sito (plot) erano previste un massimo di 4 repliche di campionamento. I campionamenti sono stati effettuati nei mesi di giugno, luglio e agosto 2018, in coincidenza con i presunti picchi di attività di *S. a. aurorae* in considerazione delle condizioni meteorologiche favorevoli all'attività delle salamandre.

La Macroarea B è stata individuata, sebbene lontana dai siti noti in Trentino, perché molto prossima a siti noti in Veneto. Dalla recente letteratura infatti è noto che la salamandra di Aurora è presente anche per un'altra area limitrofa ai confini del Trentino, presso l'altopiano della Marcesina e più precisamente al M.te Fossetta, in Veneto (Romanazzi & Bonato 2014), distante 1.6 km dal confine trentino. Le ricerche pertanto si sono concentrate nel comune di Grigno, in loc. "Bosco Lagonsin di Sotto" che è in continuità di habitat forestale con i siti più prossimi di presenza (Fig. 5). Nella macroarea B l'impostazione del campionamento è stata più opportunistica, prevedendo 2-3 sopralluoghi con numero di almeno 2 rilevatori, in condizioni idonee.

Risultati

Demografia, ecologia e conservazione della salamandra di Aurora sull'Altopiano di Vezzena (2017)

Durante le 7 repliche sono state contattate 40 salamandre, con un numero di individui per plot variabile da 0 a 3. La marcatura ha permesso di individuare, entro le 40 catture, 33 differenti individui (18 maschi e 15 femmine). Le salamandre risultavano presenti in 13 plot (il 26% dei totali) con una distribuzione non uniforme (Fig. 1). Il modello di probabilità di cattura variabile con il tempo (M_t) è risultato essere il modello migliore e lo stimatore suggerito dal *software Capture*, in base ai dati inseriti, è stato il Darroch (Darroch 1958). La probabilità di cattura è variata tra 0,03 e 0,15 e la stima del numero di individui è risultata essere 79 (I. C. 95% = 52-150). Considerando l'area effettivamente campionata (2 ha) la densità delle salamandre può essere stimata in 39 individui / ha (C.I. 95% = 28-50).

La sex ratio è risultata pari a 0,516. Il test binomiale ($p > 0,05$) indica che la popolazione è bilanciata nel rapporto dei sessi. La *Effective population size* ($N_e = 32,72$) e il rapporto con il totale degli adulti è prossimo a 1 ($N_e/N = 0,99$).

I dati raccolti sono stati anche analizzati attraverso i modelli di *occupancy*, considerando solo le 3 sessioni più favorevoli. Tuttavia, i plot in cui sono state rilevate le salamandre in queste 3 sessioni non sono risultati inferiori a quelli considerati nelle 7 sessioni del CMR. Durante le 3 sessioni di *occupancy* sono state contattate 30 salamandre. Il coefficiente di correlazione di Spearman per covariate sito-specifiche non ha mostrato una correlazione significativa ($p_s < 0,7$; $P > 0,05$) il che ha permesso di includere tutte le covariate nel modello globale (Dormann et al. 2013). Il *goodness of fit* di MacKenzie & Bailey (2004) per il nostro modello globale mostrava un buon adattamento ($P = 0,31$) e una bassa sovra-dispersione dei dati ($c\text{-hat} = 1,1$). Tra i 126 modelli candidati costruiti da combinazioni di covariate e struttura della *detection probability*, i migliori modelli sono risultati essere quelli con probabilità di rilevamento costante (per dettagli cfr. Romano et al. 2018a). Dal modello migliore abbiamo ottenuto una stima di *occupancy* complessiva di 0,28 (IC 95%=0,20-0,37), il che suggerisce che 14 siti su 50 erano occupati dalla specie (IC 95%=10-19) e una probabilità di rilevamento di 0,63 (IC 95%=0,46-0,77). Questo modello suggerisce anche che la probabilità di *occupancy* è influenzata positivamente da due fattori: la quantità di cataste di ramaglie nel sottobosco, che in ogni plot (400 mq) coprivano una superficie compresa tra 0 e 110 mq [17,5 (30,6)

mq] e la distanza dal margine della foresta, che variava da 71 a 305 m [205 (54) m] (si veda Fig. 2 in Romano et al. 2018a).

Ricerche per ampliare l'areale di distribuzione della salamandra di Aurora in Trentino (2018)

Dato che le 14 aree erano relativamente distanti tra loro e imponevano dei tempi di spostamento con mezzi motorizzati dall'una all'altra e avendo come obiettivo il campionamento in condizioni ottimali o subottimali (pioggia lieve o subito dopo pioggia), non è stato possibile visitarle con numero uniforme di repliche. Pertanto, sono state effettuate per ogni area da un minimo di 1 replica ad un massimo di 3 repliche in condizioni ottimali o subottimali, o a un massimo di 5 repliche considerando anche quelle in condizioni non ottimali. In condizioni idonee sono state dunque effettuate un totale di 23 repliche per la ricerca della salamandra nelle 14 aree selezionate della Macroarea A e 3 repliche nella Macroarea B (Tabella 1 e Fig. 6). In nessuna delle aree dove sono stati effettuati sopralluoghi è stata rilevata la presenza di *S. atra aurorae*, che al contrario è stata confermata contestualmente per la zona nota dell'altopiano di Vezzena già monitorata nel 2017.

Discussione

Demografia, ecologia e conservazione della salamandra di Aurora sull'Altopiano di Vezzena

Romano et al. (2018a) hanno fornito un contributo, qui parzialmente sintetizzato e rielaborato, che conferma come l'applicazione di modelli gerarchici (*site occupancy*) possa rivelarsi un metodo efficiente per risolvere problematiche legate alla gestione forestale, soprattutto considerando che lo sforzo di campionamento è nettamente inferiore a quello necessario per gli approcci basati sul CMR. I dati ottenuti con il CMR tuttavia forniscono informazioni aggiuntive, come ad esempio stime di densità. Per la salamandra di Aurora sull'altopiano di Vezzena, in una zona che è il limite noto della distribuzione di questo taxon, risulta essere di circa 40 individui/ha. La densità di *S. atra aurorae* nelle Prealpi venete (cioè la *core area* di questo taxon) risulta variare da 95 a 475 individui/ha (95% CI = 97-120 e 291-659, rispettivamente) in due ambienti: dove è dominante l'abete rosso e con bassa densità di rifugi rocciosi oppure, per le densità massime, dove la foresta è sostanzialmente composta da abete bianco e faggio e i rifugi sono abbondanti (Bonato & Fracasso 2003). Le nostre stime sono inferiori ma in qualche modo prossime a quelle ottenute da Bonato & Fracasso (2003) per gli ambienti meno idonei. È inoltre da considerare che le densità locali e le dimensioni delle popolazioni generalmente decrescono gradualmente spostandosi dalle zone centrali dell'areale alle zone prossime ai limiti di distribuzione (Hengeveld & Haeck 1982, Brown 1984). Inoltre, i livelli di *occupancy* decrescono nelle aree marginali anche a causa di distribuzioni più frammentate e non spazialmente omogenee (Gaston 2003, Yakhimowski & Eckert 2007). Pertanto, le variazioni di densità osservate potrebbero essere il risultato di cambiamenti nei livelli di *occupancy* piuttosto che variazioni effettive nella densità della popolazione su piccola scala (Gaston 2009). In ogni caso la popolazione di *S. atra aurorae* dell'Altopiano di Vezzena sembra essere in una condizione di stabilità demografica considerando che ha un rapporto N_e/N prossimo a 1. Come regola generale infatti, popolazioni animali stabili mostrano valori di N_e/N variabili tra 0,5 e 1 (Nunney & Elam 1994, Nunney 1995), mentre popolazioni fluttuanti assumono valori inferiori a 0,5 (Frankham 1995, Kalinowski & Waples 2002).

I nostri risultati suggeriscono inaspettatamente che le covariate che tipicamente spiegano i modelli di presenza in altre salamandre forestali (ad es., indice di umidità topografico, numero di alberi, quantità di legno morto; si vedano ad esempio Otto et al. 2013, Romano et al. 2017), hanno un effetto insignificante sul determinare la presenza della salamandra di Aurora. In questo caso, la distanza dal margine della foresta e la quantità di cataste di ramaglia sono risultati molto più importanti nello spiegare le osservazioni di presenza/assenza. Intuitivamente, queste due variabili agiscono a due scale spaziali molto diverse: la prima a livello di scala di paesaggio

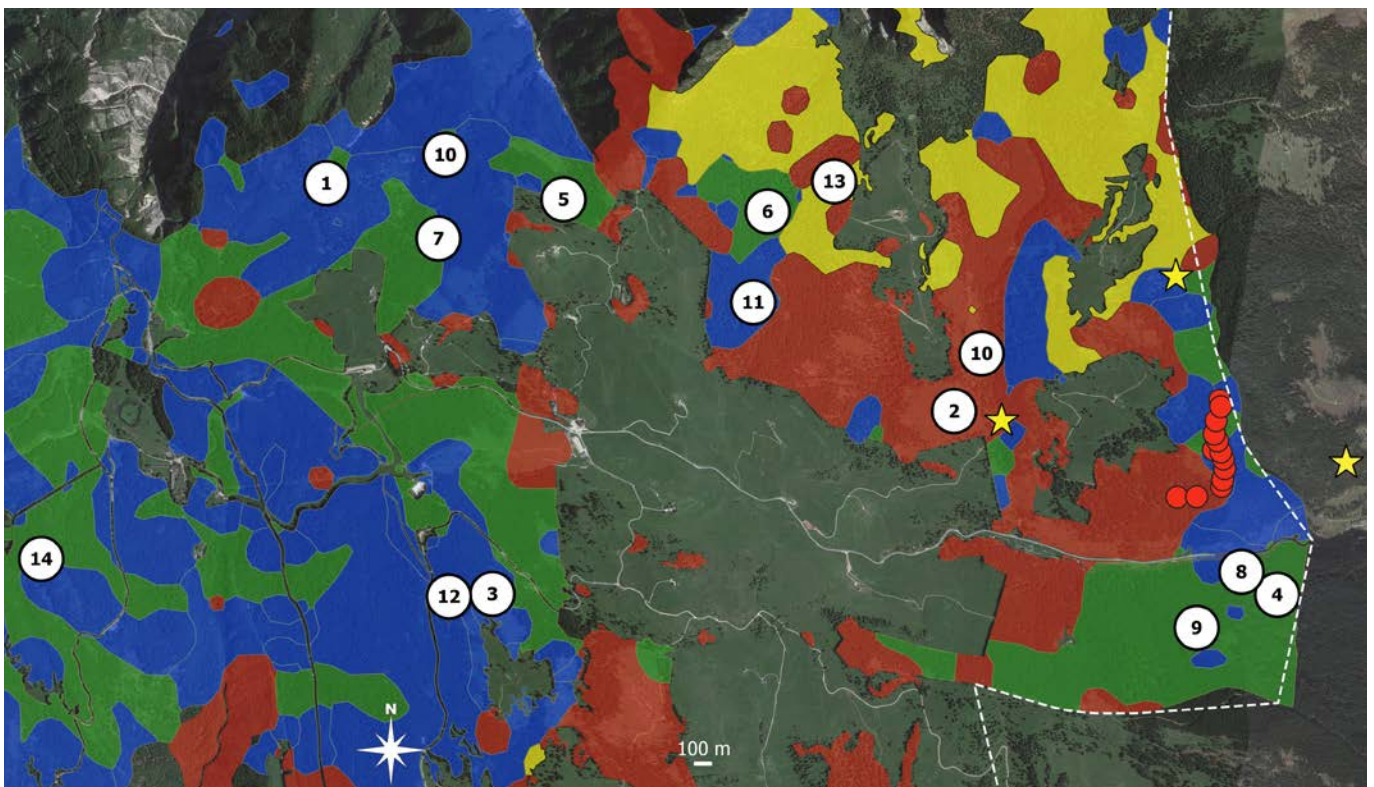
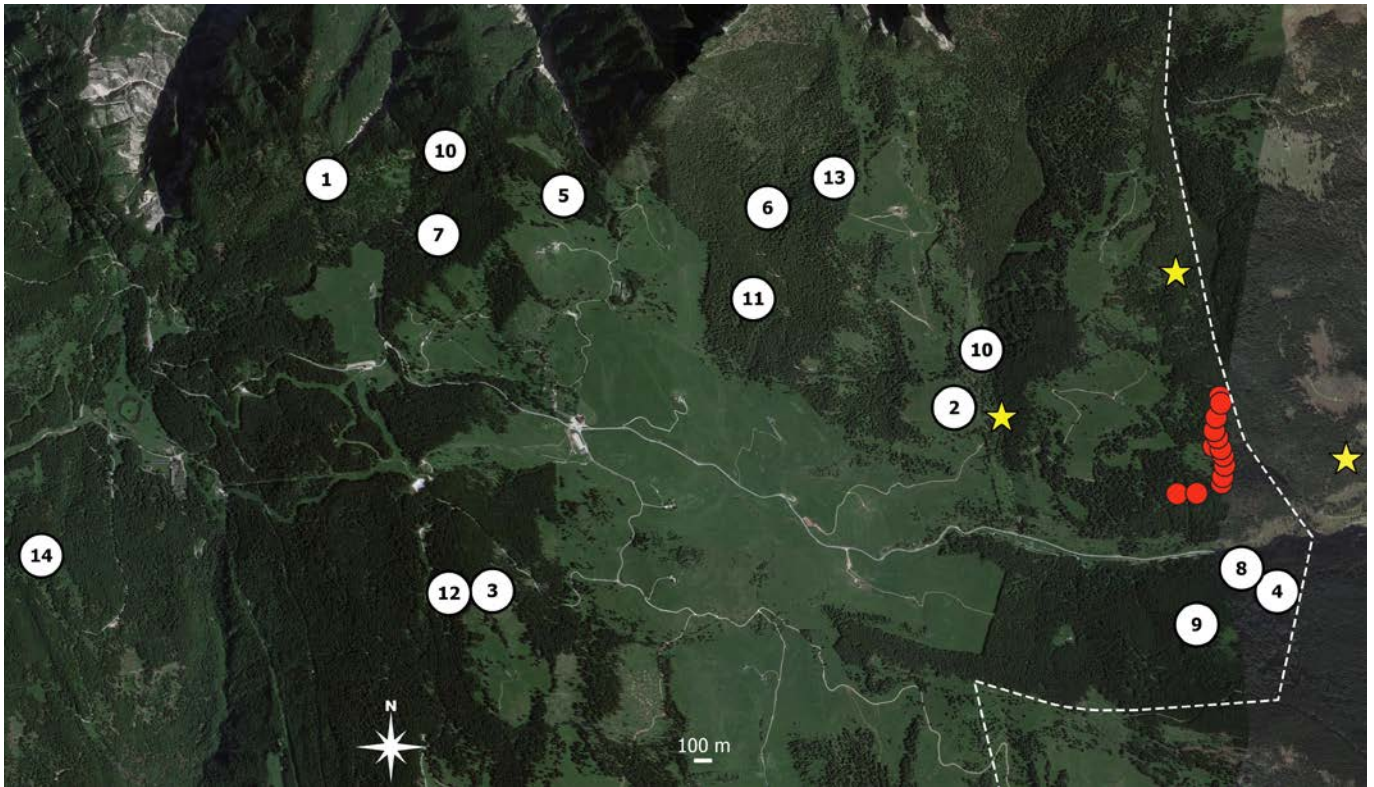


Fig. 3a-3b – MACROAREA A. ALTOPIANO DI VEZZENA. Localizzazione delle 14 aree per la ricerca della *S. atra aurorae* sull'altopiano di Vezzena (Trentino). Stelle gialle: siti di presenza della specie da Baukema & Brakels (2008); cerchi rossi: siti di presenza della specie da Romano et al. (2018a). I cerchi bianchi con numeri all'interno indicano le 14 aree di campionamento nel 2018. La linea tratteggiata indica il confine con la regione Veneto. Fig. 3a: veduta aerea della macroarea A. Fig. 3b: veduta aerea con sovrapposto un layer indicante le principali componenti vegetazionali forestali. Area in rossiccio: pecceta secondaria (*Picea abies*); area verde: abetina (*Abies alba*); area azzurra: bosco misto (*Abies alba* e *Fagus sylvatica*); area gialla: pecceta altomontana xerica. / **Fig. 3a-3b** – AREA A. VEZZENA PLATEAU. White circles show potential 14 areas located in Vezzena plateau and selected in 2018 for *S. atra aurorae* research. Yellow stars: known sites from Baukema & Brakels (2008); red circles: known sites from Romano et al. (2018a). The dashed line indicates the border between Veneto and Trentino. Figure 3a: aerial view of Area A. Figure 3b: aerial view of Area A with main forestry vegetal component. Red: Norway spruce (*Picea abies*); Green: Silver fir (*Abies alba*); Light blue: Beech and Silver fir (*Abies alba* and *Fagus sylvatica*); Yellow: xeric high-mountain spruce forest.

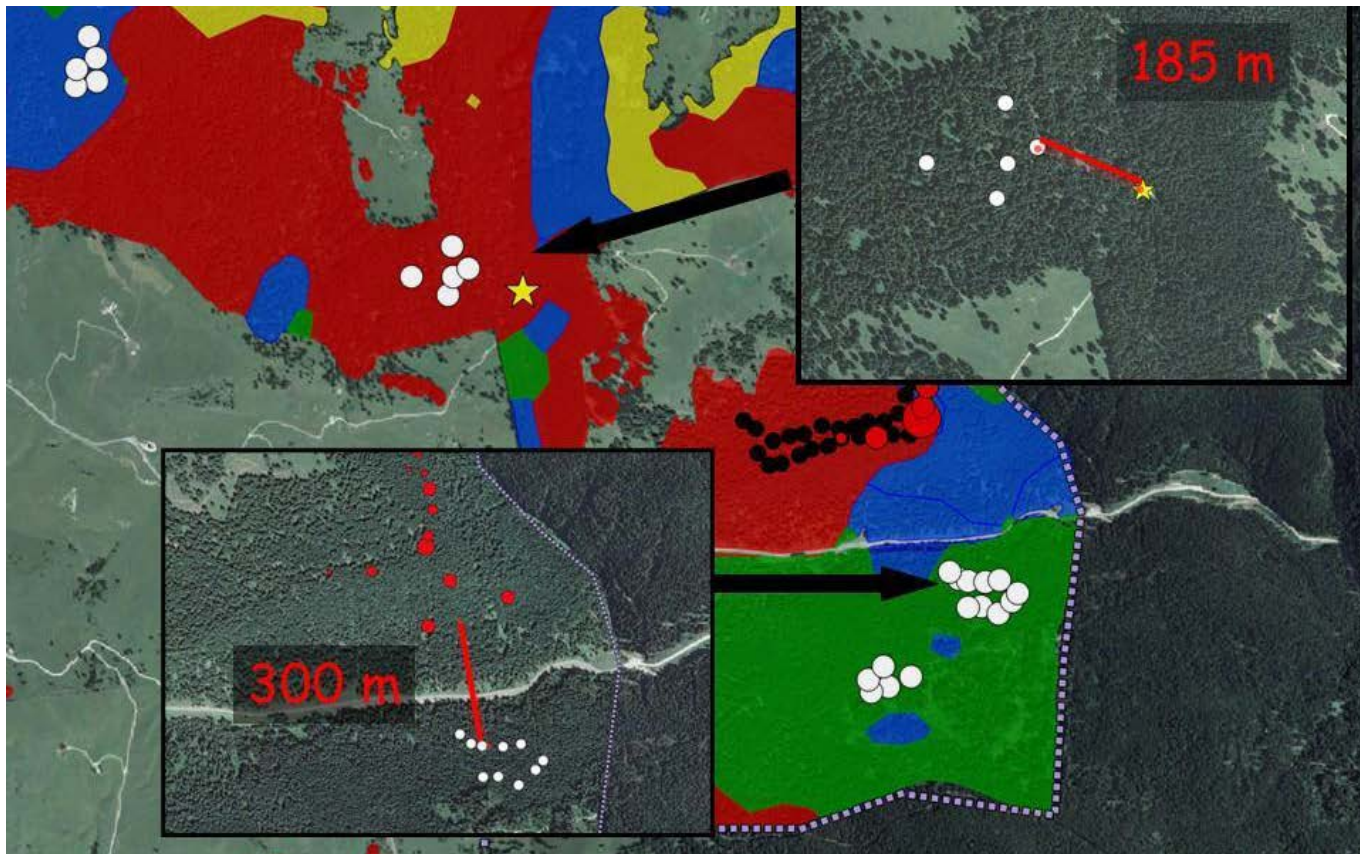


Fig. 4 – MACROAREA A. I plot ritenuti con maggiore probabilità di presenza della specie erano quelli più prossimi ad aree di già accertata presenza. Legenda delle aree colorate come in Fig. 3. / **Fig. 4** – AREA A. Plots close to known presence sites have high probability of salamander occurrence. Red: Norway spruce (*Picea abies*); Green: Silver fir (*Abies alba*); Light blue: Beech and Silver fir (*Abies alba* and *Fagus sylvatica*).

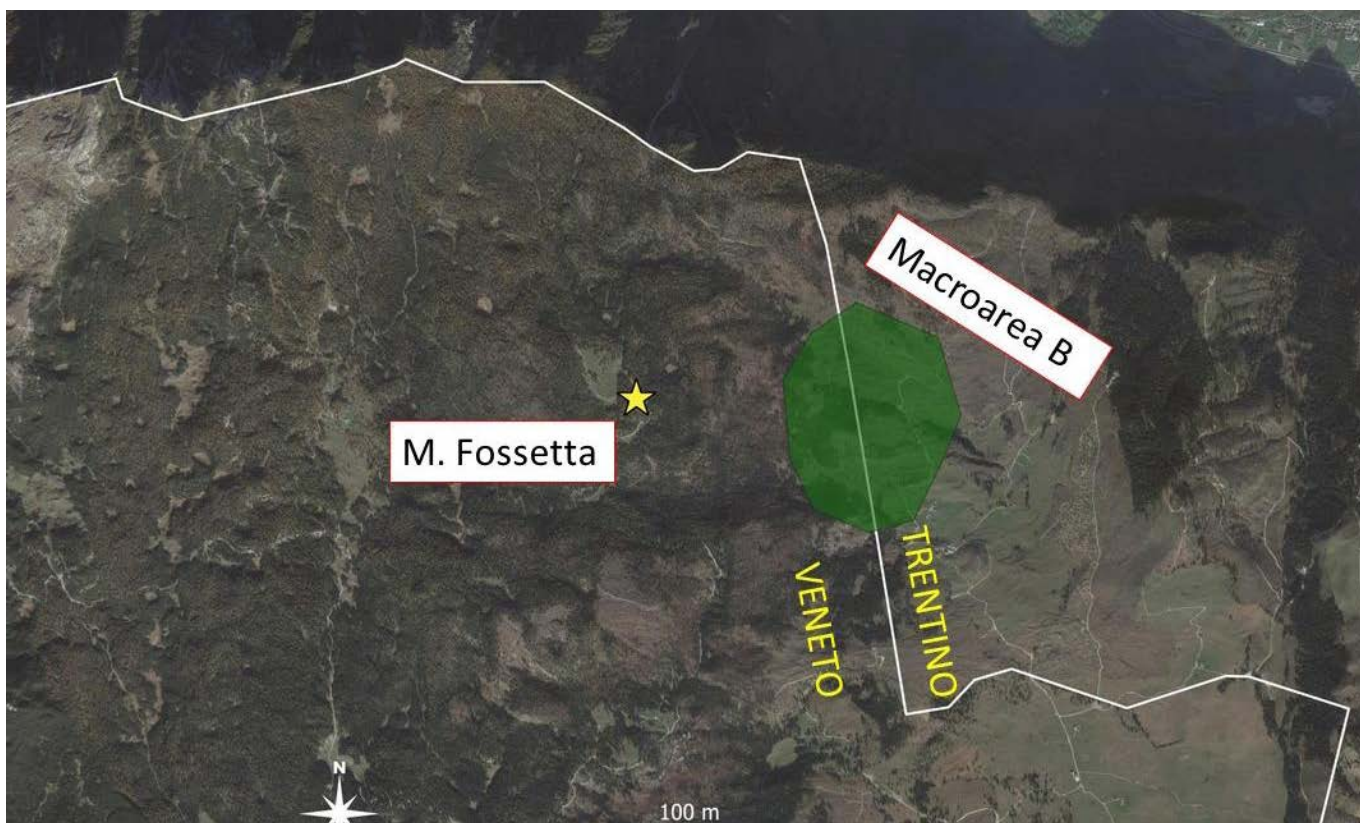


Fig. 5 – MACROAREA B. Zona della Marcesina. La stella gialla indica il sito di presenza di *S. atra aurorae* in Veneto più prossimo al confine trentino (1.6 km). Il poligono sovrainposto indica approssimativamente l'area in cui sono stati effettuati i sopralluoghi. / **Fig. 5** – AREA B. Marcesina plateau. The yellow star in Veneto shows the known *S. atra aurorae* closest site to the border with Trentino (1.6 km). Investigated area is approximately represented by the polygon.

mentre la seconda in una dimensione spaziale dell'ordine di decine o centinaia di metri quadrati.

S. atra aurorae è nota per essere strettamente associata agli ambienti forestali maturi (Bonato et al. 2007) e i dati emersi in Romano et al. (2018a) confermano l'effetto negativo della vicinanza al margine forestale su questo taxon particolarmente sensibile al livello elevato di umidità (Bonato & Fracasso 2015, Lefosse et al. 2016). La distanza dai bordi forestali o dal pascolo influenza significativamente la distribuzione di diverse specie di anfibi, in particolare quella delle salamandre forestali (deMaynadier & Hunter 1998). L'effetto marcatamente positivo fornito dalle cataste di ramaglie è stato probabilmente il risultato meno atteso. I depositi di detriti legnosi sono una risorsa multifunzionale poiché gli anfibi vi possono trovare sia riparo che cibo (Indermaur et al. 2009, Davis et al. 2010, Otto et al. 2013). Tuttavia, la vasta letteratura a supporto di questa evidenza si riferisce prevalentemente a detriti legnosi grossolani (si veda Romano et al. 2018a per una breve discussione sull'argomento). Le cataste di ramaglie nei nostri siti di studio invece sono ascrivibili ai detriti legnosi fini (FWD; seguendo la classificazione di Harmon & Sexton 1996, Harmon et al. 1999). Il ruolo svolto da FWD nell'ecologia della conservazione dei vertebrati è stato scarsamente studiato (ad esempio, Goszcożyński et al. 2007, Indermaur & Schmidt 2011). L'umidità del terreno in cataste di ramaglie nel sottobosco supera i livelli di umidità del suolo dei microhabitat circostanti, mitigando gli effetti negativi dell'essiccazione dovuti alla raccolta del legname (Rittenhouse 2007, Rittenhouse et al. 2008). Questo effetto positivo è particolarmente importante per i taxa che richiedono un alto livello di umidità dell'habitat, come appunto la salamandra di Aurora.

Areale di distribuzione della salamandra di Aurora in Trentino

Presenza/assenza sull'Altopiano di Vezzena. La prima evidenza che pone una domanda chiave relativa alla distribuzione della salamandra di Aurora in Trentino è come mai essa sia presente esclusivamente sull'altopiano di Vezzena, o meglio, in una porzione molto ridotta di esso. L'altopiano di Vezzena è in continuità con l'Altopiano di Asiago (area elettiva per questa salamandra) e nel complesso formano l'Altopiano dei Setti Comuni. I fattori determinanti la distribuzione così localizzata della salamandra di Aurora, ed in particolare a dare conto della ridottissima diffusione in Trentino di questo anfibio, sono molto probabilmente quelli climatici, sebbene non possa essere esclusa la compartecipazione di altre variabili di tipo storico come l'uso del suolo o gli effetti delle devastazioni del territorio durante la Grande Guerra.

Fattori climatici. Questa salamandra è strettamente associata a boschi molto umidi e freschi a differenza della sottospecie nominale, essendo la salamandra alpina (*S. atra atra*) diffusa anche in ambienti aperti e rocciosi. L'altopiano di Vezzena sembra soddisfare le richieste ecologiche della salamandra soprattutto in termini di umidità. Infatti Eccel & Saibanti (2005) affermano testualmente che "*Passo Vezzena district can be framed into a general climatic context of an alpine mountain region, quite humid compared to the average condition of Trentino, but not different from the standard of mountain areas close to the Venetian pre-alpine region*" e inoltre che solo sull'altopiano di Vezzena, tra le stazioni monitorate in Trentino, si manifesta la tendenza a una distribuzione delle precipitazioni leggermente più vicina a un regime continentale. Si assiste cioè a un progressivo aumento delle piogge nel corso della stagione calda (massimo relativo a luglio), mentre in autunno i valori del numero di giorni di pioggia non raggiungono mai quelli estivi. Eccel & Saibanti (2005) dunque separano nettamente dal punto di vista climatico la zona dell'altopiano di Vezzena dal resto del Trentino, considerandolo un'unità organica con le Prealpi venete (dove questa salamandra è abbondante e molto più diffusa). È dunque probabile che le ristrette condizioni climatiche richieste da questo taxon siano disponibili in Trentino probabilmente solo nella zona dell'altopiano di Vezzena.

Per quanto riguarda la Macroarea B (altopiano della Marcesina) la prossimità con siti piuttosto vicini (1,6 km, Fig. 5) e la continuità ambientale con essi, poneva come altamente probabile la presenza della salamandra nell'area di ricerca trentina (Bosco Lagonsin di Sot-

to). Interviste ai locali sembrano supportare la presenza della specie in aree molto prossime al confine trentino (loc. Valle Gozza e loc. Scoglio Bianco, distanti dal confine ca. 200-300 m) rispetto a quelle note e pubblicate (M.te Fossetta; Romanazzi & Bonato 2014). Lo sforzo di ricerca per la macroarea B è stato tuttavia inferiore a quella per la macroarea A e questo potrebbe essere uno dei motivi del mancato rilevamento della specie, che potrebbe essere fortemente localizzata nell'area con una distribuzione aggregata e quindi non spazialmente omogenea come d'altronde avviene sull'altopiano di Vezzena. Inoltre, l'area di ricerca (Bosco Lagonsin di Sotto) sovrasta l'altopiano della Marcesina che è considerato tra i luoghi più freddi d'Italia potendo la temperatura raggiungere picchi molto bassi con notevoli inversioni termiche. Tali fenomeni sono sorprendentemente più rilevanti nel dominio prealpino esterno in cui le caratteristiche climatiche tendono a passare a quelle mediterranee (Fazzini & Renon 2007). Pertanto, una effettiva assenza della salamandra potrebbe essere imputabile al rigido microclima dell'area di ricerca, essendo questa zona - sebbene limitrofa a siti di presenza - marcatamente più fredda.

Esposizione dei versanti. La presenza della salamandra in tutta la Val d'Assa è segnalata esclusivamente in sinistra orografica della valle, come sembra suggerire la sua assenza (almeno in base ai nostri rilievi) dalle aree 4, 8 e 9 prospicienti al versante di accertata presenza (cfr. Romano et al. 2018a). La presenza della salamandra nel settore veneto della Val d'Assa mostra la stessa configurazione distributiva: ad esempio nel complesso forestale del Dosso (sinistra orografica) la salamandra è particolarmente abbondante ma risulta assente sul versante di fronte (ad es. Bosco Longalaita e M. Porrecchie). Lungo la Val d'Assa i versanti della sinistra orografica hanno esposizione rivolta principalmente a Sud o Sud-Sud-Est e Sud-Sud-Ovest oppure nelle valli secondarie che immettono in Val d'Assa dalla sinistra orografica esposizione Sud-Est o Sud-Ovest. Tale preferenza della salamandra per versanti con una esposizione a mezzogiorno sembra corroborata dai nostri rilievi. Si consideri infatti che le aree 4, 8 e 9 sul versante destro (rivolto a Nord) sono distanti in linea d'aria dalle aree di fronte - dove è presente la salamandra (sul versante esposto a Sud) - meno di 300 m e presentano un habitat altamente idoneo (Fig. 4): una copertura forestale di abete bianco e abbondanza di rifugi stabili (grossi affioramenti calcarei ricchi di anfratti). Il bosco non appare particolarmente più giovane o coevo se paragonato al bosco di fronte dove la salamandra è presente. Quello che varia radicalmente è l'esposizione. L'orientamento delle pendenze rispetto al sole ha un profondo effetto sul clima. Come variabile topografica, l'orientamento dei versanti influisce sulla quantità e sul ciclo giornaliero della radiazione solare ricevuta in diversi periodi dell'anno e ha un'influenza sul microclima, in particolare sulla temperatura dell'aria, sulla sua umidità e su quella del suolo (Rosenberg et al. 1983). Nell'emisfero settentrionale, i versanti rivolti a Sud sono molto più soleggiati e supportano comunità ecologiche completamente diverse rispetto ai versanti esposti a Nord. Il lato meridionale di una montagna può sperimentare infatti effetti primaverili alcune settimane o addirittura mesi prima del suo lato settentrionale. La mancanza di luce solare diretta durante il giorno nei pendii esposti a Nord, sia in inverno che in estate, li rende significativamente più freddi rispetto ai pendii esposti a Sud. Durante i mesi invernali, vaste porzioni di pendenze esposte a Nord possono rimanere ombreggiate durante il giorno a causa dell'angolo basso di incidenza dei raggi solari. Questo fa sì che la neve sui versanti esposti a Nord si scioglia più lentamente di quelli esposti a Sud. Versanti più freschi e umidi come quelli esposti a Nord sono prediletti dalle salamandre in paesi mediterranei come l'Italia (es. Romano et al. 2017). Tuttavia è da considerare che le Alpi - e l'altopiano di Vezzena - appartengono appunto alla regione biogeografica alpina e pertanto, al contrario di quanto ad esempio avviene sull'Appennino (regione biogeografica mediterranea), dove i fattori limitanti per un anfibio possono appunto essere le scarse precipitazioni, l'umidità e le alte temperature, la variabile più importante nel determinare pattern distributivi è la temperatura ma in senso opposto, ovvero il limite può essere determinato dalle temperature più basse. Peraltro, proprio in un contesto come quello della zona dell'altopiano di Vezzena, particolarmente

ricco di precipitazioni (Eccel & Saibanti 2005) la quantità di umidità è un fattore non limitante mentre potrebbe assumere maggiore importanza il microclima eccessivamente rigido. Nella zona di Vezzena lo scioglimento nivale primaverile avviene settimane dopo sui versanti esposti a Nord e in autunno i versanti esposti a meridione beneficiano di un mantenimento di temperature medie più alte per altrettante settimane. La salamandra di Aurora ha una fenologia di alcuni mesi, generalmente tra aprile-maggio e settembre. Pertanto una popolazione di salamandre che viva su versanti esposti a Sud beneficia della possibilità di un periodo di attività di almeno un mese in più rispetto a quella che potrebbe avere sul versante opposto. Un mese in più significa un aumento di circa il 20%-25% dell'attività annuale: un tempo considerevole per nutrirsi, accoppiarsi e riprodursi.

Influenza della componente forestale. I risultati di alcuni recenti studi condotti in Veneto (Bonato & Fracasso 2015) evidenziano che le caratteristiche strutturali della superficie del suolo e la composizione forestale sono variabili significative che influenzano la sua presenza, considerando le foreste di abeti bianchi (*Abies alba*) e faggi (*Fagus sylvatica*) come gli habitat più idonei rispetto alle piantagioni di abete rosso (*Picea abies*). In effetti la presenza nell'altopiano di Vezzena è prevalentemente associata ad aree ad abetina o abetina mista a faggio (Romano et al. 2018a). La salamandra è relegata ad una piccola porzione della sinistra orografica dell'altopiano di Vezzena (Fig. 4). La sua assenza dalle aree 2-6-11-13 (Figure 4, 6), ed in particolare dall'area 2 - vicina meno di 200 m dal sito più prossimo di presenza - appare sorprendente. Tuttavia, in questo caso probabilmente gioca un ruolo importante proprio la componente vegetazionale. Il sito 2 si trova in una pecceta secondaria di impianto. È noto che le peccete alterino l'umidità al suolo creando un microclima xerico e cambiando il pH del substrato acidificandolo. Questi due fattori comportano tra le altre cose una diminuzione importante della disponibilità trofica, facendola crollare in pecceta. La diversità di invertebrati infatti è molto più alta in foreste di abeti miste a faggi o faggete pure rispetto a monoculture di abete rosso (Elmer et al. 2004, Kula & Lazarik 2015, Schue et al. 2003), in particolare quando di impianto secondario (Pedley et al. 2014).

Possibile impatto della Grande Guerra. La Prima Guerra mondiale vide la zona del Vezzena - terra di confine - campo di battaglia per anni, martoriato da migliaia di bombe da mortaio come testimoniano i resti dei crateri da impatto (Magnini et al. 2017) e completamente disboscato in quanto, oltre agli effetti diretti delle battaglie,

va considerata l'enorme mole di legname prelevata a scopi bellici nelle zone prossime alle vie di comunicazione (Ermacora 2009). Il limitrofo bosco del Dosso (un bosco maturo con alberi centenari) è stato scarsamente toccato da questi interventi mentre sull'altopiano di Vezzena c'è stata grande distruzione di foreste e ampia asportazione di legname (come intuibile dai boschi relativamente giovani e dai numerosi impianti post-bellici principalmente di abete rosso). Pertanto, è plausibile che la salamandra fosse maggiormente diffusa sull'altopiano prima della grande guerra, con successiva contrazione dell'areale ed estinzioni locali ma si sia poi avviata, dalla popolazione "sorgente" del Dosso, una ricolonizzazione di territori che hanno portato ad occupare le aree contigue più idonee (abetina mista a faggio in sinistra orografica) dell'altopiano di Vezzena.

Conclusioni

Sull'altopiano di Vezzena gli studi condotti hanno permesso, oltre che di elucidare alcuni importanti aspetti dell'ecologia della salamandra di Aurora, di ottenere informazioni significative per una gestione forestale compatibile con la sua conservazione. Ad esempio, la distanza dal bordo forestale (almeno 200 m), che influenza positivamente la presenza della salamandra indica che le azioni di gestione forestale che riducono la zona boschiva e aumentano la frammentazione dovrebbero essere evitate. Inoltre, l'importante ruolo svolto dalle cataste di ramaglie suggerisce che un miglioramento dell'habitat forestale può essere facilmente ottenuto lasciando in loco le rimanenze di legname e ramaglie accatastandole in numerosi cumuli di medie dimensioni (piuttosto che poche grandi cataste). Infatti, Ober & Minogue (2007) suggerisce che il contributo alla biodiversità fornito dai residui di taglio lasciati al suolo può essere aumentato creando diverse pile di media grandezza (1,5-2,5 m x 3 m) piuttosto che una grande pila, dimensioni comparabili a quelle riscontrate nella nostra area di studio.

Riguardo alla distribuzione molto localizzata in Trentino, le ricerche finora condotte non hanno portato ad un ampliamento dell'areale, ma hanno tuttavia suggerito delle plausibili e almeno parziali ragioni che ne danno una spiegazione (microclima, esposizione, fattori storici). Ulteriori ricerche sull'ecologia, etologia e distribuzione di questa salamandra di eccezionale pregio biogeografico e conservazionistico sono in corso.

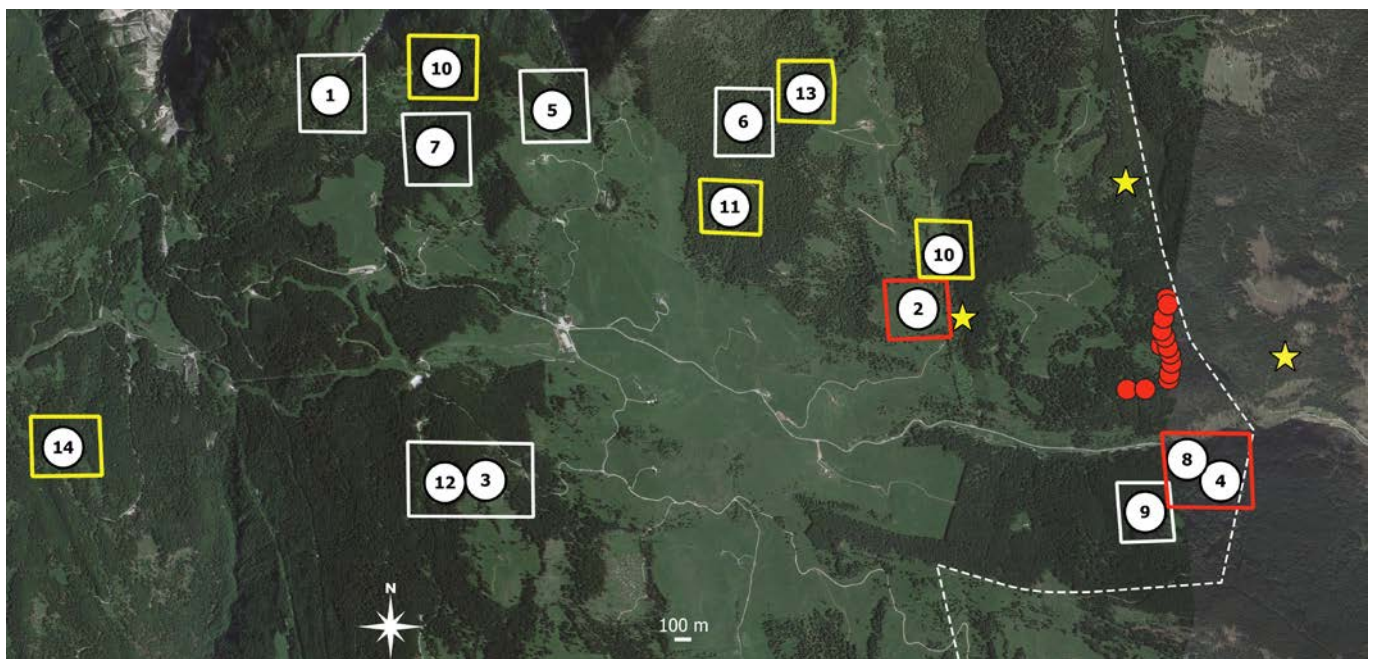


Fig. 6 – Numero di repliche (quadrati rossi: 3; gialli: 2; bianchi 1) per area di ricerca effettuate in condizioni ottimali o subottimali (durante precipitazioni o entro 1 ora dopo) nella Macroarea A (altopiano di Vezzena). / **Fig. 6** – Number of surveys in optimal and sub-optimal weather conditions (during rain or one hour later) performed in each research site located in Area A (Vezzena plateau).

Tab. 1 – Numero di repliche nelle aree di studio in ciascuna delle due macroaree (Altopiano di Vezzena e della Marcesina), effettuate in condizioni ottimali o subottimali (durante precipitazioni o entro 1 ora dopo) / **Tab. 1** – Number of surveys in the study areas within each of the two macro-areas (Vezzena Plateau and Marcesina Plateau), performed under optimal or suboptimal conditions (during precipitation or within 1 hour thereafter).

AREE	N REPLICHE
Altopiano di Vezzena	
2-8-4	3
10-11-13-14	2
1-3-5-6-7-9-12	1
Altopiano della Marcesina	3

Ringraziamenti

Si ringraziano il Comune di Levico Terme per il supporto logistico ed in particolare per la collaborazione tecnica sul campo ai custodi forestali Nicola Gozzer e Fabrizio Iori; il Direttore Dr. Giorgio Zattoni dell'Ufficio distrettuale forestale di Pergine Valsugana, con il personale della Stazione forestale di Levico, il dr. Alessandro Wolinsky del Servizio Foreste e la dr.ssa Elisabetta Romagnoni del Servizio Sviluppo Sostenibile e Aree Protette. Un grazie particolare a quanti hanno contribuito in varia misura alle ricerche di campo e in modo particolare a Elena Garollo, Michele Menegon e Danio Miserocchi. Le ricerche sono state cofinanziate da Provincia Autonoma di Trento, Servizio Sviluppo Sostenibile Aree Protette, LIFE T.E.N. e MUSE.

Bibliografia

- Andreone F., De Michelis S. & Clima V., 1999 - A montane amphibian and its feeding habits: *Salamandra lanzai* (Caudata, Salamandridae) in the Alps of northwestern Italy. *Italian Journal of Zoology*, 66: 45-49.
- Basile M., Romano A., Costa A., Posillico M., Scinti Roger D., Crisci A., Raimondi R., Altea T., Garfi V., Santopuoli G., Marchetti M., Salvidio S., De Cinti B. & Matteucci G., 2017 - Seasonality and microhabitat selection in a forest-dwelling salamander. *The Science of Nature – Naturwissenschaften*, 104: 80.
- Beukema W. & Brakels P., 2008 - Discovery of *Salamandra atra aurorae* (Trevisan, 1982) on the Altopiano di Vezzena, Trentino (Northeastern Italy). *Acta Herpetologica*, 3: 77-81.
- Bonato L. & Fracasso G., 2000 - *Salamandra alpina*, *Salamandra atra* Laurenti, 1768; *salamandra di Aurora*, *Salamandra atra aurorae* Trevisan, 1982. In: Gruppo Nisoria & Mus. nat. arch. Vicenza, Gilberto Padovan (eds.), *Atlante degli Anfibi e dei Rettili della provincia di Vicenza*. Vicenza: 43-47.
- Bonato L. & Fracasso G., 2003 - Movements, distribution pattern and density in a population of *Salamandra atra aurorae* (Caudata: Salamandridae). *Amphibia-Reptilia*, 24: 251-264.
- Bonato L. & Fracasso G., 2015. Epigeal habitat of a population of *Salamandra atra aurorae*: a preliminary analysis. In: Doria G., Poggi R., Salvidio S. & Tavano M. (eds.), *Atti X Congresso Nazionale Societas Herpetologica Italica*. Ianieri Edizioni, Pescara: 47-55.
- Bonato L. & Grossenbacher K., 2000 - On the distribution and chromatic differentiation of the Alpine Salamander *Salamandra atra* Laurenti, 1768, between Val Lagarina and Val Sugana (Venetian Prealps): an updated review. *Herpetozoa*, 13: 171-180.
- Bonato L. & Steinfartz S., 2005 - The evolution of the melanistic

colour in the Alpine Salamander *Salamandra atra* as revealed by a new subspecies from the Venetian Prealps. *Italian Journal of Zoology*, 72: 253-260.

- Bonato L., Fracasso G. & Luiselli L., 2007 - *Salamandra atra* Laurenti, 1768. In Lanza B., Andreone F., Bologna M.A., Corti C. & Razzetti E. (eds.), *Fauna d'Italia*. Vol. XLII. Amphibia. Edizioni Calderini, Bologna: 197-211.
- Brambilla M., Pedrini P., Prosser F., Bertolli A., 2013. Individuazione delle priorità di conservazione per specie e habitat delle direttive "Uccelli" e "Habitat". LIFE+T.E.N. - Azione A2. 46 pp.
- Brown J.H. 1984 - On the relationship between abundance and distribution of species. *American Naturalist*, 124: 255-279.
- Darroch J.N., 1958 - The Multiple-Recapture Census: I. Estimation of a Closed Population. *Biometrika*, 45: 343-359.
- DeMaynadier P. G. & Hunter M.L.J., 1998 - Effects of silvicultural edges on the distribution and abundance of amphibians in Maine. *Conservation Biology*, 12: 340-352.
- Davis J.C., Castleberry S.B. & Kilgo J.C., 2010 - Influence of coarse woody debris on herpetofaunal communities in upland pine stands of the southeastern Coastal Plain. *Forest Ecology and Management*, 259: 1111-1117.
- Dormann C.F., Elith J., Bacher S., Buchmann C., Carl G., Carré G., Marquéz J.R.G., Gruber B., Lafourcade B., Leitão P.J., Münkemüller T., McClean C., Osborne P.E., Reineking B., Schröder B., Skidmore A.K., Zurell D. & Lautenbach S., 2013 - Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36: 27-46.
- Eccel. E. & Saibanti S., 2005 - Inquadramento climatico dell'Altopiano di Lavarone-Vezzena nel contesto generale trentino. *Studi Trentini di Scienze Naturali Acta Geologica*, 82: 111-121.
- Elmer M., La France M., Förster G. & Roth M., 2004 - Changes in the decomposer community when converting spruce monocultures to mixed spruce/beechn stands. *Plant and Soil*, 264: 97-109.
- Ermacora M., 2009. Lo sfruttamento delle risorse forestali in Italia durante il primo conflitto mondiale. *Venetica - Rivista degli Istituti per la storia della Resistenza di Belluno, Treviso, Venezia, Verona e Vicenza*, 20: 53-76.
- Frankham R., 1995 - Effective population size/adult population size ratios in wildlife: a review. *Genetic Research*, 66: 95-107.
- Gaston K.J., 2003 - *The structure and dynamics of geographic ranges*. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Gaston K.J., 2009 - Geographic range limits: achieving synthesis. *Proceedings of the Royal Society Biology*, 276: 1395-1406.
- Goszczyński J., Postuszny M., Pilot M. & Gralak B., 2007 - Patterns of winter locomotion and foraging in two sympatric marten species: *Martes martes* and *Martes foina*. *Canadian Journal of Zoology*, 85: 239-49.
- Grossenbacher K., 1995 - *Was ist mit Salamandra atra aurorae los?* *Elaphe* (N.F.), 3: 6-8.
- Harmon, M.E. & Sexton J., 1996 - *Guidelines for Measurements of Woody Detritus in Forest Ecosystems*, US LTER Publication No. 20, Seattle, WA, USA: US LTER Network Office, University of Washington.
- Harmon M.E., Nadelhoffer K.J. & Blair, J.M., 1999 - *Measuring decomposition, nutrient turnover, and stores in plant litter*. In: Robertson G. P., Coleman D. C., Bledsoe C. S. et al. (eds.), *Standard Soil Methods for Long Term Ecological Research*, New York: Oxford University Press, 202-234.
- Hengeveld R. & Haeck J., 1982 - The distribution of abundance. I. Measurements. *Journal of Biogeography*, 9: 303-316.
- Indermaur L., Winzler T., Schmidt B.R., Tockner K. & Schaub M., 2009 - Differential resource selection within shared habitat types across spatial scales in sympatric toads. *Ecology*, 90: 3430-3444.
- Indermaur L. & Schmidt B.R., 2011 - Quantitative recommendations for amphibian terrestrial habitat conservation derived from habitat selection behavior. *Ecological Application*, 21: 2548-2554.
- Jehle R., Arntzen J.W., Burke T., Krupa A.P. & Hödl, W., 2001 - The annual number of breeding adults and the effective population size of syntopic newts (*Triturus cristatus*, *T. marmoratus*). *Mo-*

- lecular Ecology*, 10: 839-850.
- Kalinowski S.T. & Waples R.S., 2002 - Relationship of effect to census size in fluctuating populations. *Conservation Biology*, 16: 129-136.
- Klewen, R. 1986 - *Untersuchungen zur Verbreitung, Öko-Ethologie und innerartlichen Gliederung von Salamandra atra (Laurenti 1768)*. Doctoral Thesis, Universität Köln, Köln, Germany, 1986.
- Klewen R. 1988 - *Die Landsalamander Europas 1: Die Gattungen Salamandra und Mertensiella*. Die Neue Brehm-Bücherei 584. Wittenberg Lutherstadt, Ziemsen Verlag.
- Kula E., Lazorik M., 2015 - Comparison of Myriapoda in beech and spruce forests. *Journal of Forest Science*, 61: 306-314.
- Lefosse S., Romanazzi E., Pedron V. & Bonato L., 2016 - Efficacia di diversi metodi di rilevamento della salamandra di Aurora, *Salamandra atra aurorae*, nell'Altopiano dei sette Comuni (Caudata). Bollettino del Museo di Storia Naturale di Venezia, 66 (suppl.): 76-81.
- MacKenzie D.I., Bailey L.L., 2004 - Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 9: 300-318.
- MacKenzie D.I., Nichols J.D., Royle J.A., Pollock K.H., Bailey L. & Hines J.E., 2017 - *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence, 2nd Edition*. Elsevier.
- Magnini L., Bettinsechi C. & De Guio A., 2017 - Object-based Shell Craters Classification from LiDAR-derived Sky-view Factor. *Archaeological Prospection*, 24: 211-223.
- Nunney L., 1993 - The influence of mating system and overlapping generations on effective population size. *Evolution*, 47: 1329-1341.
- Nunney L., 1995 - Measuring the ratio of effective population size to adult numbers using genetic and ecological data. *Evolution*, 49: 389-392.
- Nunney L. & Elam D.R., 1994 - Estimating the effective population size of conserved populations. *Conservation Biology*, 8: 175-184.
- Ober H.K. & Minogue P.J., 2007 - *Dead wood: Key to enhancing wildlife diversity in forests, Wildlife Ecology and Conservation*. Gainesville, FL.
- Otis D.L., Burnham K.P., White G.C. & Anderson D.R., 1978 - Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monography*, 62: 1-135.
- Otto C.R., Kroll A.J. & McKenny, H.C., 2013 - Amphibian response to downed wood retention in managed forests: a prospectus for future biomass harvest in North America. *Forest Ecology and Management*, 304: 75-285.
- Pedley S.M., Martin R.D., Oxbrough A., Irwin S., Kelly T.C. & O'Halloran J., 2014 - Commercial spruce plantations support a limited canopy fauna: Evidence from a multi taxa comparison of native and plantation forests. *Forest Ecology and Management*, 314: 172-182.
- Piraccini R., Cammarano M., Costa A., Basile M., Posillico M., Boitani L., Baschetto M., Matteucci G., De Cinti B. & Romano A., 2016 - Habitat trees and salamanders: Conservation and management implications in temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 384: 17-25.
- Pollock K.H., Nichols J.D., Brownie C. & Hines J.E., 1990 - Statistical inference for capture-recapture experiments. *Wildlife Monographs*, 107: 1-97.
- Riberon A., Miaud C., Grossenbacher K. & Taberlet P., 2001 - Phylogeography of the Alpine salamander, *Salamandra atra* (Salamandridae) and the influence of the Pleistocene climatic oscillations on population divergence. *Molecular Ecology*, 10: 2555-2560.
- Rittenhouse T.A.G., 2007 - *Behavioral choice and demographic consequences of wood frog habitat selection in response to land use*. Unpubl. Ph.D. diss., University of Missouri, Columbia, Missouri.
- Rittenhouse T.A.G., Harper E.B., Rehard L.R. & Semlitsch R.D., 2008 - The role of microhabitats in the desiccation and survival of anurans in a recently harvested oak-hickory forest. *Copeia*, 2009: 807-814.
- Romanazzi E. & Bonato L., 2014 - Updating the range of the narrowly distributed endemites *Salamandra atra aurorae* and *S. atra pasubiensis*. *Amphibia-Reptilia*, 35: 123-128.
- Romanazzi E., Bonato L., Ficaretola G.F., Steinfartz S., Manenti R., Spilinga C., Andreone F., Fritz U., Corti C., Lymberakis L., Di Cerbo A.R., Gent T., Ursenbacher S. & Grossenbacher, K., 2012 - The golden Alpine salamander (*Salamandra atra aurorae*) in conservation peril. *Amphibia-Reptilia*, 33: 541-543.
- Romano A., Costa A., Basile M., Raimondi R., Posillico M., Scinti Roger D., Crisci A., Piraccini R., Raia P., Matteucci G. & De Cinti B., 2017 - Conservation of salamanders in managed forests: methods and costs of monitoring abundance and habitat selection. *Forest Ecology and Management*, 400: 12-18.
- Romano A., Costa A., Salvidio S., Menegon M., Garollo E., Tabarelli de Fatis K., Miserocchi D., Matteucci G. & Pedrini P., 2018a - Forest management and conservation of an elusive amphibian in the Alps: habitat selection by the Golden Alpine Salamander reveals the importance of Fine Woody Debris. *Forest Ecology and Management*, 424: 338-344.
- Romano A., lemma A., Tabarelli De Fatis K., Anderle M., Roner L., Garollo E., Matteucci G. & Pedrini P., 2018b. *Salamandra atra aurorae* in Trentino: pianificazione del metodo di campionamento per rilevarne la presenza ed estenderne l'areale di distribuzione. In Tripepi S., Bernabò I., Brunelli E., Macirella R. & Sperone E. - *Atti XII Congresso Nazionale Societas Herpetologica Italica* - Rende 1-5 ottobre 2018.
- Rondinini C., Battistoni A. & Teofili, C. (eds.), 2022 - *Lista Rossa IUCN dei vertebrati italiani 2022*. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica, Roma.
- Rosenberg N.J., Blad B.L. & Verma S.B., 1983 - *Microclimate-the biological environment*. John Wiley and Sons, Inc., New York, New York
- Schmeller D.S & Merila, J., 2007 - Demographic and genetic estimates of effective population and breeding size in the amphibian *Rana temporaria*. *Conservation Biology*, 21: 142-151.
- Schue S., Albers D., Alpei J., Buryr R., Klages U., Migge S., Platner C. & Salamon J.A., 2003 - The soil fauna community in pure and mixed stands of beech and spruce of different age: trophic structure and structuring forces. *Oikos*, 101: 225-238
- Trevisan, P., 1982 - A new subspecies of alpine salamander. *Bollettino di zoologia*, 49: 235-239.
- White G.C., Anderson D.R., Burnham K.P. & Otis D.L., 1982 - *Capture-recapture and removal methods for sampling closed populations*. Los Alamos, Los Alamos National Laboratory.
- Weller D.E., 1987 - A reevaluation of the-3/2 power rule of plant self-thinning. *Ecological monographs*, 57: 23-43.
- Wilson K. & Hardy I.C.W., 2002 - *Statistical analysis of sex ratios: an introduction*. In: Hardy, I.C.W. (eds.) - *Sex Ratios - Concepts and research methods*, Cambridge University Press, Cambridge: 48-92.
- Wright S., 1938 - Size of population and breeding structure in relation to evolution. *Science*, 87: 430-431.
- Yakimowski S.B. & Eckert C.G., 2007 - Threatened peripheral populations in context: geographical variation in population frequency and size and sexual reproduction in a clonal woody shrub. *Conservation Biology*, 21: 811-822.



Articolo / Article

Gli uccelli nidificanti negli ambienti prativi e pascolati del Trentino: caratterizzazione delle comunità e status delle specie indicatrici

Giacomo Assandri^{1,4*}, Paolo Pedrini^{1*}, Alessandro Franzoi¹, Luigi Marchesi¹, Franco Rizzolli^{1,3}, Mattia Brambilla^{1,2}

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

² Università degli Studi di Milano – La Statale, Via Festa del Perdono 7, 20122 Milano

³ Servizio Sviluppo Sostenibile e Aree Protette della Provincia Autonoma di Trento, Ufficio Parco Nazionale dello Stelvio Trentino, Via Roma 65, 38024 Cogolo di Peio, Trento

⁴ Università del Piemonte Orientale Amedeo Avogadro, Dipartimento di scienze e Innovazione tecnologica, V.le Teresa Michel 11, 15121 Alessandria

Parole chiave

- Uccelli nidificanti
- Alpi
- Abbandono
- Direttiva Uccelli
- Intensificazione
- Monitoraggio
- Praterie

Riassunto

Il presente lavoro sintetizza le attività di monitoraggio e ricerca sullo stato di conservazione dell'avifauna nidificante nelle principali aree prative e pascolate del Trentino nelle stagioni riproduttive dal 2015 al 2022. È stata adottata una tecnica di censimento standardizzata (trasetti lineari) volta a definire la densità delle specie target in 15 aree campione rappresentative di aree geografiche ben definite del Trentino. L'attività aveva come obiettivo: i) la caratterizzazione delle comunità avifaunistiche; ii) la sintesi delle conoscenze circa la distribuzione, le preferenze ambientali, la densità e lo stato di conservazione delle specie indicatrici/focali di questi ambienti; iii) l'avvio del Piano di monitoraggio delle specie della Direttiva Uccelli legate a questi ambienti e presenti entro la Rete Natura 2000 della PAT (LIFE+ T.E.N.; <http://www.lifeten.tn.it/>). Complessivamente sono state censite 108 specie nidificanti probabili/accertate; 13 inserite nell'Allegato I della Direttiva Uccelli; cinque (*Crex crex*, *Lanius collurio*, *Lullula arborea*, *Anthus campestris*, *Sylvia nisoria*) tipiche di ambiente di prateria; una sesta specie, *Emberiza hortulana*, è da considerarsi estinta sul territorio provinciale. In aggiunta, sono state contattate sette specie considerate "focali" per gli ambienti prativi secondo l'Azione A.8 del LIFE+T.E.N.

Key words

- Birds
- Alps
- Abandonment
- Bird Directive
- Grassland
- Intensification
- Monitoring

Summary

The present work synthesizes the monitoring and research activities on the conservation status of the breeding avifauna in the main grassland areas of Trentino during the breeding seasons from 2015 to 2022. A standardized census technique (linear transects) was adopted to determine the density of target species in 15 sample areas representative of well-defined geographical areas of Trentino. The objectives of the activity were: i) the characterization of avian communities; ii) the synthesis of knowledge regarding the distribution, environmental preferences, density, and conservation status of indicator/focal species in these environments; iii) the definition of the monitoring plan for the species of the Birds Directive associated with these environments and found within the Natura 2000 Network of the Autonomous Province of Trento. A total of 108 confirmed/probable breeding species were recorded, with 13 included in Annex I of the Birds Directive. Five species (*Crex crex*, *Lanius collurio*, *Lullula arborea*, *Anthus campestris*, *Sylvia nisoria*) were typical of the grassland environments, while a sixth species, *Emberiza hortulana*, is considered extinct in the province. In addition, the presence of seven species considered "focal" for grassland environments according to Action A.8 of LIFE+T.E.N. was assessed.

* Autore corrispondente:
 e-mail: giacomo.assandri@gmail.com;
paolo.pedrini@muse.it

Redazione: Valeria Lencioni e Marco Avanzini

pdf: <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-102-2023/>

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: 47-65.

Introduzione

In molte aree del mondo, e in particolare in Europa, la millenaria storia d'interazione tra uomo e natura ha avuto e continua ad avere un impatto determinante sulla biodiversità (Donald et al. 2001; Krebs et al. 1999). In particolare, l'espansione di ambienti aperti e semi-aperti utilizzati per la produzione alimentare, quali campi coltivati a cereali, coltivazioni di alberi da frutto, prati da sfalcio e pascoli, ha profondamente modificato l'originario paesaggio europeo, largamente dominato da foreste e da altri ambienti naturali.

Queste trasformazioni avvenute in epoca storica hanno permesso a numerose specie originariamente legate ad ambienti di tipo steppico di occupare larghe porzioni del continente europeo: prati, campi e pascoli si sono rivelati un ottimo habitat, fino al punto di rappresentare il loro ambiente principale.

In epoca più recente, i profondi cambiamenti nelle pratiche agricole avvenuti nell'ultimo secolo, e in particolare dopo gli anni Cinquanta, hanno però causato la progressiva rarefazione o scomparsa di molte di queste specie e in particolare, tra le più minacciate, quelle legate agli ambienti aperti o semi-aperti, largamente originati e mantenuti dall'attività agricola tradizionale e dalla pastorizia (Donald et al. 2001). Il preoccupante declino mostrato da molte specie negli ultimi decenni appare in larga parte dovuto all'intensificazione delle pratiche agricole (Donald et al. 2001), ma anche all'abbandono delle aree rurali, fenomeno che risulta ancora in corso in buona parte d'Europa (Brambilla et al. 2010; Laiolo et al. 2004; Perpina Castillo et al. 2018).

In tale quadro generale, appare evidente come l'individuazione di modelli gestionali concretamente applicabili e in grado di rendere le pratiche agro-pastorali compatibili con la conservazione della biodiversità, sia fondamentale per la conservazione di una larga parte della biodiversità presente a livello continentale.

Le praterie, cioè quegli ecosistemi dominate da piante erbacee, sono fra i più tipici ambienti aperti del continente europeo. Una semplice classificazione di questi ambienti è possibile distinguendo l'origine della prateria: naturale o antropogenica (o secondaria). Il ruolo produttivo delle praterie secondarie è fondamentalmente orientato verso l'allevamento del bestiame e quindi al pascolo o alla produzione di fieno (FAO 2005). Le praterie secondarie in Europa rappresentano oggi circa il 35% della superficie utilizzata a scopo agricolo (<http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained>). Questo valore è tuttavia destinato a calare; infatti, le praterie permanenti nell'Unione Europea sono diminuite del 6,4% tra il 1993 e 2011 a causa della loro conversione attiva in altri usi del suolo (es. coltivazioni e aree urbane) oppure per conversione passiva dovuta all'abbandono, e questo trend non è certamente in controtendenza negli ultimi anni. In parallelo, le praterie rimanenti sono state fortemente intensificate mediante l'aumento di input esterni, in particolare supplementi azotati e acqua, con conseguenti gravi impatti sulla biodiversità associata a questi ambienti (Andrey et al. 2014; Fischer et al. 2008).

In Trentino, così come altrove sulle Alpi, il settore foraggero-zootecnico, uno dei più rilevanti per il sistema agricolo ed economico alpino, negli ultimi quarant'anni è andato incontro a profonde trasformazioni. Quella che era una zootecnia di sussistenza, basata su "micro-allevamenti" a carattere familiare e ampiamente diffusi sul territorio, ha lasciato progressivamente spazio ad una zootecnia di mercato, con un numero decrescente di aziende (ma di dimensioni sempre maggiori), specializzate nella produzione di latte. Contestualmente, le aree meno accessibili e quindi meno meccanizzabili (es. lontane dal centro aziendale, o a quote e pendenze elevate) sono state gradualmente abbandonate e lasciate alla riconquista del bosco. La zootecnia intensiva ha portato alla riduzione della pratica dell'alpeggio, soprattutto delle vacche da latte, e la dieta degli animali è stata integrata con alimenti ad alto contenuto energetico. Le razze di piccola taglia, adatte ai "difficili" territori alpini, sono state in buona parte sostituite da razze bovine più produttive che, allevate ad alta densità, producono anche quantitativi di reflui maggiori, che comportano problematiche di smaltimento (Faccioni et al. 2019; Marini et al. 2011). Tali trasformazioni hanno comportato

ingenti impatti sull'ambiente e sulla biodiversità, e specificatamente su alcune specie di uccelli, alcune delle quali di elevato valore conservazionistico a causa del loro stato di conservazione sfavorevole a scala europea o globale.

Questo contributo presenta una caratterizzazione dell'avifauna delle aree rurali trentine con significativa presenza di ambienti prativi (e in minor misura, pascolati) e si forniscono dati su distribuzione, preferenze ambientali, densità e stato di conservazione delle principali specie indicatrici/focali tenendo conto dei differenti contesti geografici trentini. Lo scopo del lavoro è anche quello di definire le linee guida di un piano di monitoraggio a lungo termine delle specie di maggior interesse conservazionistico, finalizzato da un lato a valutare lo stato di salute di tali ambienti in base a distribuzione, abbondanza e trend demografico di specie indicatrici e, dall'altro, a reperire le informazioni necessarie alla valutazione dello stato di conservazione delle specie di interesse comunitario (inserite nell'Allegato I della Direttiva Uccelli), in ottemperanza alle richieste delle direttive europee.

Aree di studio

Il territorio considerato è quello della provincia di Trento (Trentino) dove sono state individuate 15 aree campione (Figura 1) rappresentative delle principali aree prative di media e alta quota (altitudine compresa tra i 350 e i 1700 m s.l.m.) della provincia di Trento. Tali aree sono prevalentemente vocate alla praticoltura, che in taluni contesti convive con altre tipologie colturali (frutteto, vigneto, mais, piccoli frutti). Alle quote più elevate, in alcune di esse (es. Monte Baldo e Lessinia, Val di Peio e Rabbi), i prati stabili sono gestiti a pascolo.

Nella Tavola I sono riportate alcune immagini delle aree di campione più rappresentative degli ambienti prativi e pascolati del Trentino.

Metodi

La caratterizzazione complessiva delle comunità ornitiche delle aree campione si è basata sull'organizzazione dei dati derivanti da una serie di campagne di censimento svolte dalla Sezione di Zoologia dei Vertebrati del MUSE dal 2013 al 2019 nel periodo riproduttivo (maggio-luglio). A questi dati si sono aggiunte alcune osservazioni occasionali afferite in anni recenti nella banca dati MUSE e il progetto Avifauna Trentina in Ornitho.it. Sono state prese in considerazione unicamente le specie nidificanti probabili o accertate nell'area di studio.

Nelle stagioni riproduttive 2015-2022 è stata adottata una tecnica di censimento standardizzata volta a definire le densità delle specie target nelle 15 aree campione coincidenti in transetti lineari, che sono stati visitati almeno una volta tra il 2015 e il 2017 e in almeno due (generalmente tre) occasioni fra maggio e luglio, nel corso dello stesso anno. I transetti erano lunghi 200 m e gli uccelli sono stati censiti in un intorno di 100 m, coincidente con un'area di 7,15 ha (Assandri et al. 2016, 2017), definita d'ora innanzi come unità di campionamento (Figura 2); i censimenti sono stati effettuati nel corso della mattina, dall'alba fino alle 11.30, conteggiando e localizzando su mappa le specie osservate. Nei tre anni sono stati complessivamente visitati 140 transetti, suddivisi nelle aree di campionamento come da tabella 1.

Dal 2018 con l'attivazione del Piano di monitoraggio della Rete Natura 2000 (Pedrini et al. 2014), le visite sono state ripetute in un sottocampione di transetti rappresentativo delle aree considerate più significative.

La densità delle specie target nel transetto è stata calcolata come massimo numero di adulti censito nelle uscite effettuate in ciascun transetto diviso la superficie dell'intorno del transetto. I risultati sono stati poi espressi come valore medio di adulti/10 ha per ciascuna area di studio. Nelle aree di studio in cui fosse disponibile più di un anno di censimenti, si presenta il valore di densità più elevato.

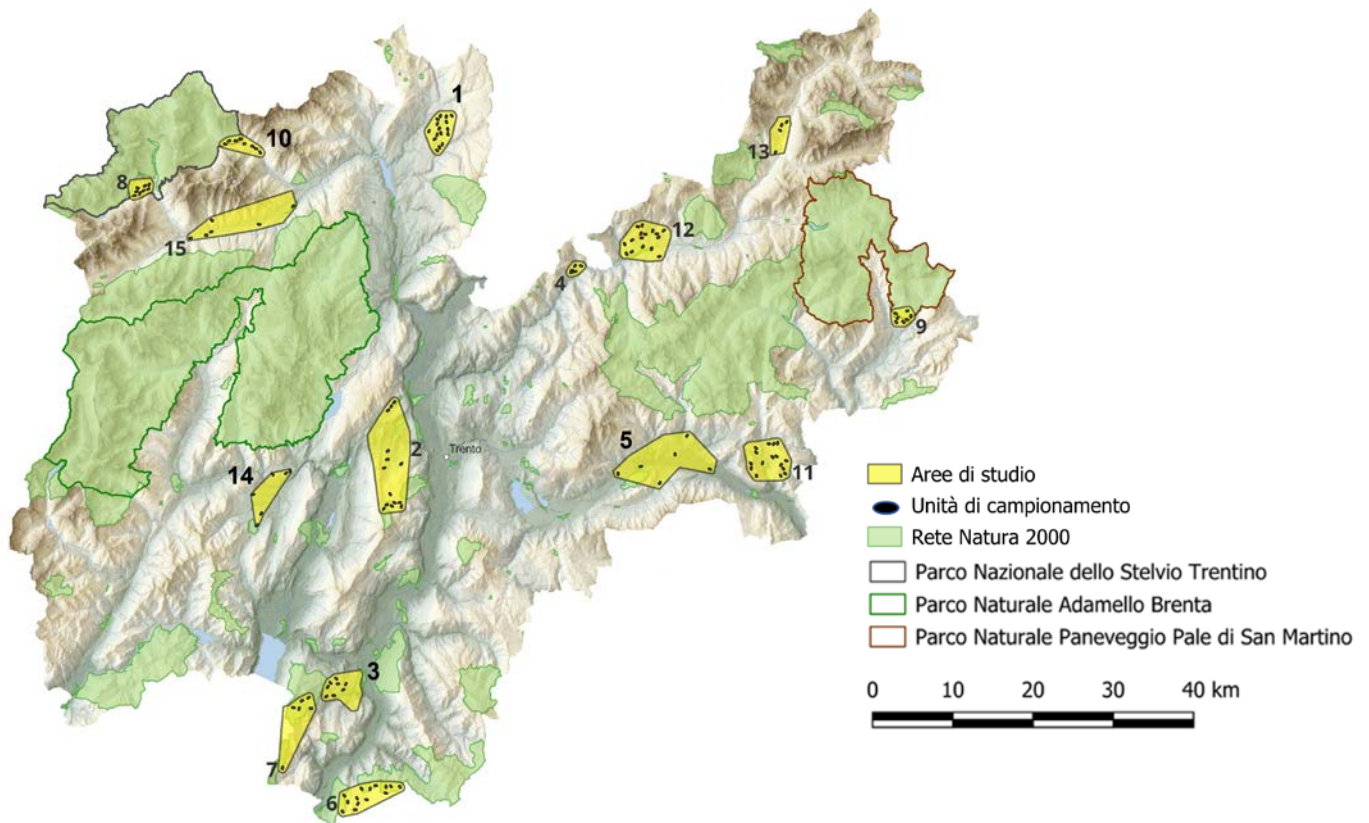
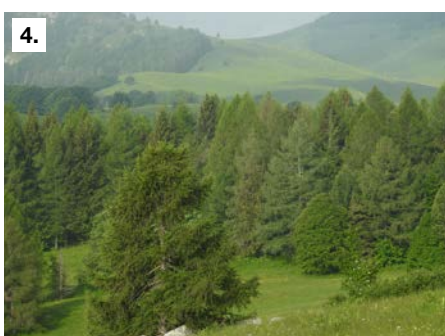


Fig. 1 – Aree campione considerate per la caratterizzazione delle comunità delle principali aree prative e pascolate della Provincia di Trento. In nero sono rappresentate le Unità di campionamento utilizzate in questo lavoro. In verde la superficie a prato stabile della PAT (Uso suolo PAT 2003). *Legenda:* 1. Alta Val di Non, 2. Bondone, 3. Altopiano di Brentonico, 4. Capriana, 5. Valsugana, 6. Lessinia, 7. Monte Baldo, 8. Peio, 9. Primiero, 10. Rabbi, 11. Tesino, 12. Val di Fiemme, 13. Val di Fassa, 14. Bleggio-Banale, 15. Val di Sole. Sfondo: Ortofoto Digitale 2015 - PAT. Ufficio Sistemi Informativi – Servizio Geologico (Provincia Autonoma di Trento). / **Fig. 1** – Sample areas selected for bird community characterization of the main grassland and pasture in Trentino. In black the units sample selected for this study. In Green the the surface covered by stable grassland surface in Trentino (PAT 2003). *Legend:* 1. Alta Val di Non, 2. Bondone, 3. Altopiano di Brentonico, 4. Capriana, 5. Valsugana, 6. Lessinia, 7. Monte Baldo, 8. Peio, 9. Primiero, 10. Rabbi, 11. Tesino, 12. Val di Fiemme, 13. Val di Fassa, 14. Bleggio-Banale, 15. Val di Sole. Background: Digital Orthophoto 2015 - PAT. Information Systems Office - Geological Service (Autonomous Province of Trento).



Fig. 2 – Esempio di unità di campionamento utilizzata nel presente lavoro. Transetto lineare di 200 m con intorno di 100 m (superficie totale: 7.15 ha); “100” è il numero identificativo del transetto. / **Fig. 2** – Example of sampling units monitored in this study. 200 m linear transect with 100 m environment observed around the transect (total surface: 7.15 ha); “100” is the transect identification number.



Tav. I - Alcune immagini degli ambienti prativi e pascolati delle principali aree campione del Piano di monitoraggio Avifauna ambienti prativi Rete Natura 2000 (foto 1 F. Rizzolli; foto 2-8 Arch. MUSE P. Pedrini). **Tav. I** - Some pictures of the grassland and grazed environments of the main sample areas of the Natura 2000 Network Monitoring Plan for Breeding Birds in Grassland Environments (foto 1 F. Rizzolli; foto 2-9 Arch. MUSE P. Pedrini).

- 1: Val di Peio, prati da sfalcio di versante.
- 2: Alta Val di Non, prati da sfalcio intensivi.
- 3: Alta Val di Non, Sarnonico; prati da sfalcio intensivi con siepi.
- 4: Viote del Monte Bondone, praterie alberate a sfalcio e pascolo.
- 5: Conca di Celado nel Tesino; prati da sfalcio estensivi.
- 6: Praterie pascolate della Lessinia, in secondo piano le praterie dell'Altissimo del Monte Baldo.
- 7: Praterie pascolate in Val di Fiemme, loc. Salanzada.
- 8: Prati da sfalcio estensivo Val di Fiemme.
- 9: Prati da sfalcio nel Primiero, nel Parco naturale di Paneveggio e Pale di San Martino.

Tab. 1 – Elenco delle aree campione studiate con indicazione, per ognuna, degli anni di censimento, del numero di unità di campionamento indagate e del numero di unità di campionamento selezionate per il monitoraggio di lungo periodo. / **Tab. 1** – List of studied areas showing census years, number of sampling units investigated, and number of sampling units selected for long-term monitoring.

Codice area	Area campione	Anno/i del censimento/i	N unità di campionamento complessive	N unità di campionamento selezionate
1	Alta Val di Non	2016; 2019; 2020; 2021; 2022	16	8
2	Bondone	2015; 2018; 2019; 2020; 2021; 2022	14	7
3	Brentonico	2016; 2018; 2019; 2021	8	8
4	Capriana	2016, 2019; 2020; 2021; 2022	5	5
5	Valsugana	2017	6	0
6	Lessinia	2015, 2019; 2020; 2021; 2022	14	7
7	Monte Baldo	2016; 2018; 2019; 2020; 2021; 2022	6	5
8	Peio	2016; 2018; 2019; 2021; 2022	8	8
9	Primiero	2015; 2018; 2019; 2020; 2021; 2022	7	7
10	Rabbi	2016; 2018; 2019; 2020; 2021; 2022	8	8
11	Tesino	2015; 2019; 2020; 2021; 2022	16	16
12	Val di Fiemme	2015; 2018; 2019; 2020; 2021; 2022	16	8
13	Val di Fassa	2017	4	0
14	Bleggio	2017	6	0
15	Val di Sole	2017	6	0

Risultati

I risultati della caratterizzazione delle comunità sono riportati in tabella S1. Complessivamente, nelle aree prative e pascolate del Trentino sono state contattate 108 specie nidificanti probabili/accerstate. Le specie inserite nell'Allegato I della Direttiva Uccelli sono 13, di cui cinque, re di quaglie (*Crex crex*), tottavilla (*Lullula arborea*), calandro (*Anthus campestris*), bigia padovana (*Sylvia nisoria*), averla piccola (*Lanius collurio*) tipiche di ambiente di prateria, mentre una sesta, l'ortolano, è da considerarsi estinta sul territorio provinciale. In aggiunta, sono state contattate sette specie considerate "focali" gli ambienti prativi secondo l'Azione A.8 del LIFE+ T.E.N. (Brambilla & Pedrini 2014). Oltre a queste, è da rilevare la presenza di altre tre specie tipiche di ambienti di prato-pascolo o di ambienti agricoli aperti in genere, non comprese negli elenchi precedentemente citati, ovvero quaglia comune (*Coturnix coturnix*), prispolone (*Anthus trivialis*) e strillozzo (*Emberiza calandra*). In base a questi risultati, le specie target considerate indicatrici degli ambienti prativi e pascolati del Trentino incluse nel presente lavoro sono le seguenti: quaglia comune, allodola (*Alauda arvensis*), tottavilla, calandro, prispolone, stiacchino (*Saxicola rubetra*), saltimpalo (*Saxicola torquatus*), bigia padovana, averla piccola, zigolo giallo (*Emberiza citrinella*), strillozzo. In aggiunta a queste, si è deciso di trattare anche lo zigolo nero (*Emberiza cirius*), specie non strettamente dipendente da ambienti di prato e pascolo, ma rilevante per gli obiettivi di questo lavoro.

Incomplete sono le informazioni sulla presenza del re di quaglie, qui rilevato occasionalmente, e invece oggetto di un monitoraggio di lunga data iniziato nel 1996 e tuttora in corso nell'ambito del Piano di monitoraggio della Rete Natura 2000 del Trentino, basato sui censimenti notturni (canto spontaneo e stimolato, metodo del playback) nelle stesse aree campione (Brambilla & Pedrini 2014). In tabella 2 sono riportati i risultati relativi alle densità medie delle specie target nelle 15 aree campione. I risultati sono commentati dettagliatamente per specie di seguito.

Status delle specie target: distribuzione, consistenza delle popolazioni, stato di conservazione Specie dell'allegato I della Direttiva Uccelli

Bigia padovana *Sylvia nisoria*

La bigia padovana è una specie rara sul territorio nazionale, dove raggiunge il limite occidentale del suo areale distributivo. Attualmente è confinata in Veneto, Trentino-Alto Adige e Lombardia e appare in forte regressione di areale e di consistenza, con una popolazione complessiva quantificata in meno di 100 coppie (Brichetti & Grattini 2010). In Trentino nel periodo 1986-2003 erano note una decina di coppie e si stimava una dimensione complessiva della popolazione compresa fra le 10 e 100 coppie (Pedrini et al. 2005). La specie era considerata presente nei dintorni del Lago d'Idro, all'imbocco della Val di Breguzzo, a Sopramonte, lungo la fascia collinare delle valli dell'Adige (Cimirlo presso Trento, Villa Lagarina presso Rovereto), a Brentonico, e in Val di Fiemme, dove, accertata negli anni Novanta, è stata riconfermata all'inizio degli anni 2000 con più coppie presenti. Gli ambienti frequentati erano aree golenali, prati da sfalcio intercalati da siepi e cespugli e boscaglie termofile (Pedrini et al. 2005).

Successivamente, individui isolati sono stati contattati in periodo riproduttivo (senza che tuttavia ne fosse confermata la riproduzione) nei dintorni di Vigolo Baselga nel 2006 (M. Segata, *obs.*), nel PNL del Monte Baldo nel 2007 e 2014 (Franzoi 2007; Marchesi 2014), sul Monte Zugna nel 2009 (MUSE: A. Franzoi *obs.*) e in Val di Cembra nel 2013 (uno due cantori presso Capriana e due cantori tra Valda e Grumes (L. Marchesi, M. Caldonazzi, S. Zanghellini, *obs.*), in Alta Val di Non (Bresimo) nel 2015-2016 (L. Marchesi, *obs.*).

Nel corso della presente indagine, campagne mirate fra il 2013 e il 2017 hanno permesso di individuare la presenza di 13-15 territori in Val di Fiemme e di 5-9 territori in Alta Val di Non, conteggi questi per eccesso, basati sui territori occupati complessivamente nei cinque anni, senza tener conto che non tutti i territori sono rioccupati (o individuati) di anno in anno. In aggiunta, un maschio isolato è stato rilevato in Tesino nel maggio 2015 (MUSE: P. Pedrini, *obs.*), senza

Tab. 2 – Densità delle specie target nelle 15 aree campione basate su censimenti standardizzati. I valori sono espressi come numero di adulti/10 ha. I valori sono da considerarsi massimi (annuali e globali nel caso i censimenti siano stati ripetuti per più anni). / **Tab. 2** – Densities of target species in the 15 sample areas based on standardized censuses. Values are expressed as number of adults/10 ha. Values shown are to be considered as a maximum (annual and global if census were repeated for several years).

Specie	Alta Val di Non	Lessinia	Tesino	Valsugana	Capriana	Rabbi	Val di Sole
Allodola <i>Alauda arvensis</i>	0.0	3.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Averla piccola <i>Lanius collurio</i>	5.8	6.6	5.1	1.9	3.6	5.9	5.1
Bigia padovana <i>Sylvia nisoria</i>	1.6	0.4	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
Calandro <i>Anthus campestris</i>	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Prispolone <i>Anthus trivialis</i>	0.5	0.9	1.6	0.0	0.0	0.0	0.7
Quaglia comune <i>Coturnix coturnix</i>	1.2	2.2	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0
Saltimpalo <i>Saxicola torquatus</i>	0.0	1.2	0.0	0.9	0.0	0.0	0.2
Stiaccino <i>Saxicola rubetra</i>	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0	0.5	0.7
Strillozzo <i>Emberiza calandra</i>	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Zigolo giallo <i>Emberiza citrinella</i>	0.3	2.4	0.3	0.0	0.0	1.4	0.7
Specie	Bondone	Val di Fiemme	Peio	Brentonico	Monte Baldo	Primiero	Val di Fassa
Allodola <i>Alauda arvensis</i>	0.2	0.1	0.0	0.0	1,7	0.0	0.0
Averla piccola <i>Lanius collurio</i>	2.6	4.8	4.8	3.7	6.2	2.8	1.0
Bigia padovana <i>Sylvia nisoria</i>	0.0	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Calandro <i>Anthus campestris</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Prispolone <i>Anthus trivialis</i>	2.2	1.2	1.2	0.0	1.7	1.8	1.7
Quaglia comune <i>Coturnix coturnix</i>	1.0	0.2	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0
Saltimpalo <i>Saxicola torquatus</i>	0.2	0.9	0.0	0.7	0.9	0.0	0.0
Stiaccino <i>Saxicola rubetra</i>	1.2	5.4	0.0	0.2	0.3	0.0	2.8
Strillozzo <i>Emberiza calandra</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Zigolo giallo <i>Emberiza citrinella</i>	0.8	0.9	1.7	0.7	1.7	0.0	1.4

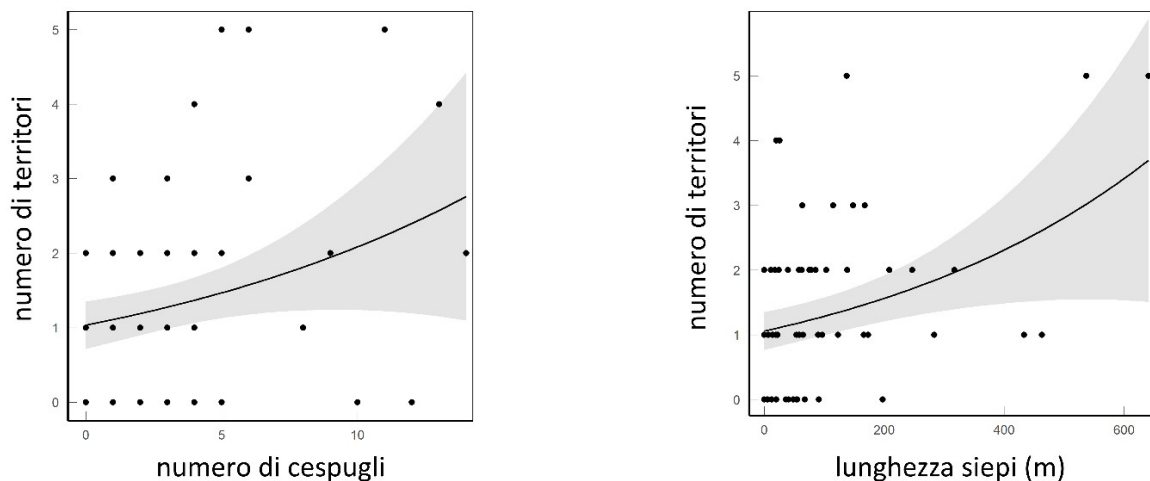


Fig. 3 – Effetto positivo dei cespugli e delle siepi basse cespugliose sull'abbondanza dell'averla piccola (modificato da Assandri et al. 2019a). / **Fig. 3** – Positive effect of shrubs and hedgerows on red-backed shrike abundance (modified from Assandri et al. 2019a).

tuttavia che fosse ricontattato o ne fosse provata la nidificazione, mentre una coppia certamente nidificante è stata contattata nel 2019 in Lessinia (MUSE: P. Pedrini, *obs.*), non confermata gli anni successivi a seguito di distruzione dell'habitat (2020-22); un maschio cantore territoriale è stato localizzato nel 2023 in altra località della Lessinia (MUSE: P. Pedrini, *obs.*), infine un altro è stato invece censito nella primavera 2021 alla Torbiera di Fivé nell'ambito dei monitoraggi dell'avifauna delle zone umide del Trentino (MUSE: P. Pedrini, *obs.*; M. Pes *obs.*).

È da notare che la specie non è stata riconfermata nelle aree occupate nel periodo 1986-2003, se non in Val di Fiemme, anche se è possibile che coppie isolate o singoli maschi cantori possano essere passati inosservati. Le estinzioni locali nell'area del Lago d'Idro e nei dintorni di Trento e Rovereto appaiono tuttavia confermate, e conseguenti a cambiamenti ambientali (Trento, Rovereto) per cambi di coltura o destinazione d'uso del territorio (Idro, MUSE: A. Micheli *obs.*).

Nonostante il computo complessivo dei territori conteggiati in provincia sia più elevato di quello registrato nel passato, è probabile che la specie sia in realtà in contrazione di areale e decremento e che quindi il minor numero di coppie presenti un tempo dipendesse da un difetto di ricerca nelle aree idonee (ad esempio, Alta Val di Non).

Oggi le popolazioni di bigia padovana appaiono indissolubilmente legate ad aree di bassa montagna vocate alla praticoltura, caratterizzate dalla presenza di grosse siepi arboreo-arbustive e piccole zone incolte con cespugli, dove la specie nidifica. La conservazione allo stato attuale di questi ambienti e il loro ripristino appaiono l'unica possibilità di conservare le ultime coppie di questa specie presenti in Trentino, le cui popolazioni provinciali rappresentano, stando ai dati noti, le più importanti a livello nazionale, dove la specie appare in condizioni critiche (Gustin et al. 2019).

Averla piccola *Lanius collurio*

L'averla piccola nel periodo 1986-2003 era uniformemente distribuita sul territorio provinciale, da quote pianiziali fin verso i 2000 m, risultando più abbondante nella fascia al di sotto dei 1500 m (Pedrini et al. 2005), in aree aperte (soprattutto prati e pascoli) con siepi, cespugli e incolti (Ceresa et al. 2012) e condotte con una gestione non intensiva. La specie infatti è sostanzialmente assente dalle aree a monocultura intensiva, come vigneti e frutteti (Assandri et al. 2016; Brambilla et al. 2015), o con coppie isolate in aree prossime a siepi (Piana Rotaliana, frutteti: P. Pedrini *obs.*).

Nel corso della presente indagine, l'averla piccola si è confermata diffusa nelle aree agricole aperte del Trentino, risultando nidificante in tutte le aree di studio. Le densità variano tuttavia in maniera

sostanziale da area ad area, risultando più alte in aree caratterizzate da ampie estensioni di prato (Val di Fiemme, Tesino), o di prato e pascolo in continuità (Val di Sole, Monte Baldo), in cui la componente di elementi marginali residui, in particolare siepi e cespugli (essenziali per la specie), è ancora ben rappresentata. Le densità sono invece più basse in aree in cui i prati sono progressivamente rimpiazzati da colture intensive (Bleggio-Banale, Valsugana), oppure disposti in aree soggette a progressivo riforestazione naturale delle aree a margine (Primiero), e/o nell'area del Bondone e in Val di Fassa, per assenza o scarsa disponibilità di elementi di margine.

Le densità rilevate sono comparabili con quelle di Ceresa et al. (2012), risultando in generale in linea, o leggermente superiori, a quelle rilevate altrove sulla catena alpina, ma inferiori a quelle dei siti prealpini e appenninici più vocati (Assandri et al. 2019a; Bazzi et al. 2015; Brambilla et al. 2007, 2009; Brichetti & Fracasso 2011; Korner et al. 2017).

L'averla piccola è una specie ancora diffusa, seppur non abbondante, in Trentino, ma appare in continuo calo a causa di una concomitanza di fattori che agiscono in tutta Europa e che la fanno ritenere una specie minacciata a scala continentale (BirdLife International 2017). In particolare, la scomparsa del suo habitat principale (costituito da praterie e aree agricole eterogenee), dovuta alla conversione in altre tipologie o all'abbandono, e all'eliminazione di siepi, cespugli e aree incolte dagli ambienti agricoli (tipici effetti dell'intensificazione dell'agricoltura), che la priva di siti di nidificazione e di posatoi (Figura 3), sono la causa della drastica diminuzione a scala locale.

Tottavilla *Lullula arborea*

In anni recenti la specie non è stata considerata nidificante in Trentino, sebbene sia risultata presente in passato nella confinante Lessinia veronese (Pedrini et al. 2005) e nelle Prealpi bresciane (Alto Garda, A. Micheli *obs.*). Raramente osservata in periodo riproduttivo, sono pertanto da ritenersi rilevanti due segnalazioni relative alla Val di Fiemme effettuate nel corso della presente indagine: un soggetto cantore il 11.07.2013 in località Pian delle Laste (Varena; MUSE: A. Franzoi *obs.*); un soggetto cantore il 13.06.2014 in località Passo San Lugano (Carano; O. Niederfriniger *obs.* in Ornitho.it).

Calandro *Anthus campestris*

Si tratta di una specie molto rara, ai margini del suo areale, probabilmente poco favorita da un contesto generale che vede i prati e pascoli magri di versante ormai in gran parte circondanti e progressivamente occupati da boschi cedui o di recente formazione. Già nel periodo 1986-2003 il calandro non era considerato nidificante nella provincia di Trento.

Ricerche condotte nel 2012 hanno permesso di documenta-

re la presenza di una-due coppie sulle praterie sommitali del monte Gazza, dove la nidificazione è stata successivamente ipotizzata anche nel 2013 e 2018 (Vezzano; G. Speranza e M. Segata *obs.*), confermate nel 2022 e 23. Nel 2015 un maschio cantore è stato individuato nel complesso del Monte Bondone in un ambiente simile (G. Speranza *obs.*), così come nel 2016 sulla sommità del Monte Peller (Val di Non-Val di Sole; L. Marchesi *obs.*). Nel giugno 2019, individui isolati sono stati contattati in Val di Ledro, in località Malga Cadria (Bezzecca; K. Tabarelli de Fatis *obs.*) e presso Passo Tremalzo (A. Pasqua *obs.* in Ornitho.it).

Durante la presente indagine la nidificazione è stata confermata nella Lessinia Trentina (MUSE: P. Pedrini *obs.*): nel 2015 in località Malga Scortigara di Cima e durante i monitoraggi nel 2019 e 2021 nei pressi di Sega di Ala, in aree in continuità geografica con la Lessinia veronese, dove la specie era nota come nidificante.

Ortolano *Emberiza hortulana*

Nel periodo 1986-2003 l'ortolano era considerato una specie localizzata in Trentino, dove si stimava la presenza di meno di 100 coppie, che abitavano ambienti aperti e semi-aperti di varia natura (prati, pascoli, cave di ghiaia dismesse e pendii rocciosi arbustati). I Lavini di Marco e le Viote del Monte Bondone erano i due nuclei di presenza più stabili e rilevanti per la specie (4-6 coppie ciascuno) (Pedrini et al. 2005).

Le ricerche specifiche condotte nel periodo successivo all'atlante provinciale hanno evidenziato la totale scomparsa della specie nei siti noti; unico dato raccolto riguarda l'osservazione nel maggio 2012 di un maschio in canto nei dintorni di Cles (L. Marchesi *obs.*), probabilmente in migrazione. Nel periodo 2010-2022 tutte le osservazioni si riferiscono a soggetti inanellati durante la migrazione post-riproduttiva in campagne di inanellamento a Bocca di Caset in Val di Ledro (Progetto Alpi; <https://progetto-alpi.muse.it/it/>).

Le motivazioni di questa scomparsa sono di difficile spiegazione, sebbene si inquadrino in un più generalizzato decremento della specie a scala europea, soprattutto nei settori a clima temperato del suo areale (BirdLife International 2017; Menz & Arlettaz 2012). Il declino dell'ortolano a scala locale è stato determinato da varie concause, tra le quali un ruolo particolarmente importante può essere stato giocato dalla perdita e dal degrado degli habitat, dovuti ad esempio all'intensificazione dell'agricoltura e abbandono di aree agricole estensive e marginali e più in generale alla perdita di aree con suolo scoperto, a cui la specie è particolarmente legata (Brambilla et al. 2017).

Specie "focali" Azione 8-LIFE+Ten

Allodola *Alauda arvensis*

Nel periodo 1986-2003 l'allodola risultava abbastanza ben distribuita sul territorio provinciale ad esclusione delle vallate alpine più interne e dei massicci montuosi cristallini, con maggiori presenze nei settori calcarei e soprattutto nelle Prealpi, in particolare fra i 1500 e i 2000 m di quota, occupando praterie primarie e secondarie (prati stabili e pascoli), seppure con popolazioni di ridotte dimensioni o con maschi cantori isolati. Già nell'Atlante ornitologico del Trentino (Pedrini et al. 2005) si riporta come la specie fosse quasi del tutto scomparsa nei fondovalle e nelle aree di bassa montagna, soprattutto a causa della conversione dei prati stabili in colture più redditizie.

Nella presente indagine si è evidenziata un'ulteriore contrazione dell'areale della specie, con presenze ancora significative solo nelle aree campione della Lessinia e del Monte Baldo (Altissimo) e rara pochi altri contesti di media montagna. Le densità sono minime in Val di Fiemme, dove la sua presenza riproduttiva sul fondovalle si può dire occasionale; modeste nel Baldo e solo alle quote medio alte, mentre sono consistenti solo in Lessinia. Da rilevare quindi l'estinzione locale in Valle dell'Adige (Foci dell'Avasio, L. Uber *obs.*; Aeroporto di Trento, G. Speranza *obs.*), nel Bleggio, come più recentemente in Bassa e poi Alta Val di Non e nel Primiero (oltre che, di fatto, in Tesino) rispetto a quanto riportato per il periodo 1986-2003 (Pedrini et al. 2005).

Recenti osservazioni hanno confermato la presenza, seppur numericamente modesta, di alcune coppie in Val di Gresta (Ron-

zo-Chienis, Passo Bordala). In quest'area sebbene i prati vengano progressivamente sostituiti da colture orticole, la limitata estensione degli appezzamenti coltivati intercalata da incolti, probabilmente favoriscono la nidificazione della specie.

L'allodola è una specie a stato di conservazione sfavorevole in Trentino, così come nel resto d'Europa (BirdLife International 2017). Attualmente è da annoverare fra quelle più minacciate nella provincia. Come per altre specie legate ad ambienti agricoli aperti, il fatto di nidificare a terra nell'erba la rende molto sensibile alle pratiche agricole di gestione del prato. Le moderne pratiche di fienagione, caratterizzate da tagli precoci e ravvicinati (ad esempio in Alta Val di Non il primo taglio è eseguito a partire già da fine maggio) ed effettuati su ampie superfici, sono sicuramente uno dei principali fattori che hanno portato alla scomparsa della specie, in quanto determinano la distruzione dei nidi, la morte dei pulcini e in taluni casi anche degli adulti. Anche l'aumento di input azotati esterni (fertilizzanti chimici e organici) ha sicuramente un effetto negativo per la specie, riducendo l'eterogeneità floristica e strutturale del prato e gli invertebrati ad esso associati (Andrey et al. 2014; Vickery & Arlettaz 2012). Non sorprende quindi che le poche popolazioni ancora consistenti presenti sul territorio provinciale si riscontrino attualmente in aree prevalentemente pascolate a quote medio-alte, oppure nelle praterie primarie al di sopra del limite degli alberi.

Stiaccino *Saxicola rubetra*

Lo stiaccino nel periodo 1986-2003 era distribuito in maniera sostanzialmente omogenea sul territorio provinciale, risultando legato alle praterie e soprattutto ai prati da sfalcio, pur utilizzando anche pascoli e praterie primarie nella fascia di ecotono con il bosco, seppur in misura minore. Già in quel periodo la specie era estremamente localizzata, seppur occasionalmente nidificante, al di sotto dei 500 m di quota (Pedrini et al. 2005).

Nel corso della presente indagine lo stiaccino è risultato assente dalle aree campione di Bleggio, Valsugana, Capriana, Lessinia, Val di Peio e Primiero, oltre che di fatto dall'Alta Val di Non (un solo dato imputabile a una nidificazione possibile nel 2013); al di fuori dei monitoraggi del presente studio lo stiaccino è stato contattato in periodo riproduttivo a Fivè nel Bleggio (2013, 2016, MUSE: F. Ceresa e A. Franzoi *obs.*). La specie appare inoltre notevolmente rarefatta nella gran parte delle altre aree. Pur ammettendo qualche possibile lacuna dovuta al censimento a campione di questo lavoro, il quadro che si delinea è comunque preoccupante.

In alcune di queste aree, soprattutto quelle vocate alla praticoltura (es. Bleggio, Altopiano di Brentonico, Primiero e Alta Val di Non, Val di Sole) la specie era presente e talora abbondante fino a 20-30 anni fa; come lo era in aree di bassa quota dell'Alta Valsugana dove oggi è estinta.

Attualmente essa è presente con densità medio-alte unicamente nelle aree prative di costa della Val di Fiemme e Fassa e comunque le sue densità in Trentino appaiono inferiori rispetto ad altre stime effettuate sulle Alpi italiane, svizzere e francesi (Assandri et al. 2019a; Brichetti & Fracasso 2008; Broyer 2009; Korner et al. 2017; Müller et al. 2005; Strebel et al. 2015).

Lo stiaccino è specie legata all'ecosistema dei prati da sfalcio; nidificando a terra, il successo della sua riproduzione è strettamente legato alle pratiche di sfalcio. Il principale fattore che determina la persistenza delle sue popolazioni è la data del primo sfalcio che è fortemente correlata con la quota e negli ultimi anni è notevolmente anticipata a seguito dei cambiamenti climatici in atto. Tale fattore oltre a condizionare il successo riproduttivo, ha portato sul lungo termine alla scomparsa delle popolazioni a scala locale. Così la specie non nidifica più al di sotto dei 900 m di quota, mentre a quote maggiori sono probabilmente in atto dinamiche regressive, aggravate da sfalci sempre più precoci, intensivi e su ampie superfici e dal degrado delle comunità di invertebrati indotte dall'eutrofizzazione dei prati magri e mesici (Figura 4).

Per tali ragioni lo stiaccino è, fra le specie legate agli ambienti aperti, una delle più minacciate a scala provinciale. Per la sua conservazione è necessario tenere in conto che, per le ragioni sovraesposte, i prati sfalciati nel periodo riproduttivo (prima della fine di

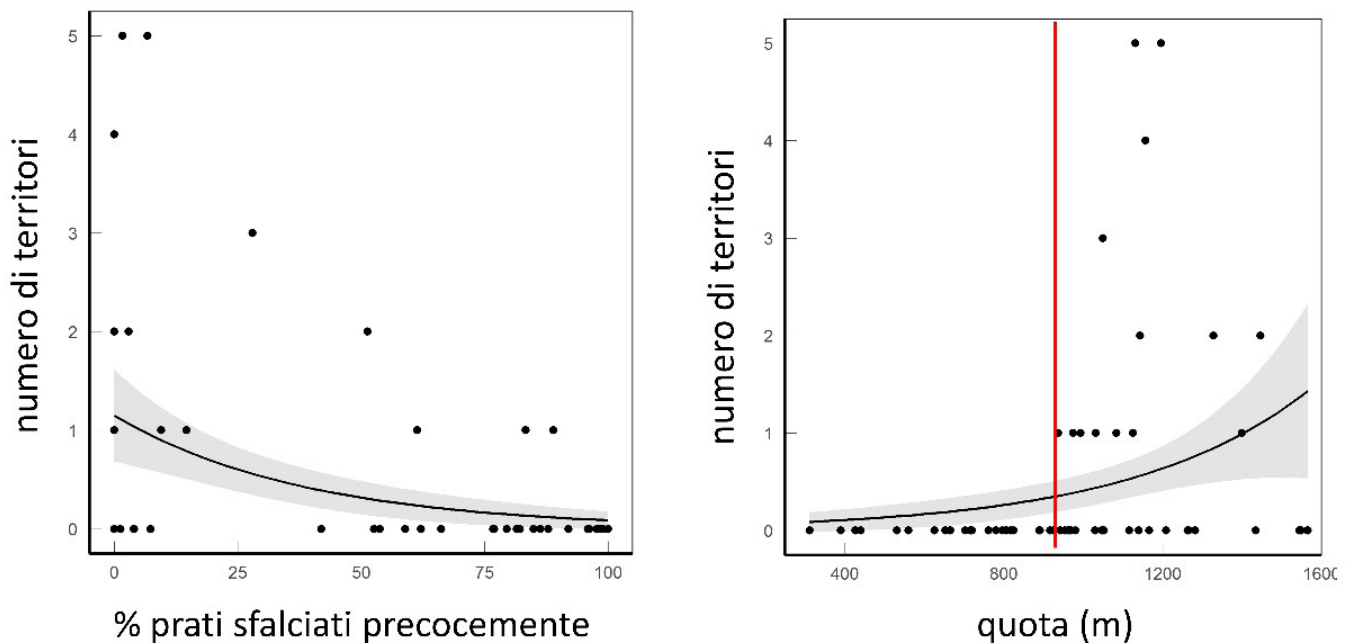


Fig. 4 – Effetto negativo sull’abbondanza dello sticcino della percentuale di prati sfalciati precocemente (prima della fine della III settimana di giugno) ed effetto positivo della quota. La linea rossa mostra il limite al di sotto del quale (900 m) la specie è sostanzialmente estinta in Trentino (modificata da Assandri et al. 2019a). / **Fig. 4** – Negative effect of grassland mown early percentage on early mown abundance (before the end of the third week of June) and positive effect of elevation on whinchat abundance. The red line shows the lowest elevation (900 m) of the species distribution in Trentino (modified from Assandri et al. 2019a).

giugno o meglio, prima dei primi dieci giorni di luglio) sono di fatto diventati ambienti inospitali per la specie.

Saltimpalo *Saxicola torquata*

Il saltimpalo nel periodo 1986-2003 era presente prevalentemente nei settori planiziali, collinari e di fondovalle del Trentino, soprattutto nella parte centro-meridionale della provincia. Occupava ambienti aperti ed eterogenei, caratterizzati da agricoltura estensiva e variegato mosaico ambientale. Nei fondovalle era stato rinvenuto in aree a prato e occasionalmente a quote più elevate in pascoli invasi da cespugli (Pedrini et al. 2005).

Dall’analisi dei dati raccolti nella presente indagine, il quadro si discosta poco da quello passato. Il saltimpalo è stato infatti rinvenuto con coppie isolate: 1) in aree di bassa quota caratterizzate da ambienti agricoli a mosaico aperti in cui la componente prativa è ancora importante, così come la presenza di siepi e cespugli isolati (Brentonico, Bleggio e Fivavé, Valsugana); 2) in aree prative su fondovalle o altipiani (Val di Sole e Val di Fiemme, comprensorio del Bondone); 3) in aree pascolate anche a quote elevate (Monte Baldo, Lessinia). La presenza di piccole zone umide residue pare inoltre essere una caratteristica ambientale molto apprezzata dalla specie. In tutte le aree in cui il saltimpalo è ancora presente, si rinviene a basse densità, a esclusione dell’area del Baldo e della Valsugana, dove è poco più abbondante. A differenza di quanto noto nel passato, la specie non è più stata rinvenuta nell’area campione dell’Alta Val di Non.

Il saltimpalo è una specie tipica di ambienti eterogenei a scala di paesaggio (diversificati dal punto di vista culturale, caratterizzati da piccoli appezzamenti e da presenza di elementi tradizionali nella matrice, come siepi, cespugli, incolti erbosi) e la riduzione di questi ambienti determinata dall’intensificazione dell’agricoltura spiega perché la specie sia considerata in declino a scala europea (BirdLife International 2017), così come in Trentino, e appare in ulteriore calo. Dall’indagine svolta e dai dati pregressi, il saltimpalo si adatta a nidificare in alcune aree prative della provincia che stanno venendo erose da coltivazioni più redditizie (es. Brentonico, Bleggio e Lomaso, tra Mori e Loppio, Valsugana), purché siano presenti siepi e cespugli;

quando il paesaggio diviene dominato da monoculture (es. vigneto), la specie scompare (Assandri et al. 2016). Ulteriori minacce sono costituite dall’intensificazione delle pratiche colturali nelle aree dominate da prati stabili, bonifiche di aree marginali e dalla riforestazione naturale a causa dell’abbandono del pascolo. Più recentemente (dal 2020) si è registrato un incremento delle coppie territoriali e nidificanti all’interno della Torbiera di Fivavé, in particolare nella primavera 2022 caratterizzata da un prolungato periodo di siccità.

Zigolo giallo *Emberiza citrinella*

Lo zigolo giallo nel periodo 1986-2003 appariva omogeneamente distribuito sul territorio provinciale occupando ambienti ecotoni (interfaccia tra bosco e aree aperte, quali prati e pascoli) e ambienti aperti intercalati da siepi cespugliate e arbusti, soprattutto a quote comprese fra i 500 e i 1500 m.

Nel corso della presente indagine la specie è risultata assente in diversi settori di bassa quota in cui i prati stabili sono stati progressivamente trasformati in altre colture più redditizie (Bleggio, Valsugana), oppure limitati a causa del loro abbandono (Capriana) o locale intensificazione della praticoltura (Piereni, Primiero). Nelle aree in cui è presente, questo zigolo si rinviene a basse densità in aree dove la praticoltura è praticata intensivamente (Alta Val di Non, Val di Sole, Brentonico). In Tesino è stato censito solo a Celado e ciò spiega le basse densità riscontrate per quest’area, così come sul Bondone dove è presente (e abbondante) solo alle Viote. Le densità sono maggiori in aree prative a quote più elevate, caratterizzate da una praticoltura meno intensiva e con una componente di alberi isolati e siepi importante (Val di Fiemme, ma anche Passo Bordala in Val di Gresta, Viote), anche se il massimo della densità è raggiunto in aree in cui sono presenti sia prati sia pascoli, generalmente a quote più elevate (Lessinia, e più marcatamente Monte Baldo, Val di Peio, Val di Rabbi, Val di Fassa).

Lo zigolo giallo è una specie certamente in calo in Trentino, così come nel resto d’Europa (BirdLife International 2017). I principali fattori che ne determinano la riduzione sono, a quote più elevate e soprattutto nei pascoli, il sovra-pascolamento da un lato, ma anche nel

contempo l'abbandono, che se inizialmente può favorire parzialmente la specie, con il procedere dell'evoluzione della vegetazione verso comunità forestali ne comporta la scomparsa. A quote più basse, nell'area dei prati da sfalcio, le principali minacce sono imputabili alla scomparsa stessa dei prati e alle moderne pratiche di gestione del prato, con tagli precoci (la specie nidifica preferenzialmente a terra) e sovra-concimazione, che determina un depauperamento floristico e di conseguenza la riduzione delle prede per la specie. Anche la sistematica riduzione di alberi isolati e siepi cespugliate ha un effetto nefasto per questo zigolo, che li utilizza come posatoi per cantare e alla cui base costruisce il nido.

Altre specie target

Quaglia comune *Coturnix coturnix*

La quaglia comune nel periodo 1986-2003 mostrava una distribuzione limitata a poche aree del Trentino, soprattutto ampi fondovalle e altopiani e in maniera più circoscritta praterie fino a circa 2000 m di quota. È una specie legata ad aree aperte, specificatamente praterie artificiali o semi-naturali, e in particolare a prati da sfalcio. Le popolazioni di alcune località sono falsate dalla liberazione di individui utilizzati per l'addestramento di cani da caccia di dubbia origine e con scarse probabilità di sopravvivenza (Pedrini et al. 2005).

Dalla presente indagine la quaglia è stata rilevata unicamente in Alta Val di Non, alle Viote del M. Bondone, in Lessinia, nel Tesino e più occasionalmente in Val di Fiemme (un solo dato), in genere a basse densità e variabili negli anni; le maggiori densità sono state registrate alle quote più elevate (Lessinia). I valori riscontrati in Tesino (Celado) e alle Viote sono di difficile interpretazione in quanto in queste aree vengono frequentemente liberati soggetti utilizzati per l'addestramento cani.

La quaglia è certamente una specie a stato di conservazione sfavorevole in Trentino, così come nel resto d'Europa (BirdLife International 2017). Il fatto di nidificare a terra nell'erba la rende particolarmente sensibile alle pratiche agricole di gestione del prato. Le moderne pratiche di fienagione, caratterizzate da tagli precoci e ravvicinati (in Alta Val di Non il primo taglio è effettuato a partire già da fine maggio) ed effettuati su ampie superfici sono sicuramente uno dei principali fattori di minaccia per la specie, in quanto determinano la distruzione dei nidi, la morte dei pulcini e in taluni casi anche degli adulti, portando nel medio termine all'estinzione locale della popola-

zione. Ciò trova conferma dai dati raccolti durante il censimento delle quaglie, dove viene spesso accertata in canto a maggio per poi sparire dopo il primo sfalcio. Non sorprende quindi che le densità più elevate siano state riscontrate in aree prevalentemente pascolate a quote medio-alte (es. Lessinia), e quindi non soggette allo sfalcio. Le presenze di soggetti in canto nel mese di giugno in ambienti atipici (es. vigneti con copertura erbosa) sono probabilmente conseguenti a spostamenti successivi allo sfalcio.

Prispolone *Anthus trivialis*

Il prispolone nel periodo 1986-2003 era distribuito in maniera omogenea sul territorio provinciale, prediligendo la fascia altitudinale compresa fra i 1000 e i 2000 m di quota e occupando ambienti ecotonali (margine del bosco in continuità con aree aperte), prati da sfalcio e pascoli, sempre con densità modeste (Pedrini et al. 2005).

La specie è risultata presente in tutte le aree campione ad esclusione di quelle poste a quote più basse, in particolare l'Altopiano di Brentonico, Capriana, la Valsugana, il Bleggio e Fivè, (dove nel passato era segnalato come nidificante nell'omonima torbiera; Pedrini et al. 2005). La sua densità varia notevolmente da area ad area: in Alta Val di Non la sua presenza è ormai del tutto sporadica e legata soprattutto ad ampie radure all'interno di aree boschive. In Val di Rabbi il prispolone è ormai raro (non rilevato nel corso della ricerca standardizzata 2015-2018), così come in Val di Sole (presente unicamente in alcuni settori di versante, es. Ortisè). Più abbondante in Val di Fiemme, Peio e in parte nell'area campione dei Piereni in Val Canali nel Primiero, qui localmente favorita da interventi di riapertura di prati realizzati dall'Ente Parco. Le massime densità coincidono con le quote più elevate e gli ambienti di prato-pascolo, in particolare nelle porzioni più elevate del Baldo e alle Viote del Bondone, in Tesino (Celado) e nella Lessinia.

Le densità riscontrate sono complessivamente piuttosto basse se comparate con altre località italiane, tedesche e svizzere (Assandri et al. 2019a; Bazzi et al. 2015; Bricchetti & Fracasso 2007; Korner et al. 2017; Schwarz et al. 2018); la specie è verosimilmente in calo a scala provinciale, così come nel resto d'Europa (BirdLife International 2017). In Trentino è quasi del tutto scomparso al di sotto dei mille metri di quota ed è scarso nelle aree prative di fondovalle, mentre è più abbondante nelle aree pascolate a quote maggiori (Figura 5).

Il prispolone nidifica a terra fra i cespugli o alberi che utilizza come posatoi dominanti dai quali canta e spicca il caratteristico volo

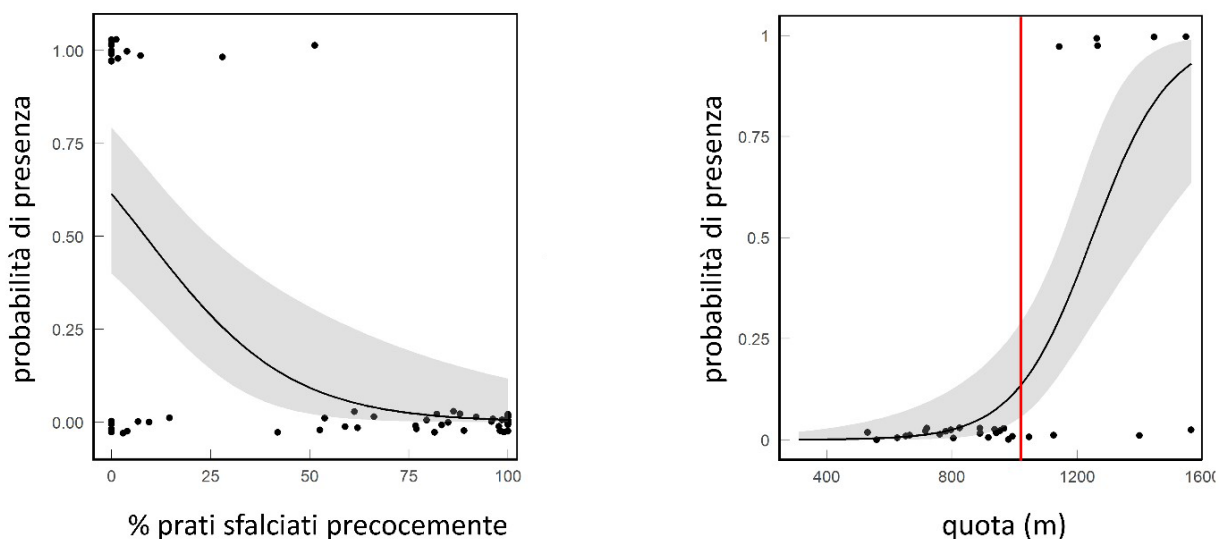


Fig. 5 – Effetto negativo sulla probabilità di presenza del prispolone della percentuale di prati sfalciati precocemente (prima della fine della III settimana di giugno) ed effetto positivo della quota. La linea rossa mostra il limite al di sotto del quale (1050 m) la specie è sostanzialmente estinta in Trentino (modificato da Assandri et al. 2019a). / **Fig. 5** – Negative effect of early mown grassland percentage (before the end of the third week of June) and positive effect of elevation on the presence probability of tree pipit. The red line shows the lowest elevation (1050 m) of the species distribution in Trentino (modified from Assandri et al. 2019a).

territoriale (Assandri et al. 2019a); risente per questo delle moderne pratiche agricole che impattano direttamente (sfalcio meccanizzato: distruzione dei nidi) o indirettamente (concimazione intensiva: riduzione di invertebrati preda). Anche l'eliminazione di elementi marginali quali grandi alberi isolati e cespugli ha quindi sicuramente un effetto negativo, così come il pascolo troppo intensivo e viceversa per conversione o abbandono la riforestazione di prati e soprattutto pascoli.

Strillozzo *Emberiza calandra*

Lo strillozzo in Trentino si trova ai margini del suo areale distributivo italiano; per questo è raro ed estremamente localizzato in provincia. Nel periodo 1986-2003 era stato rilevato esclusivamente in Lessinia, dove occupava aree a pascolo, e occasionalmente singoli maschi cantori erano stati segnalati in Vallarsa, Alto Garda e Alta Valsugana, nei residui mosaici agricoli estensivi, caratterizzati da prati e altre colture erbacee con abbondanti elementi marginali (Pedrini et al. 2005).

Nel corso della presente indagine la specie è stata confermata esclusivamente in Lessinia, al confine con il Veneto. Singoli individui cantori sono stati contattati nel maggio 2017 in Alta Val di Non (Sarnonico, MUSE: G. Assandri *obs.*) in un'area di prati stabili, senza che tuttavia fossero ricontattati in seguito, e nel giugno 2019 nei pascoli del Vezzena con alberi isolati (Santa Zita; MUSE: A. Franzoi *obs.*).

Zigolo nero *Emberiza cirulus*

In Trentino, lo zigolo nero fino al periodo 1986-2003 era considerato un nidificante molto localizzato e raro, legato a versanti soleggiati di ampie vallate in ambienti ecotonali e agricoli estensivi, in aree di interfaccia tra boschi termofili e cespuglieti con coltivazioni arboree (in particolare vigneti) e praterie secondarie (prati e pascoli).

Recenti ricerche hanno evidenziato una distribuzione più ampia di quanto ritenuto in precedenza, che è probabilmente spiegabile con l'intensificarsi delle ricerche nelle aree agricole della provincia, ma anche con un probabile aumento della specie nelle vallate prealpine conseguente ad un clima, sia primaverile-estivo sia invernale, più mite di un tempo e quindi più idoneo a questo emberizide.

Oggi lo zigolo nero è diffuso, sebbene mai abbondante, lungo le maggiori vallate del Trentino a clima mite e generalmente entro i 1000 m di quota; è relativamente comune (osservatori vari, Ornitho.it, 2022) in particolare in Vallagarina e sull'Altopiano di Brentonico, sulle colline orientali di Trento (Zell, Villamontagna loc. Pila verso Civezzano all'imbocco della Valsugana) e in Val di Cembra (esclusivamente sul versante orografico destro). Più localizzato nella media Valsugana, Val di Gresta, nei dintorni di Vezzano, sulle alture del Baso Sarca; raro nelle valli interne come in Val di Fiemme (un unico dato nei dintorni di Cavalese) e nel Tesino.

In queste aree frequenta ambienti di campagna eterogenea, spesso all'interfaccia tra aree di prato con aree recentemente convertite a vigneto, le quali probabilmente, al di sotto di una certa copertura, risultano un ambiente favorevole per la specie, soprattutto se gestite in modo non troppo intensivo. La presenza di siepi cespugliate, cespugli e alberi isolati è un tratto paesaggistico fondamentale dei territori frequentati dallo zigolo nero all'interno degli agroecosistemi, dal momento che questi sono utilizzati come posatoi elevati per cantare dal maschio e per celare il nido.

Discussione

Dall'analisi relativa alle singole specie sono emerse le minacce e le pressioni sull'avifauna nidificante, determinate dai cambiamenti e dalle trasformazioni conseguenti a nuove pratiche adottate nell'agricoltura di montagna. Non è difficile individuare alcuni *driver* che agiscono su tutte le specie considerate e, trasversalmente, su tutti i gruppi animali e vegetali degli ecosistemi di prateria secondaria. In sintesi, i fattori di minaccia sono di seguito descritti sulla base di quanto emerge dai presenti monitoraggi condotti nell'ambito della Rete Natura 2000 e dal confronto con le ricerche realizzate dalla Sezione di Zoologia dei Vertebrati del MUSE (Assandri et al. 2019a, b; Brambilla & Pedrini 2011, 2013; Ceresa et al. 2012; Pedrini et

al. 2012) e con quanto noto nel periodo precedente 1985-2005 (Pedrini et al. 2005).

Tutte le pressioni e le minacce possono essere ricondotte ai due principali *driver* di perdita di biodiversità negli ambiti agricoli pratici: l'abbandono e la loro intensificazione (Brambilla 2019; Uchida & Ushimaru 2014).

Scomparsa e riduzione delle superfici a prato e pascolo

Le superfici prative e pascolate del Trentino sono oggi in forte riduzione. Ad esempio, nei venti anni intercorsi tra il 1990 e il 2010, nella provincia di Trento, si è passati da un'estensione di prati di 377 km² a una di 203 km² (dati PSR 2017). Le cause di questa diminuzione sono sostanzialmente due e contrapposte, da un lato l'abbandono delle aree gestite e mantenute a prateria secondaria, e dall'altro la conversione, soprattutto alle quote più basse, dei prati stabili in altre tipologie di coltivazione più redditizie (es. vigneti, frutteti, piccoli frutti).

Abbandono

L'abbandono è un fenomeno che rientra in un più complesso processo socioeconomico che ha interessato, e interessa, tutte le regioni montane europee. Esso è ben evidente nelle vallate prealpine, soprattutto in quelle secondarie (ad esempio in quelle più difficilmente accessibili o a maggiore pendenza), che sono state progressivamente abbandonate perché considerate non più sostenibili in termini economici o idonee per la moderna zootecnia.

La cessazione delle pratiche di sfalcio o pascolamento determina (1) la rapida comparsa di specie arbustive nella fitocenosi erbacea, con effetti nei primi anni positivi sulla diversità e l'abbondanza di alcune specie di interesse conservazionistico legate ai cespugli (come l'averla piccola, lo zigolo giallo, il saltimpalo e la bigia padovana); (2) in breve la fitocenosi erbacea tende a essere completamente sostituita da una comunità caratterizzata da arbusti e specie arboree; (3) infine all'evoluzione in bosco di neoformazione, che rende gli antichi paesaggi prativi non più idonei alle specie tipiche di ambienti aperti e di prateria (Brambilla et al. 2007; Marini et al. 2009; Rey Benayas et al. 2007; Salaverri et al. 2019; Sartorello et al., 2020).

Conversione in altre colture

La seconda causa di scomparsa delle aree pascolate, ma soprattutto prative (che si trovano generalmente a quote più basse) è conseguente la conversione degli ambienti aperti in altre colture più redditizie o la progressiva loro destinazione in aree edificabili. In questo processo sono interessati i prati magri o quelli umidi residuali che hanno di norma il minore valore economico (ma il più alto valore naturalistico).

In Trentino le colture che stanno sostituendo le aree prative sono in particolare il vigneto, il frutteto (soprattutto mele e ciliegie), il mais e, più localmente, piccoli frutti e ortaggi.

L'effetto negativo della conversione sull'avifauna e più in generale sulla biodiversità, è duplice: da un lato esso comporta ovviamente la perdita di habitat per le specie di prateria, dall'altro, nelle aree in cui il processo è iniziato da poco, o è in divenire, esso determina la frammentazione dell'habitat.

La conversione delle aree prative in altre forme colturali ha un chiaro effetto sulle comunità ornitiche in quanto determina il declino e la locale scomparsa delle specie più sensibili di rilevanza conservazionistica legate a prati e pascoli, indicatrici o specialiste di questi ambienti (come il re di quaglie, lo stiacchino, la quaglia, lo zigolo giallo, etc., Figura 6) a favore di specie generaliste, molto diffuse e abbondanti sul territorio provinciale, che sono in grado di adattarsi alle nuove colture (si annoverano fra queste i Turdidi, come merlo (*Turdus merula*) e tordo bottaccio (*Turdus philomelos*), i Fringillidi, come verzellino (*Serinus serinus*), verdone (*Chloris chloris*) e fringuello (*Fringilla coelebs*), e i Passeridi, come la passera mattugia (*Passer montanus*) (Assandri et al. 2019b).

Intensificazione delle pratiche agricole

Uno degli effetti diretti e più tangibili è l'intensificazione e meccanizzazione di determinate pratiche agricole (come il taglio dell'erba

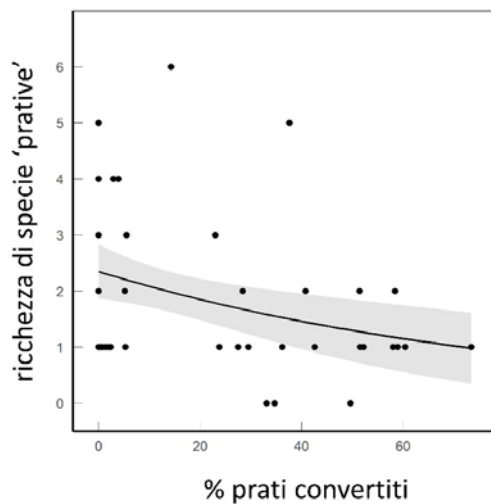


Fig. 6 – Effetto negativo sulla ricchezza di specie specialiste di prato della percentuale di prati recentemente convertiti in altre forme di coltivazione (modificato da Assandri et al. 2019b). / **Fig. 6** – Negative effect of grassland recently converted to other farming on the grassland specialist species richness (modified from Assandri et al. 2019b).

su ampie superfici con macchinari molto potenti e veloci) che diventano spesso incompatibili con la presenza di elementi paesaggistici tradizionali e marginali, come siepi, filari di alberi, cespugli, alberi isolati, zone incolte e umide, muretti a secco, fossi, etc., che rallentano od ostacolano le attività agricole condotte con mezzi pesanti.

Questi elementi hanno un ruolo fondamentale per la biodiversità e sono utilizzati da tutte le specie che vivono nel prato, anche se in maniera diversa (Assandri et al. 2019a). Anche le specie che nidificano direttamente a terra sono favorite dalla presenza di piccole zone umide (es. re di quaglie) o cespugli e alberi isolati alla cui base nascondono il nido (es. stiaccino, prispolone o zigolo giallo).

Tali elementi contribuiscono anche al valore estetico del paesaggio culturale e quindi hanno effetti diretti sul turismo, il valore della proprietà privata, etc. (Assandri et al. 2018; Lindemann-Matthies et al. 2010).

Modificazione delle pratiche gestionali in praticoltura

La modernizzazione delle pratiche gestionali in praticoltura consiste in particolare nella concimazione intensiva del prato con fertilizzanti chimici o soprattutto organici (liquame di lavaggio delle stalle). Ciò ha effetti immediati sulle fitocenosi prative, che divengono via via più pingui, aumentando le rese in termini di quantità di foraggio prodotto con differenze dipendenti da quota e pendenza (Figura 7), e conseguente aumento del numero di tagli nella stagione. Dopo lo sfalcio generalmente i prati sono infatti immediatamente fertilizzati,

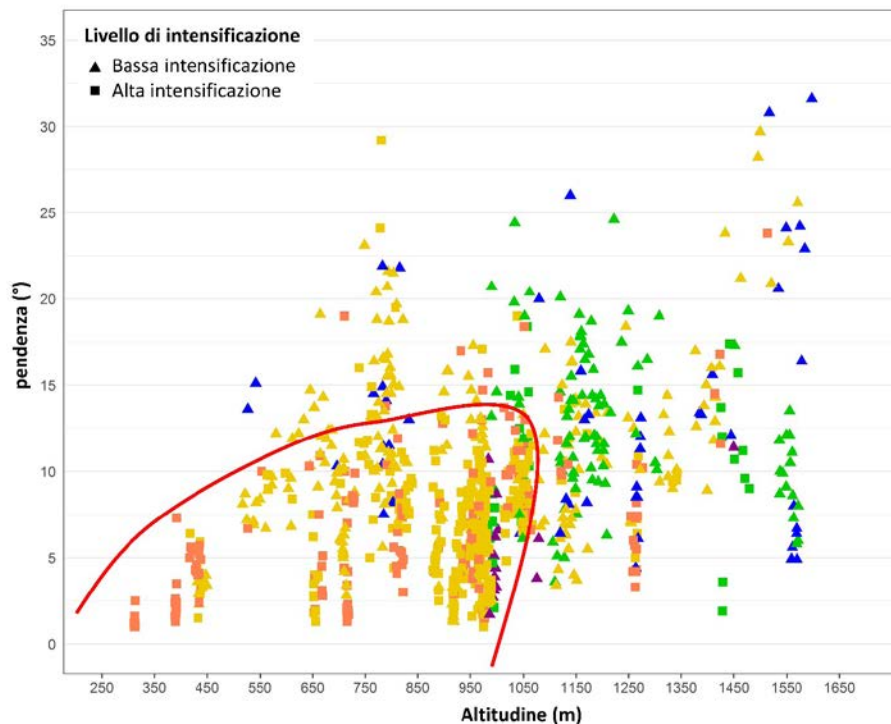


Fig. 7 – Effetto congiunto della quota e della pendenza dei pendii sulla tipologia di prato e sul livello di intensificazione. Ogni punto rappresenta una particella di prato. Complessivamente sono state considerate 882 particelle in tutto il Trentino, rappresentative delle tipologie di prato presenti. Le categorie tipologiche di prato sono rappresentate dai colori: giallo: Arrenatereti; blu: prati magri; arancione: prati pingui, disturbati o riseminati; viola: prati umidi; verde: triseteti. I quadratini rappresentano prati intensivi, i triangoli prati estensivi/poco intensivi. La linea rossa mostra che al di sotto dei circa 1000 m di quota e di una pendenza di 12° prevalgono arrenatereti intensivi e prati pingui, disturbati o riseminati, cioè prati intensivi. A pendenze maggiori e a quote inferiori dei 1000 m la concimazione è complessa e quindi prevalgono prati (soprattutto Arrenatereti) estensivi. Al di sopra dei mille metri prevalgono i triseteti e sono presenti prati generalmente meno intensivi, tuttavia a basse pendenze, anche questi prati risultano intensificati; (modificato da Assandri et al. 2019b). / **Fig. 7** – Combined effect of elevation and land slopes on the different types of grasslands and the intensification level. Each point corresponds to a grassland parcel. Overall, 882 parcel were considered representative of the main grassland of Trentino. Each colour corresponds to a type of grassland: yellow: mowing meadow dominated by the poacea *Arrhenatherum elatius*; blue: lean meadows; orange: disturbed meadows; purple: wet meadows; green: mountain hay meadows. The squares represent intensively managed meadows while the triangles represent extensive/low-intensive meadows. The red line shows the prevalence of intensively managed meadows below the 1000 m elevation and a slope of 12° intensive while with higher slopes fertilization is complex and thus extensive grasslands prevailed. Above 1,000 m, trisetets prevail and generally less intensive meadows are present, however, at lower slopes, these meadows are also intensively managed; (modified from Assandri et al. 2019b).

facilitando lo smaltimento dei liquami provenienti dalle grandi stalle industriali e instaurando quello che a tutti gli effetti appare come un *feedback* positivo che si autoalimenta.

I prati più abbondantemente e regolarmente concimati sono oggetto di un notevole impoverimento delle comunità vegetali, che tendono a essere dominate da poche (<10) specie nitrofile e infine sono invase da apiacee quali il cerfoglio maggiore *Antriscus sylvestris* e il panace *Heracleum* sp., che riducono notevolmente la qualità nutrizionale del fieno, rendendo necessaria, quando possibile, l'aratura e la risemina (con miscugli di semi industriali) del prato o la trasemina (Scotton et al. 2014). È evidente che queste pratiche hanno effetti nefasti diretti e indiretti primariamente sulla diversità floristica del prato e di conseguenza anche sugli invertebrati e sui loro

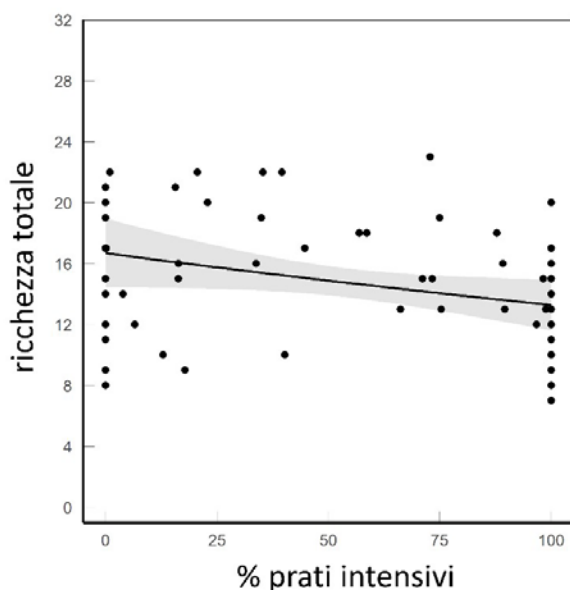


Fig. 8 – Effetto negativo della percentuale di prati intensivi sulla ricchezza specifica complessiva di uccelli (modificato da Assandri et al. 2019b). / **Fig. 8** – Negative effect of the percentage of intensive grassland on overall species bird richness (modified from Assandri et al. 2019b).

predatori (es. uccelli insettivori).

Nelle aree prative del Trentino si è visto che, laddove questo tipo di prati sono dominanti, la ricchezza specifica complessiva di uccelli è generalmente più bassa, probabilmente perché un gran numero di specie, non necessariamente solo quelle specialiste di prato, dipendono almeno parzialmente da questo ambiente, quantomeno per alimentarsi (Assandri et al. 2019b; Figura 8).

Un altro fenomeno evidente nella moderna praticoltura è l'anticipo del primo taglio, anch'esso determinato dalla maggiore produttività in termini di biomassa dei prati dovuto alla concimazione e alla necessità di spandere i liquami di risulta delle stalle, oltre che probabilmente da un avanzamento fenologico delle fasi vegetative delle graminacee indotto dall'aumento medio delle temperature degli ultimi anni. In una stagione "media" (senza evidenti estremi di temperatura e precipitazioni), alle basse quote, i primi tagli sono effettuati già a partire da metà maggio ed entro la metà di giugno sono in gran parte conclusi. A quote più elevate (ma nel passato anche a basse quote) il primo taglio avviene generalmente nella prima metà di luglio.

Questa tempistica provoca un conflitto tra le attività agricole e i cicli biologici di alcune specie, le quali un tempo riuscivano a riprodursi con successo, portando all'involo i loro nidiacei prima del primo sfalcio.

Alla luce di questo effetto, i tagli anticipati e condotti in maniera meccanizzata su ampie superfici sono certamente una delle principali cause del declino di molte specie che nidificano a terra

all'interno del prato (es. re di quaglie, quaglia, stiacchino, allodola, prispolone, zigolo giallo).

Infine, anche l'irrigazione intensiva ha effetti negativi sulla biodiversità dei prati, soprattutto quando effettuata insieme alla fertilizzazione nelle praterie naturalmente magre (es. mesobrometi, arrenateri magri, triseteti magri, festuceti) (Graf et al. 2014).

Sovra-pascolamento

Il pascolo estensivo contribuisce in molte parti d'Europa al mantenimento della biodiversità degli ambienti aperti, riducendo il rischio di abbandono e favorendo le specie insettivore che si nutrono di invertebrati attratti dagli animali al pascolo (Laiolo et al. 2004; Plieninger et al. 2014). In alcune aree, anche del Trentino, ha preso piede una zootecnia non sostenibile basata sul pascolo intensivo, che determina il mantenimento sul pascolo di più capi di quanto sarebbe naturalmente sostenibile dal sistema. Ciò ha importanti effetti sul suolo e sulle comunità vegetali che caratterizzano il prato e, di riflesso, anche sulle reti trofiche associate al pascolo, dagli invertebrati ai vertebrati loro predatori. Sugli uccelli il sovra-pascolamento produce anche effetti diretti aumentando la probabilità di distruzione dei nidi delle specie che nidificano a terra.

Verso un piano di monitoraggio degli uccelli nidificanti degli ambienti prativi e pascolati del Trentino

Con il presente studio si è definita una solida base conoscitiva che è servita a definire il programma di monitoraggio dell'avifauna nidificante negli ambienti prativi finalizzato a valutare il trend delle popolazioni delle specie dell'Allegato I della Direttiva Uccelli e presenti all'interno della Rete Natura 2000 della Provincia di Trento, così come previsto dall'Azione A5 del LIFE T.E.N. (Pedrini et al. 2014).

Avviato nel 2018, il programma proseguirà negli anni in 10 delle 15 aree campione indagate nel periodo 2015-17 (Figura 1), con rilievi ornitologici previsti in 79 unità di campionamento, scelte fra le 140 iniziali. La loro scelta è avvenuta sulla base delle seguenti caratteristiche: rappresentatività delle aree di studio nel panorama provinciale in termini di estensione di aree prative/pascolate; copertura di un ampio gradiente ambientale (da prati a varia intensità di gestione a pascoli in diversi contesti bioclimatici); presenza accertata o potenziale delle specie target; compromesso tra possibilità di censire i transetti in una singola stagione riproduttiva e necessità di un campione statisticamente adeguato e rappresentativo.

Sul lungo periodo, il presente programma di monitoraggio, oltre che a permettere di definire lo stato di conservazione delle specie dell'All. I della Direttiva Uccelli e di quelle focali, e dei loro habitat in provincia di Trento, permetterà di valutare nel tempo lo stato di conservazione della biodiversità nelle diverse realtà rurali e quindi a favorire azioni volte alla loro conservazione. La loro utilità è stata in questi anni dimostrata dai diversi studi realizzati nel primo periodo (2015-2017; Assandri et al. 2017, 2018, 2019a,b) e più recentemente nell'ambito della Piano di Sviluppo Rurale della PAT (Progetto AVIPAT 2018-2021; Brambilla et al. 2021; Gubert et al. 2023).

Ringraziamenti

Il presente lavoro costituisce una sintesi del programma di monitoraggio realizzato in coordinamento con il Servizio Sviluppo Sostenibile Aree Protette, Ufficio Rete Natura 2000, e condotto grazie al cofinanziamento del Parco locale del Monte Baldo e delle Reti di Riserva: Monte Bondone, Basso e Alto Sarca ora Parco Fluviale Sarca, Val di Cembra, fiume Brenta, Destra Avisio; Parco Paneveglio Pale di San Martino e Parco dello Stelvio - settore Trentino. Un sentito ringraziamento a tutti coloro che negli anni hanno in diverso modo collaborato all'organizzazione dei monitoraggi e/o contribuito ai rilievi ornitologici: Matteo Anderle, Chiara Fedrigotti, Sonia Endrizzi, Aaron Iemma, Michele Pes, Giuseppe Melchiori, Davide Scridel; ai tanti birdwatcher che hanno fornito dati tramite la piattaforma ornitho.it e il progetto Avifauna Trentina, e in particolare: Michele Segata, Stefano Nicolodi, Giberto Volcan, Giuseppe Speranza, Lucio Uber, Michele Speranza.

Bibliografia

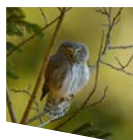
- Andrey A., Humbert J.-Y., Pernellet C. & Arletta R. 2014 - Experimental evidence for the immediate impact of fertilization and irrigation upon the plant and invertebrate communities of mountain grasslands. *Ecology and Evolution* 4, 2610–2623. <https://doi.org/10.1002/ece3.1118>.
- Assandri G., Bogliani G., Pedrini P. & Brambilla M., 2016 - Diversity in the monotony? Habitat traits and management practices shape avian communities in intensive vineyards. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 223: 250–260. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.014>.
- Assandri G., Bogliani G., Pedrini P. & Brambilla M., 2017 - Insectivorous birds as “non-traditional” flagship species in vineyards: Applying a neglected conservation paradigm to agricultural systems. *Ecological Indicators*, 80: 275–285. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.05.012>
- Assandri G., Bogliani G., Pedrini P. & Brambilla M., 2018 - Beautiful agricultural landscapes promote cultural ecosystem services and biodiversity conservation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 256: 200–210.
- Assandri G., Bogliani G., Pedrini P. & Brambilla M., 2019a - Species-specific responses to habitat and livestock management call for carefully targeted conservation strategies for declining meadow birds. *Journal for Nature Conservation*, 125757. <https://doi.org/10.1016/J.JNC.2019.125757>
- Assandri G., Bogliani G., Pedrini P. & Brambilla M., 2019b - 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. *Journal of Applied Ecology*, 56: 604–617. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13332>
- Bazzi G., Fogliani C., Brambilla M., Saino N. & Rubolini D., 2015 - Habitat management effects on Prealpine grassland bird communities. *Italian Journal of Zoology*, 82: 251–261. <https://doi.org/10.1080/11250003.2014.983566>
- BirdLife International, 2017 - European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities. *BirdLife International*, Cambridge, UK, 172 pp.
- Brambilla M., 2019 - Six (or nearly so) big challenges for farmland bird conservation in Italy. *Avocetta*, 3:101-113.<https://doi.org/10.30456/AVO.2019201>
- Brambilla M., Rubolini D. & Guidali F., 2007 - Between land abandonment and agricultural intensification: habitat preferences of Red-backed Shrikes *Lanius collurio* in low-intensity farming conditions. *Bird Study*, 54: 160–167.
- Brambilla M., Casale F., Bergero V., Matteo Crovetto G., Falco R., Negri I., Siccardi P. & Bogliani G., 2009 - GIS-models work well, but are not enough: Habitat preferences of *Lanius collurio* at multiple levels and conservation implications. *Biological Conservation*, 142: 2033–2042. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.03.033>.
- 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. *Biological Conservation*, 143: 2770–2778. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.07.025>
- Brambilla M. & Pedrini, P., 2011 - Intra-seasonal changes in local pattern of Corncrake *Crex crex* occurrence require adaptive conservation strategies in Alpine meadows. *Bird Conserv. Int.* 21, 388–393. <https://doi.org/10.1017/S0959270910000572>
- Brambilla M. & Pedrini, P., 2013 - The introduction of subsidies for grassland conservation in the Italian Alps coincided with population decline in a threatened grassland species, the Corncrake *Crex crex*. *Bird Study* 60, 404–408. <https://doi.org/10.1080/00063657.2013.811464>
- Brambilla M. & Pedrini P., 2014 - Linee guida per la conservazione di specie focali di interesse comunitario - Specie ornitiche degli ambienti prativi. LIFE+T.E.N - Azione A8.
- Brambilla M., Assandri G., Martino G., Bogliani G. & Pedrini P., 2015 - The importance of residual habitats and crop management for the conservation of birds breeding in intensive orchards. *Ecological Research*, 30: 597–604. <https://doi.org/10.1007/s11284-015-1260-8>.
- 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*. *Regional Environmental Change*, 17: 323–333. <https://doi.org/10.1007/s10113-016-1019-y>.
- 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>.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2007 - Ornitologia italiana: identificazione, distribuzione, consistenza e movimenti degli uccelli italiani. Vol. 4. Apodidae - Prunellidae. Perdisa, 441 pp.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2008 - Ornitologia italiana. Vol 5. Turdidae - Cisticolidae. Perdisa, 429 pp.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2011 - Ornitologia italiana. Vol 7. Paridae - Corvidae. Alberto Perdisa editore, 489 pp.
- Brichetti P. & Grattini N., 2010 - Distribuzione consistenza ed evoluzione delle popolazioni di Bigia padovana *Sylvia nisoria* nidificanti in Italia nel periodo 1970-2009. *Alula*, 17: 13–22.
- Broyer J., 2009 - Whinchat *Saxicola rubetra* reproductive success according to hay cutting schedule and meadow passerine density in alluvial and upland meadows in France. *Journal for Nature Conservation*, 17: 160–167. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2009.02.004>.
- Ceresa F., Bogliani G., Pedrini P. & Brambilla M., 2012 - The importance of key marginal habitat features for birds in farmland: an assessment of habitat preferences of Red-backed Shrikes *Lanius collurio* in the Italian Alps. *Bird Study*, 59: 327–334.
- Donald P.F., Green R.E. & Heath M.F., 2001 - Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 268: 25–29. <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1325>.
- Faccioni G., Sturaro E., Ramanzin M. & Bernués A., 2019 - Socio-economic valuation of abandonment and intensification of Alpine agroecosystems and associated ecosystem services. *Land Use Policy*, 81: 453–462. <https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2018.10.044>
- FAO 2005 - Grasslands of the World. G. M. Suttie, S. J. Reynolds, and C. Batello (Eds). United Nation, Rome.
- Fischer, M., Rudmann-Maurer, K., Weyand, A. & Stöcklin, J., 2008 - Agricultural land use and biodiversity in the Alps: How Cultural Tradition and Socioeconomically Motivated Change are Shaping Grassland Biodiversity in the Swiss Alps. *Mountain Research and Development*, 28: 148–155. <https://doi.org/10.1659/mrd.0964>.
- Franzoi A., 2007 - La comunità degli uccelli nidificanti nel SIC Monte Baldo di Brentonico (Trento). Università degli Studi di Pavia.
- Gubert F., Brambilla M. & Pedrini P., 2023 - I prati da sfalcio serbatoi di biodiversità: il PSR e la conservazione dell'avifauna nei prati del Trentino. N. 1 anno LXII: 16-20.
- Gustin M., Brambilla M., Celada C., 2019 - Conoscerli, proteggerli. Guida allo stato di Conservazione degli uccelli in Italia. LIPU/ BirdLife Italia, Parma.
- Graf R., Korner P. & Birrer S., 2014 - Bewässerungsanlagen als Ursache für die Nutzungs- intensivierung von Grünland im Engadin. *Agrarforschung Schweiz*, 5: 406–413.
- Korner P., Graf R. & Jenni L., 2017 - Large changes in the avifauna in an extant hotspot of farmland biodiversity in the Alps. *Bird Conservation International*, 1–15. <https://doi.org/10.1017/S0959270916000502>.
- Krebs J.R., Wilson J.D., Bradbury R.B. & Siriwardena G.M., 1999 - The second Silent Spring? *Nature*, 400: 611–612. <https://doi.org/10.1038/400611a>.

- org/10.1038/23127.
- Laiolo P., Dondero, F. & Ciliento E., 2004 - Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the alpine avifauna. *Journal of Applied Ecology*, 41: 294–304.
- Lindemann-Matthies P., Briegel R., Schüpbach B. & Junge X., 2010 - Aesthetic preference for a Swiss alpine landscape: The impact of different agricultural land-use with different biodiversity. *Landscape and Urban Planning*, 98: 99–109. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.07.015>.
- Marchesi L., 2014 - Relazione concernente la realizzazione di studi propedeutici alla formazione di piani di protezione per popolazioni di uccelli d'interesse comunitario presenti nel Parco Naturale Locale del Baldo. Dattiloscritto.
- Marini L., Fontana P., Battisti A. & Gaston K.J., 2009 - Response of orthopteran diversity to abandonment of semi-natural meadows. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 132: 232–236. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.04.003>.
- Marini L., Klimek S. & Battisti A., 2011 - Mitigating the impacts of the decline of traditional farming on mountain landscapes and biodiversity: a case study in the European Alps. *Environmental Science & Policy*, 14: 258–267.
- Menz M.H.M. & Arlettaz R., 2012 - The precipitous decline of the ortolan bunting *Emberiza hortulana*: time to build on scientific evidence to inform conservation management. *Oryx*, 46: 122–129. <https://doi.org/10.1017/S0030605311000032>.
- Müller M., Spaar R., Schifferli L. & Jenni L., 2005 - Effects of changes in farming of subalpine meadows on a grassland bird, the whinchat (*Saxicola rubetra*). *Journal of Ornithology*, 146: 14–23. <https://doi.org/10.1007/s10336-004-0059-0>.
- Pedrini P., Caldonazzi M. & Zanghellini S. eds., 2005 - Atlante degli Uccelli nidificanti e svernanti in provincia di Trento. Studi Trentini in Scienze Naturali, *Acta Biologica Museo Tridentino di Scienze Naturali*, Trento, 80:674 pp.
- Pedrini P., Rizzolli F., Rossi F., Brambilla M., 2012 - Population trend and breeding density of corncrake *Crex crex* (Aves : Rallidae) in the Alps: monitoring and conservation implications of a 15 year survey in Trentino, Italy. *Ital. J. Zool.* 79, 377–384. <https://doi.org/10.1080/11250003.2011.651492>.
- 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, <https://www.lifeten.tn.it>.
- Pedrini P., Franzoi A., Lorenzo Sanchez P., Spina F., et al., 2021 - Le specie in transito, fenologie e loro andamenti. *Rivista Italiana di Ornitologia*, 91(2):29-144. <https://doi.org/10.4081/rio.2021.528>.
- Perpina Castillo C., Kavalov B., Ribeiro Barranco R., Diogo V., Jacobs-Crisioni C., Batista e Silva F., Baranzelli C. & Lavalle C., 2018. Territorial facts and trends in the EU rural areas within 2015-2030, EUR 29482 EN, Publications Office of the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/525571>.
- Plieninger T., Hui C., Gaertner M. & Huntsinger, L., 2014 - The impact of land abandonment on species richness and abundance in the Mediterranean Basin: A meta-analysis. *PLoS ONE* 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0098355>
- Rey Benayas J.M., Martins A., Nicolau J.M. & Schulz J.J., 2007 - Abandonment of agricultural land: an overview of drivers and consequences. CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources, 2: 1–14. <https://doi.org/10.1079/PAVSNNR20072057>
- Salaverri L., Guitián J., Munilla I. et al. 2019 - Bird richness decreases with the abandonment of agriculture in a rural region of SW Europe. *Reg Environ Change*, 19: 245–250. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1375-x>.
- Sartorello Y., Pastorino A., Bogliani G., Ghidotti S., Viterbi R. & Cerreto C., 2020 - The impact of pastoral activities on animal biodiversity in Europe: A systematic review and meta-analysis, *Journal for Nature Conservation*, 56. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125863>
- Schwarz C., Trautner J. & Fartmann T., 2018 - Common pastures are important refuges for a declining passerine bird in a pre-alpine agricultural landscape. *Journal of Ornithology*, 1–10. <https://doi.org/10.1007/s10336-018-1561-0>.
- Scotton M., Sicher L. & Kasal A., 2014 - Semi-natural grasslands of the Non Valley (Eastern Italian Alps): Agronomic and environmental value of traditional and new Alpine hay-meadow types. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 197: 243–254. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.08.003>
- Strebel G., Jacot A., Horch P. & Spaar R., 2015 - Effects of grassland intensification on Whinchats *Saxicola rubetra* and implications for conservation in upland habitats. *Ibis*, 157 :250–259. <https://doi.org/10.1111/ibi.12250>.
- Uchida K. & Ushimaru A., 2014 - Biodiversity declines due to abandonment and intensification of agricultural lands: Patterns and mechanisms. *Ecological Monographs*, 84 :637–658. <https://doi.org/10.1890/13-2170.1>.
- Vickery J.A. & Arlettaz R., 2012 - The importance of habitat heterogeneity at multiple scales for birds in European agricultural landscapes. In: R. J. Fuller (Ed), *Birds and Habitat. Relationships in Changing Landscapes*. Cambridge University Press, pp. 177–204.

Tab. S1 – Elenco delle specie nidificanti probabili o accertate nelle 15 aree di campionamento (dati 2013-2022). Per le specie a cui applicabile è indicata l'appartenenza all'Allegato I della Direttiva Uccelli e l'individuazione come "specie focale" degli ambienti prativi secondo l'Azione A.8-LIFE+T.E.N. (Brambilla & Pedrini 2014). / **Tab. S1** – List of expected or established breeding species in the 15 sampling areas (2013-2022 data). Species listed in the Annex I of the Birds Directive and the target species of grassland environments identified by the Action A.8-LIFE+T.E.N. are indicated were possible (Brambilla & Pedrini 2014).

	Allegato I	Life Ten Az. A8	Alta Val di Non	Bleggio/Banale	Bondone	Brentonico	Capriana	Lessinia	Monte Baldo	Primiero	Tesino	Val di Fassa	Val di Fiemme	Val di Peio	Val di Rabbi	Val di Sole	Valsugana
Germano reale <i>Anas platyrhynchos</i>			•						•		•		•				•
Fagiano di monte <i>Lyrurus tertrix</i>	X				•				•								
Coturnice <i>Alectoris graeca</i>									•								
Quaglia comune <i>Coturnix coturnix</i>			•		•			•	•		•		•				
Fagiano comune <i>Phasianus colchicus</i>				•													
Airone cinerino <i>Ardea cinerea</i>			•	•	•								•			•	•
Falco pecchiaiolo <i>Pernis apivorus</i>	X		•		•	•	•			•	•		•				•
Nibbio bruno <i>Milvus migrans</i>	X		•	•	•	•		•	•		•		•				•
Biancone <i>Circaetus gallicus</i>	X		•		•	•			•								
Sparviere <i>Accipiter nisus</i>			•	•	•	•	•			•	•		•			•	
Poiana <i>Buteo buteo</i>			•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•			•	•
Aquila reale <i>Aquila chrysaetos</i>	X												•				
Gheppio <i>Falco tinnunculus</i>			•	•	•	•		•	•	•	•		•	•		•	•
Lodolaio <i>Falco subbuteo</i>			•	•			•						•				•
Falco pellegrino <i>Falco peregrinus</i>	X		•	•	•							•					•
Re di quaglie <i>Crex crex</i>	X	X	•		•				•	•	•						
Gallinella d'acqua <i>Gallinula chloropus</i>													•				
Piccione domestico <i>Columba livia</i> var. dom.			•										•				•
Colombaccio <i>Columba palumbus</i>			•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Tortora dal collare <i>Streptopelia decaocto</i>			•	•	•								•				
Tortora selvatica <i>Streptopelia turtur</i>						•							•				
Cuculo <i>Cuculus canorus</i>			•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Assiolo <i>Otus scops</i>						•					•						
Rondone comune <i>Apus apus</i>			•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Rondone maggiore <i>Tachymartus melba</i>			•		•	•		•			•		•		•		

	Allegato I	Life Ten Az. A8	Alta Val di Non	Bleggio/Banale	Bondone	Brentonico	Capriana	Lessinia	Monte Baldo	Primiero	Tesino	Val di Fassa	Val di Fiemme	Val di Peio	Val di Rabbi	Val di Sole	Valsugana
Averla piccola <i>Lanius collurio</i>	X	X	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Ghiandaia <i>Garrulus glandarius</i>			•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Gazza <i>Pica pica</i>			•	•		•	•				•	•	•				
Nocciolaia <i>Nucifraga caryocatactes</i>					•	•			•	•	•		•	•	•		
Gracchio alpino <i>Phyrcorax graculus</i>					•			•	•				•				
Taccola <i>Corvus monedula</i>				•													
Cornacchia nera <i>Corvus corone corone</i>			•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Cornacchia grigia <i>Corvus corone cornix</i>			•	•	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Corvo imperiale <i>Corvus corax</i>			•	•	•	•		•	•	•	•	•	•	•		•	
Storno <i>Sturnus vulgaris</i>			•	•		•		•			•		•			•	•
Passera d'Italia <i>Passer italiae</i>			•	•	•	•	•				•	•	•	•	•	•	•
Passera mattugia <i>Passer montanus</i>			•	•	•	•	•				•		•			•	•
Fringuello <i>Fringilla coelebs</i>			•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Verzellino <i>Serinus serinus</i>			•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Verdone <i>Chloris chloris</i>			•	•	•	•	•	•	•	•	•		•	•	•	•	•
Cardellino <i>Carduelis carduelis</i>			•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Venturone alpino <i>Carduelis citrinella</i>					•												
Lucherino <i>Spinus spinus</i>				•	•					•	•	•	•	•	•	•	•
Fanello <i>Linaria cannabina</i>			•	•	•	•		•	•	•	•		•	•	•	•	•
Organetto alpino <i>Acanthis flammea</i>			•	•	•									•		•	•
Crociere <i>Loxia curvirostra</i>			•	•	•	•		•		•	•	•	•	•	•	•	
Ciuffolotto <i>Pyrrhula pyrrhula</i>				•	•			•	•	•	•		•	•	•		
Frosone <i>Coccothraustes coccothraustes</i>			•	•	•	•			•	•	•	•	•	•	•		•
Zigolo giallo <i>Emberiza citrinella</i>		X	•		•			•	•		•	•	•	•	•	•	
Zigolo nero <i>Emberiza cirlus</i>						•	•	•			•		•				•
Zigolo muciatto <i>Emberiza cia</i>					•	•	•	•	•			•	•	•			
Strillozzo <i>Emberiza calandra</i>			•					•			•						
RICCHEZZA SPECIFICA COMPLESSIVA			72	60	75	68	38	51	55	50	73	42	83	58	48	51	59



Articolo / Article

Indagine a lungo termine (1999-2022) sul falco pellegrino (*Falco peregrinus*) in provincia di Trento e aree limitrofe: densità, parametri riproduttivi e trend demografico

Franco Rizzolli^{1,2}

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

² Servizio Sviluppo Sostenibile e Aree Protette della Provincia Autonoma di Trento, Ufficio Parco Nazionale dello Stelvio Trentino, Via Roma 65, 38024 Cogolo di Peio, Trento

Parole chiave

- Falco pellegrino
- Trentino
- Alpi italiane centro-orientali
- Distribuzione
- Biologia riproduttiva
- Trend

Key words

- Peregrine falcon
- Trentino
- Central-eastern Italian Alps
- Distribution
- Breeding biology
- Trend

* Autore corrispondente:
 e-mail: franco.rizzolli@alice.it

Riassunto

La popolazione di falco pellegrino (*Falco peregrinus*) in Trentino è stata studiata grazie ad un'indagine di lungo periodo (1999-2013) riguardante l'ecologia riproduttiva in un'area di 3073 km² delle province di Trento e Verona (Italia, Alpi centro-orientali); dal 2017 parte di quest'area è monitorata nell'ambito del Piano di monitoraggio della Rete Natura 2000. Nel periodo 1999-2013 sono stati rilevati complessivamente 47 territori, non tutti occupati ogni anno; la densità media è stata di 1,40 coppie/100 km². I nidi erano collocati su pareti rocciose ad un'altitudine media di 783 m (intervallo = 250-1450 m). Le coppie territoriali sono risultate regolarmente disperse con una media della distanza minima intraspecifica di 4,7 km (intervallo = 2,6-8,9 km). La data mediana di fine deposizione è risultata il 13 marzo. La percentuale media di coppie riprodotte con successo è stata del 37% (n = 408) e il numero medio di giovani involati è risultato di 0,89 per coppia controllata (n = 408) e 2,32 per coppia di successo (n = 146). Il monitoraggio della Rete Natura 2000 (2017-2022) conferma una tendenza al calo complessivo pari al 26% della popolazione nidificante, per il quale non sono chiare le cause. È stato rilevato un basso livello di disturbo dei nidi da parte di scalatori e fotografi naturalisti, mentre il probabile impatto dovuto alla maggior diffusione del gufo reale (*Bubo bubo*) pare essere mitigato dall'elevata disponibilità di pareti rocciose. Indagini intensive sono auspicabili per meglio comprendere le ragioni di tale trend negativo della popolazione nidificante.

Summary

We studied a Peregrine Falcon (*Falco peregrinus*) population in the period 1999-2013 in an area of 3073 km² in the provinces of Trento and Verona (Italy, central-eastern Alps); since 2017, part of this area has been monitored within the Natura 2000 Network Monitoring Plan.

A total of 47 territories were surveyed during 1999-2013, not all of which were occupied every year; the average density was 1.40 pairs/100 km². All nests were on cliffs at an average altitude of 783 m (range = 250-1450 m). Territorial pairs were regularly dispersed with a mean distance from the nearest occupied nest of 4.7 km (range = 2.6-8.9 km). Median laying date was 13 March. The breeding success was 37% (n = 408) and the mean number of fledged young was 0.89 per territorial pair (n = 408) and 2.32 per successful pair (n = 146).

Natura 2000 monitoring confirms an overall declining trend of 26% in the breeding population for the last two decades. The causes are unclear. Among the possible ones, a low level of nest disturbance by cliff climbers and wildlife photographers has been noted, while the probable impact due to the increased prevalence of the eagle owl (*Bubo bubo*) appears to be mitigated by the high availability of cliffs. Intensive surveys are desirable to better understand the reasons for this negative trend in the nesting population.

Introduzione

Il falco pellegrino (*Falco peregrinus*) è una specie politipica a distribuzione cosmopolita con una popolazione europea stimata recentemente in 14.900-28.800 coppie (BirdLife International 2015).

Nel Secondo Dopoguerra il massiccio utilizzo di insetticidi, come DDT e altri organocloruri, determinò un rapido declino delle sue popolazioni che negli anni Sessanta arrivarono sull'orlo dell'estinzione in molti Paesi, in particolare in Europa e Nord America (Ratcliffe 1970; Cade et al. 1971; Lindberg 1977).

La messa al bando negli anni Settanta di questi composti chimici favorì la progressiva ripresa della specie (Ratcliffe 1997). Tuttavia, verso la fine degli anni Novanta diminuzioni locali erano ancora segnalate per nove Paesi e la specie era ancora classificata come vulnerabile (Heath et al. 2000).

In Italia i primi studi di popolazione sono stati condotti negli anni Settanta e inizi anni Ottanta in alcune aree campione della Sicilia, Sardegna, Appennino settentrionale e coste laziali (Schenk et al. 1983). Per quanto riguarda l'arco alpino italiano gli unici dati di densità e produttività sino ad allora raccolti riguardavano le Alpi occidentali (Fasce & Mingozi 1983; Fasce & Fasce 1992). Almeno fino alla metà degli anni Novanta vaste porzioni del territorio nazionale non erano mai state indagate, fra cui la parte centrale e orientale delle Alpi, compresa la provincia di Trento, dove il falco pellegrino era stato accertato come nidificante nel 1985 (Pedrini 1986).

La carenza di informazioni su distribuzione e status della specie in Trentino ha motivato l'avvio nel 1999 della ricerca pluriennale qui descritta, con lo scopo di valutare densità, parametri riproduttivi e trend della popolazione nidificante presente nel territorio provinciale e in aree limitrofe. Lo studio, supportato nelle sue fasi iniziali dall'al-

lora Museo Tridentino di Scienze Naturali (MTSN) e dal Progetto Biodiversità (2000-05 PAT MTSN) è proseguito in modo continuativo fino al 2013.

Sulla base delle conoscenze acquisite è stato in seguito elaborato il piano di monitoraggio di lungo periodo, nell'ambito dell'Azione A5 del Progetto europeo Life T.E.N. (Azione A5 del Life T.E.N.; Pedrini et al. 2014; <http://www.lifeten.tn.it>) finalizzato alla valutazione dello stato di conservazione della fauna e flora della Rete Natura 2000 del Trentino.

Tale monitoraggio, avviato nel 2017 dal MUSE in coordinamento con il Servizio Sviluppo Sostenibile e Aree Protette della Provincia Autonoma di Trento, prevede il controllo delle coppie territoriali in un'area campione rappresentativa della popolazione trentina con l'obiettivo di valutare l'andamento demografico, individuare eventuali fattori di pressione e minaccia ed elaborare le migliori strategie di conservazione della specie.

Il presente lavoro fornisce una sintesi dei risultati sulla biologia riproduttiva ottenuti con lo studio intensivo condotto dal 1999 al 2013, integrati da quelli scaturiti dal monitoraggio Rete Natura 2000 (2017-2022).

Area di studio

I dati pregressi, ottenuti grazie alle ricerche condotte tra il 1999 e il 2013 nelle Prealpi trentine e zone limitrofe del veronese (3073 km²), hanno permesso di individuare le aree campione più rappresentative per il monitoraggio delle specie in provincia. Il territorio indagato dal 2017 al 2022 ricade in un intervallo altitudinale compreso tra 65 e 3150 m e comprende Val d'Adige, Vallagarina e Medio-Basso Sarca coprendo un'area complessiva di 780 km² (Figura 1).

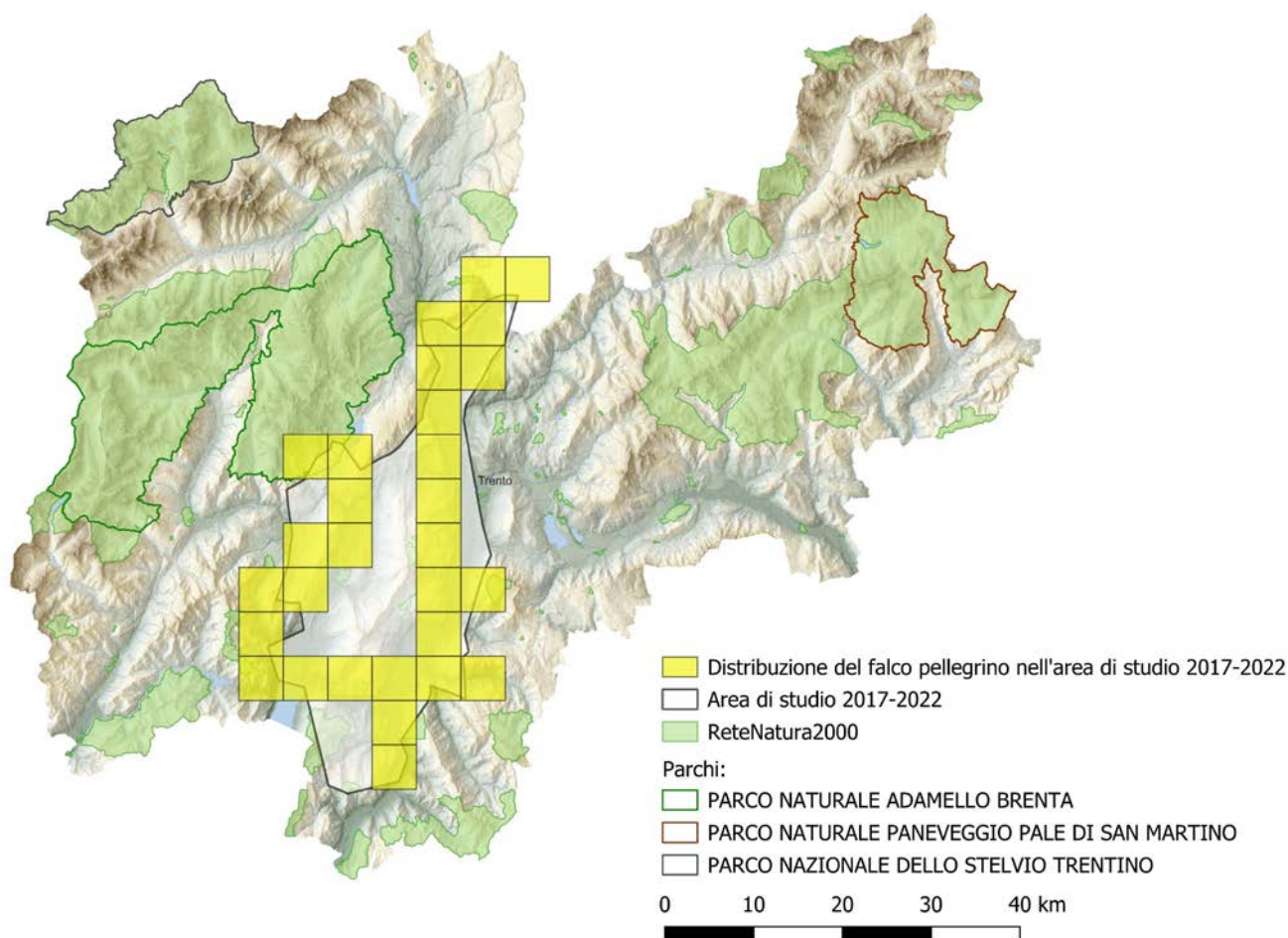


Fig. 1 – Area di monitoraggio sistematico del falco pellegrino (2017-2022) e distribuzione della specie (griglia 5x5 Km). / **Fig. 1** – Monitoring area of Peregrine falcon (2017-2022) and species distribution (grid 5x5 Km).

L'area di studio offre un'ampia disponibilità di estese pareti rocciose adatte alla nidificazione. Il paesaggio è caratterizzato da fondovalli con estese colture arboree e aree urbane, pendii montuosi coperti da boschi intervallati da prati, pascoli montani e affioramenti rocciosi. In particolare, quasi il 60% dell'area è coperto da vegetazione forestale la cui composizione varia da latifoglie a conifere a seconda della quota, dell'esposizione, della pendenza e del microclima locale. Con l'aumentare della quota, i boschi tendono a essere dominati da *Quercus pubescens*, *Quercus-Tilia-Acer spp.*, *Fagus-Abies spp.*, *Picea spp.* e da *Larix decidua-Pinus cembra* (PAT 2016).

Metodi

Censimento e monitoraggio

Ogni territorio noto per la specie è stato controllato almeno tre volte: (1) nel periodo corrispondente alla data mediana di deposizione locale per localizzare il nido e verificare l'avvenuta deposizione, infatti ciascuna coppia può utilizzare ogni anno uno dei numerosi nidi alternativi (Ratcliffe 1993); (2) subito dopo la schiusa per valutare le dimensioni della covata e la data di cova; (3) nella fase di sviluppo avanzato dei nidiacei (oltre 35 giorni di età) per registrare il numero di giovani effettivamente allevati (involo dei nidiacei a 35-42 giorni, Ratcliffe 1993). La maggior parte dei nidi sono stati individuati su alte pareti rocciose in luoghi inaccessibili e quindi controllati da punti di vantaggio mediante un cannocchiale 20-60X. In alcuni casi non è stato possibile osservare il contenuto del nido da nessun punto di osservazione e quindi la produttività è stata misurata come il numero di giovani osservati in volo durante un minimo di due visite condotte nel mese successivo alla data mediana di involo locale.

Nel monitoraggio pianificato per la Rete Natura 2000 (2017-2022) l'area di nidificazione è stata indagata ogni anno nel periodo di massima territorialità delle specie, tra febbraio e marzo, con controlli al mattino o al primo pomeriggio, da più punti di osservazione. L'occupazione di ogni territorio è stata accertata con l'osservazione di una coppia impegnata in voli di corteggiamento o di difesa del sito di nidificazione o posata su parete rocciosa (Figura 2, 3). In caso di mancanza di riscontri positivi i controlli sono stati ripetuti almeno una seconda volta.

Analisi dei dati

La data di schiusa è stata stimata retrodatando quella di controllo dello sviluppo del piumaggio dei nidiacei osservati per la prima volta a un'età inferiore a 15 giorni, come suggerito da Ratcliffe (1993) e Cramp & Simmons (1980). Assumendo che l'inizio della cova avvenga con la deposizione dell'ultimo uovo, la data di fine deposizio-

ne è stata stimata sottraendo 31 giorni, il periodo di incubazione medio (Cramp & Simmons 1980), dalla data di schiusa. La terminologia seguita è quella di Steenhof (1987): una coppia di successo è quella che ha allevato uno o più giovani fino ad almeno 34 giorni di età (Steenhof & Kochert 1982; Sherrod 1983) e il successo riproduttivo è la percentuale di coppie territoriali di successo.

La produttività è stata valutata come il numero medio di giovani all'età dell'involo per coppia territoriale controllata; infine, è stato calcolato il numero medio di giovani involati per coppia di successo.

La quota di ciascun territorio corrisponde alla quota dei nidi conosciuti o del loro centro geometrico.

Per valutare il grado di regolarità della dispersione dei siti occupati è stato utilizzato il test G, dato dal rapporto tra la media geometrica e aritmetica delle distanze minime tra coppie adiacenti (distanza minima intraspecifica, NND, Newton 1979) elevate al quadrato e variabile tra 0 e 1. I valori vicini a 1 ($> 0,65$) indicano una dispersione regolare di siti di nidificazione (Brown 1975).

Le differenze negli anni nella dispersione media dei nidi e nei parametri riproduttivi sono state valutate mediante ANOVA e test χ^2 (Sokal & Rohlf 1981). Per soddisfare le ipotesi di normalità, se necessario, prima dei test parametrici è stata effettuata una trasformazione logaritmica o di radice quadrata delle variabili. Tutte le medie sono riportate con \pm SE, tutti i test sono a due code e la significatività statistica è stata impostata a $P < 0,05$.

L'andamento demografico della popolazione è stato calcolato per la sola area di monitoraggio Rete Natura 2000 considerando il numero di territori annualmente rilevati nei periodi 1999-2013 e 2017-2022. Le variazioni della consistenza numerica della specie sono state analizzate attraverso l'indicizzazione delle dimensioni della popolazione nei vari anni rispetto alla dimensione della popolazione nel primo anno della serie temporale indagata (1999), che è stato preso come riferimento. Oltre ai valori dell'indice annuale nel periodo di studio considerato sono riportati i parametri statistici della regressione.

Risultati

Studio sull'ecologia riproduttiva condotto tra il 1999 e il 2013

Siti di nidificazione. La quota media dei 47 territori censiti è risultata di $783 \pm 10,2$ m (intervallo = 250-1450 m) e non è variata significativamente negli anni ($F_{14,645} = 0,03$, $P = 0,99$). La nidificazione è avvenuta su pareti rocciose di grandi dimensioni (> 50 m di altezza), prevalentemente in cavità o cenge; in 5 territori la specie si è riprodotta anche in nidi di corvo imperiale (*Corvus corax*) con 9 casi rilevati.



Fig. 2 – Falco pellegrino (foto Eugenio Osele). / **Fig. 2** – Peregrine falcon (ph. Eugenio Osele).



Fig. 3 – Coppia di falco pellegrino (foto Franco Rizzoli). / **Fig. 3** – Peregrine falcon pair (ph. Franco Rizzoli).

Esaminando i dati di 21 coppie con maggior successo riproduttivo, nel periodo 1999-2013 ogni coppia ha utilizzato in media 3,2 nidi alternativi (intervallo = 1-7). Il numero di nidi utilizzati risulta essere direttamente correlato con l'estensione delle pareti di nidificazione, in particolare sia con lunghezza ($r = 0,62$, $P = 0,003$) sia con la loro altezza ($r = 0,56$, $P = 0,009$). Molti nidi sono stati usati in più nidificazioni, ma in poche occasioni in anni consecutivi. Lo studio infatti evidenzia una fedeltà al nido piuttosto bassa con l'utilizzo di un sito diverso rispetto alla stagione riproduttiva precedente nel 76% dei casi ($n = 84$). La scelta di occupare lo stesso nido o di cambiarlo non risulta essere condizionata dall'esito della nidificazione precedente come invece riportato da Fasce & Fasce (1992). La fedeltà al nido infatti non mostra differenze statisticamente significative nel confronto fra coppie che si sono riprodotte con successo e quelle che hanno fallito la nidificazione ($\chi^2 = 0,21$, $P = 0,647$).

Stagione riproduttiva. Le coppie sono state osservate nei territori tutto l'anno, che venivano difesi attivamente dai conspecifici e da altri rapaci. Le date di deposizione delle uova sono comprese tra il 20 febbraio e il 19 aprile, con mediana e media entrambe ricadenti il 13 marzo ($SE = 0,95$ giorni, $n = 105$). La data media di deposizione non è variata significativamente negli anni ($F_{14,105} = 1,59$, $P = 0,11$).

Produttività. Dei 408 tentativi di nidificazione controllati il 37% ha avuto esito positivo, con differenze significative negli anni ($\chi^2_{14} = 30,5$, $P = 0,007$). Il numero medio di giovani allevati per coppia territoriale è stato di $0,89 \pm 0,06$ ($n = 408$) con variazioni significative negli anni ($F_{14,408} = 2,69$, $P = 0,001$). In particolare, questi parametri riproduttivi differiscono in modo significativo tra l'anno più negativo (2013) e i due più positivi (2000 e 2011, Figura 4, 5). Il numero medio di giovani allevati per coppia di successo è risultato di $2,32 \pm 0,07$ ($n = 146$) senza variazioni significative negli anni ($F_{14,146} = 0,79$, $P = 0,68$).

Analizzando più dettagliatamente le prestazioni riproduttive delle singole coppie, il 45% delle nidificazioni che hanno avuto successo ($n = 146$) ha portato all'involo di 3 o massimo 4 giovani, mentre nel 15% dei casi è stato allevato un solo giovane. La produttività più elevata, con un valore medio ≥ 1 giovane/anno, è stata rilevata nel 33% dei territori (Figura 6). Il 25% delle coppie controllate ha involato almeno una volta 4 giovani, mentre quelle che non hanno mai allevato giovani nel periodo di studio sono state il 14%.

Densità e dispersione dei territori. Nel periodo indagato sono stati censiti 47 territori, però non tutti occupati ogni anno. La densità media nei 15 anni di studio intensivo (1999-2013) è risultata di 1,40 coppie/100 km² con variazioni tra 1,33 e 1,50 coppie/100 km² (Tabella 1). La distanza minima intraspecifica (NND) ha un valore medio di $4,7 \text{ km} \pm 46,2 \text{ m}$ (intervallo = 2,6-8,9 km) che non è variato in maniera statisticamente significativa negli anni ($F_{14,645} = 0,57$, $P = 0,89$). I valori del test G (media = 0,89) hanno evidenziato una distribuzione regolare dei siti di nidificazione.

Monitoraggio Rete Natura 2000 (2017-2022)

Densità e trend demografico complessivo. Nell'area campione l'andamento demografico della popolazione nel periodo 1999-2022 è risultato negativo. Rispetto alla massima densità registrata nel primo decennio la popolazione è calata complessivamente del 26%, con una riduzione da 23 a 17 territori e una diminuzione media nel ventennio di 0,32 coppie/anno. Questa tendenza negativa, evidente nell'ultimo decennio (Figura 7), risulta significativa ($r = -0,816$, $P = 0,001$) comparando i valori di densità espressi come numero di coppie per unità di superficie, passati da un massimo di 2,95 coppie/100 km² a un minimo di 2,18 coppie/100 km². Diversamente, il confronto fra le densità di popolazione rilevate nel ventennio espresse come NND (media $4,4 \text{ km} \pm 42,1 \text{ m}$) non mostra differenze statisticamente significative ($F_{20,448} = 1,20$, $P = 0,25$).

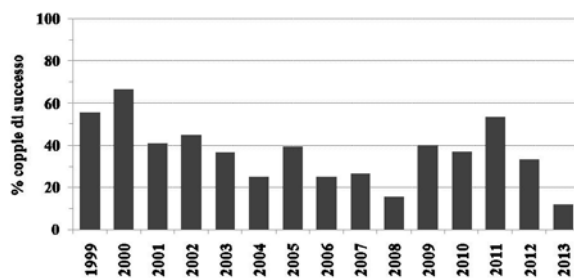


Fig. 4 – Successo riproduttivo (% di coppie che sono riuscite ad allevare almeno un giovane) nel periodo 1999-2013. / **Fig. 4** – Breeding success (percentage of territorial pairs raising at least one chick until fledging) in the period 1999-2013.

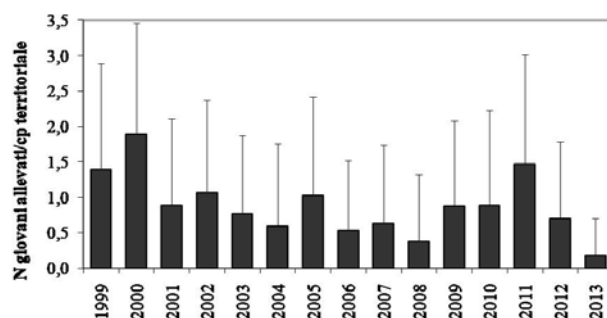


Fig. 5 – Produttività (n° medio di giovani allevati per coppia territoriale) nel periodo 1999-2013. / **Fig. 5** – Productivity (mean number of fledged young per territorial pair) in the period 1999-2013.

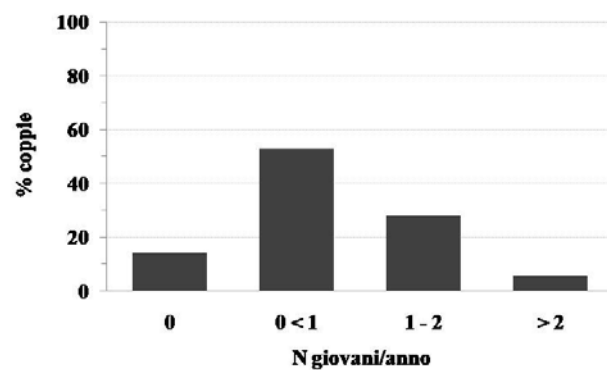


Fig. 6 – Frequenza percentuale delle coppie territoriali in relazione alla loro produttività media annua (1999-2013). / **Fig. 6** – Percentage frequency of territorial pairs according to their average annual productivity (1999-2013).

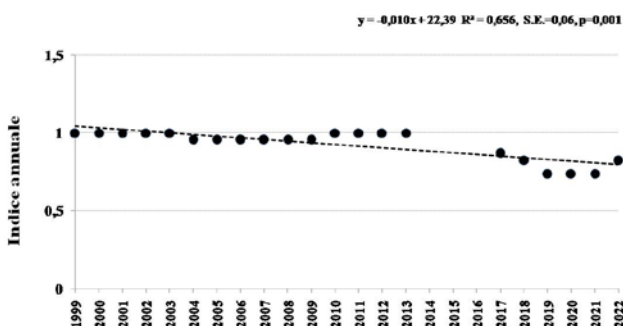


Fig. 7 – Andamento della popolazione di Falco pellegrino nel periodo 1999-2013 e 2017-2022. / **Fig. 7** – Population trend of the Peregrine falcon in the period 1999-2013 and 2017-2022.

Tab. 1 – Densità (n° coppie territoriali/100 km²), distanza minima intraspecifica media (\pm S.E.) e indice G della popolazione di falco pellegrino (*Falco peregrinus*) indagata (1999-2013). * Media complessiva dei 15 anni di studio. / **Tab. 1** – Density (number of territorial pairs/100 km²), nearest-neighbour distance (NND) and G-statistic of the Peregrine Falcon (*Falco peregrinus*) population in the study area (1999-2013). Means \pm S.E. * Grand mean for the fifteen years of study.

Anno	Coppie territoriali/100 km ² (n)	Distanza minima intraspecifica (m) (n)	Indice G
1999	1,46 (45)	4611 \pm 191 (45)	0,861
2000	1,46 (45)	4575 \pm 189 (45)	0,862
2001	1,46 (45)	4555 \pm 191 (45)	0,859
2002	1,46 (45)	4564 \pm 191 (45)	0,860
2003	1,50 (46)	4589 \pm 185 (46)	0,866
2004	1,40 (43)	4797 \pm 177 (43)	0,893
2005	1,40 (43)	4869 \pm 176 (43)	0,898
2006	1,37 (42)	4793 \pm 168 (42)	0,904
2007	1,33 (41)	4803 \pm 170 (41)	0,904
2008	1,33 (41)	4861 \pm 165 (41)	0,911
2009	1,33 (41)	4823 \pm 169 (41)	0,906
2010	1,37 (42)	4672 \pm 175 (42)	0,893
2011	1,37 (42)	4670 \pm 179 (42)	0,888
2012	1,37 (42)	4627 \pm 176 (42)	0,891
2013	1,37 (42)	4727 \pm 186 (42)	0,887
Totale	1,40 (15)*	4699 \pm 46 (645)	0,886

Discussione

Il falco pellegrino nel periodo 1999-2013 ha nidificato in cavità, cenge o nidi di corvo imperiale su pareti rocciose ampiamente disponibili in tutto il territorio indagato. La distribuzione dei siti riproduttivi è risultata tutti gli anni regolare. La densità di popolazione rilevata è paragonabile a quella riportata in altri studi condotti in Europa (Crick & Ratcliffe 1995; Gainzarian et al. 2000) e in Italia (Brambilla et al. 2010; Baghino & Cottalasso 2021; Sarà et al. 2021), anche se la distanza minima tra siti riproduttivi contemporaneamente occupati presenta valori superiori a quelli rilevati in diverse aree della Gran Bretagna (Crick & Ratcliffe 1995; Horne & Fielding 2002).

Le prestazioni riproduttive sono risultate inferiori a quelle rilevate nella stessa area nei primi anni del periodo indagato (Rizzolli et al. 2005) e ben al di sotto dell'intervallo di valori riportati per altre popolazioni europee (Lindberg et al. 1988; Crick & Ratcliffe 1995) e italiane (Brambilla et al. 2010; Sarà et al. 2021). Fra le possibili cause di questa minore produttività vanno certamente considerate le numerose giornate di pioggia registrate durante la fase riproduttiva nella seconda parte del periodo di studio e in particolare nel 2008 e 2013; queste due annate sono state caratterizzate da forte maltempo primaverile e dal più basso successo riproduttivo dell'intero periodo indagato (Figura 4). È documentato infatti che le avverse condizioni meteo, impedendo alle coppie di cacciare, deprimono in maniera significativa la produttività della specie (Mearns & Newton 1988, Jenkins 2000).

Nelle varie nidificazioni ogni coppia ha spesso utilizzato nidi differenti e il loro numero è risultato correlato positivamente con l'estensione delle pareti di nidificazione. Questo accade molto probabilmente perché nelle pareti rocciose più estese, la specie ha maggiori opportunità di cambiare nido in quanto ha una più alta disponibilità di cavità e cenge che possono fungere da siti riproduttivi alternativi.

Il monitoraggio condotto nel periodo 2017-2022 conferma il trend negativo già evidenziato a partire dall'ultimo decennio. Questa tendenza è stata riscontrata anche in altre aree alpine e del Giura di Svizzera e Francia, dove in particolare nel corso dell'ultimo decennio sono stati rilevati decrementi significativi dei territori, con diminuzioni del 35%, 48%, 86% e 10-19% rispettivamente in Svizzera occidentale, Giura settentrionale, Canton Zurigo e Giura francese (Sattler et

al. 2017; Kéry et al. 2018; Monneret et al. 2018). Al contrario, in aree collinari e di pianura del Nord Italia nell'ultimo ventennio è stato invece riscontrato un incremento delle coppie nidificanti soprattutto su viadotti autostradali e ponti ferroviari (Beraudo 2018). Secondo Kéry et al. (2018) e Monneret et al. (2018) i principali fattori responsabili del declino della specie sono: 1) il forte incremento delle popolazioni di gufo reale, che è il più importante predatore del falco pellegrino e che tende a selezionare le stesse aree rupestri come habitat riproduttivo e 2) la persecuzione diretta da parte di allevatori di piccioni con diversi casi di avvelenamento documentati.

Nell'area di studio la tendenza negativa della popolazione non è facilmente interpretabile. Nel periodo indagato non sono state raccolte prove di persecuzione diretta e il disturbo antropico è sembrato di bassa intensità. In particolare, il disturbo dovuto all'arrampicata sportiva nei pressi di siti di nidificazione è stato riscontrato in quattro territori, ma solo in un caso ha determinato l'abbandono del sito, mentre quello legato ai fotocacciatori ha riguardato un solo territorio. L'impatto del gufo reale sulla popolazione locale di falco pellegrino spiega solo parzialmente il calo degli effettivi. La scomparsa di coppie per l'occupazione della parete di nidificazione da parte dello Strigiforme è stata accertata in tre siti. In un caso sono stati rinvenuti anche i resti di una predazione (Marchesi L., com. pers.). Tuttavia, in diversi casi è stata rilevata una coesistenza fra le due specie negli stessi siti rupestri. Questo probabilmente per la presenza in gran parte dell'area di studio di pareti molto estese che hanno offerto al falco pellegrino l'opportunità di occupare siti alternativi idonei alla nidificazione massimizzando la distanza dal gufo reale. Le due specie, infatti, possono coesistere dove le pareti rocciose hanno un maggior sviluppo orizzontale (Brambilla et al. 2010). Quindi è possibile che ci siano anche altri fattori all'origine della tendenza negativa della popolazione provinciale.

La specie sembra avere ancora prospettive di conservazione favorevoli nel lungo termine, ma viste le dinamiche di popolazione in atto, contraddistinte da calo recente e valori bassi di successo riproduttivo e produttività, sarà importante proseguire con il monitoraggio nei prossimi anni. Per una migliore comprensione del fenomeno sono auspicabili studi intensivi, come quelli intrapresi in passato, con approfondimenti sui parametri demografici estendendo le indagini anche in altre aree dell'arco alpino italiano.

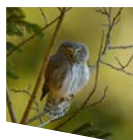
Ringraziamenti

Le ricerche nel periodo 2017-2022 sono state supportate: dal programma di monitoraggio Rete Natura 2000 MUSE-PAT e dalla Reti di Riserve Bondone, dal Parco Fluviale Sarca e dal Parco Naturale Locale Monte Baldo; le ricerche condotte nel periodo 1999-2013 sono state supportate dal Progetto Biodiversità del Servizio Ricerca PAT e dal Museo Tridentino di Scienze Naturali.

L'Autore ringrazia in particolare Luigi Marchesi, Eugenio Osele, Paolo Pedrini, Michele Segata, Fabrizio Sergio, Giuseppe Speranza e Lucio Uber per i preziosi suggerimenti e l'aiuto nelle attività di ricerca.

Bibliografia

- Beraudo P., 2018 - Results of eighteen years (2000–2017) monitoring study of an extra-alpine Peregrine Falcon *Falco peregrinus* population in North-Western Italy. *Ornis Hungarica*, 26: 130-133.
- BirdLife International, 2015 - *Species factsheet: Falco peregrinus*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 12/02/2019.
- Baghino L. & Cottalasso R., 2021 - Il Falco pellegrino (*Falco peregrinus*) in Liguria. 99 -106. In: Brunelli M. & Gustin M., 2021. Il Falco pellegrino in Italia. Status, biologia e conservazione di una specie di successo. Edizione Belvedere, Latina, "le scienze" (35), 190 pp.
- Brambilla M., Bassi E., Ceci C. & Rubolini D., 2010 - Environmental factors affecting patterns of distribution and co-occurrence of two competing raptor species. *Ibis*, 152 (2): 310-322.
- Brown D., 1975 - A test of randomness of nest spacing. *Wildfowl*, 26: 102-103.
- Cade T., Lincer J.L., White C.M., Roseneau D.G. & Swartz L.G., 1971 - DDE residues and eggshell changes in Alaskan falcons and hawks. *Science*, 172: 955-957.
- Cramp, S. & Simmons K.E.L., 1980 - Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 2: Hawks to Bustards. Oxford University Press, Oxford, UK, 696 pp.
- Crick, H.Q.P. & Ratcliffe D.A., 1995 -The Peregrine *Falco peregrinus* breeding population of the United Kingdom in 191. *Bird Study*, 42:1-19.
- Fasce P. & Mingozzi T., 1983 - Il Falco pellegrino (*Falco peregrinus*) sulle Alpi occidentali. Parte II: censimento e primi dati sulla biologia riproduttiva. *Riv. ital. Orn.*, 53:161-173.
- Fasce P. & Fasce L., 1992 - Pellegrino *Falco peregrinus*. In: Brichetti P., De Franceschi P. & Baccetti N. (a cura di), *Fauna d'Italia*. Edizioni Calderini, Bologna, Italy: 682-693.
- Gainzaraian, J.A., Arambarri R. & Rodríguez A.F., 2000 - Breeding density, habitat selection and reproductive rates of the Peregrine Falcon *Falco peregrinus* in Álava (northern Spain). *Bird Study*, 47:225-231.
- Heath M., Borggreve C. & Peet N., 2000 - European bird populations: estimates and trends. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Horne G. & Fielding A.H., 2002 - Recovery of the Peregrine Falcon *Falco peregrinus* in Cumbria, UK, 1966-99. *Bird Study*, 49:229-236.
- Jenkins A.R., 2000 - Factors affecting breeding success of peregrine and lanner falcons in South Africa. *Ostrich*, 71: 385-392.
- Kéry M., Banderet G., Neuhaus M., Weggler M., Schmid H., Sattler T. & Parish D., 2018 - Population trends of the Peregrine Falcon in Switzerland with special reference to the period 2005-2016. *Ornis Hungarica*, 26 (2): 91-103.
- Lindberg P., 1977 - The Peregrine Falcon in Sweden. In: Chancellor R.D. (ed.), *World Conference on Birds of Prey*, Vienna, 1975. International Council for Bird Preservation: 329-338.
- Lindberg P., Schei P.J. & Wikman M., 1988 -The Peregrine Falcon in Fennoscandia. In: Cade T.J., Enderson J.H., Thelander C.G. & White C.M. (Eds.), *Peregrine Falcon populations: their management and recovery*. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA: 159-172.
- Mearns R. & Newton I., 1988 - Factors affecting breeding success of peregrines in South Scotland. *Journal of Animal Ecology*, 57: 903-916.
- Monneret R.J., Ruffinoni R., Parish D., Pinaud D. & Kéry M., 2018 - The Peregrine population study in the French Jura mountains 1964–2016: use of occupancy modeling to estimate population size and analyze site persistence and colonization rates. *Ornis Hungarica*, 26: 69-90.
- Newton I. 1979 -Population ecology of raptors. Berkhamsted: Poyser, 399 pp.
- PAT - Provincia Autonoma di Trento 2016 - 8° Rapporto sullo stato dell'ambiente 2016 - Natura e biodiversità. Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente, Trento: 32 pp.
- Pedrini P., 1986 - Osservazioni sul Pellegrino *Falco peregrinus* in provincia di Trento. *Riv. ital. Orn.*, 56 (1-2): 123-124.
- 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>.
- Ratcliffe D.A., 1970 - Changes attributable to pesticides in egg breakage frequency and eggshell thickness in some British birds. *Journal of Applied Ecology*, 7: 67-107.
- Ratcliffe D.A., 1993 - The Peregrine Falcon. T & AD Poyser, London, UK, 454pp.
- Ratcliffe D. A., 1997 - Peregrine Falcon *Falco peregrinus*. In: Hage-meijer W.J.M. & Blair M.J. (Eds.), *The EBCC Atlas of European breeding birds: Their distribution and abundance*. T & AD Poyser, London, UK: 192-193.
- Rizzolli F., Sergio F., Marchesi L. & Pedrini P., 2005 - Density, productivity, diet and population status of the Peregrine Falcon *Falco peregrinus* in the Italian Alps. *Bird Study*, 52: 188-192.
- Sarà M., Mascara R. & Zanca L., 2021 - Il Falco pellegrino (*Falco peregrinus*) in Sicilia. 149-161. In: Brunelli M. & Gustin M., 2021. Il Falco pellegrino in Italia. Status, biologia e conservazione di una specie di successo. Edizione Belvedere, Latina, "le scienze" (35), 190 pp.
- Sattler T., Knaus P., Schmid H. & Volet B., 2017 - Situazione dell'avifauna in Svizzera: rapporto 2017. Stazione ornitologica svizzera, Sempach: 35 pp.
- Schenk H., Chiavetta M., Falcone S., Fasce P., Massa B., Mingozzi T. & Saracino U. (a cura di), 1983 - Il Falco pellegrino: indagine in Italia. LIPU, Serie Scientifica, Parma, 34 pp.
- Sherrod S. K., 1983 - Behavior of fledgling peregrines. The Peregrine Fund, Inc., Cornell Univ. Lab. Ornithol., Ithaca, N.Y. 202 pp.
- Sokal R.R. & Rohlf F.J., 1981- Biometry. W. H. Freeman, New York, USA, 859 pp.
- Steenhof K. & Kochert M. N., 1982 - An evaluation of methods used to estimate raptor nesting success. *J. Wildl. Manage.*, 46: 885-893.
- Steenhof K., 1987 - Assessing raptor reproductive success and productivity. In Giron Pendleton B.A., Millsap B.A., Kline K.W. & Bird D.M. [Eds.], *Raptor management techniques manual*. Natl. Wildl. Fed., Washington, D.C., U.S.A: 157-170.



Articolo / Article

Dal monitoraggio del nibbio bruno (*Milvus migrans*) in provincia di Trento: aggiornamenti sul suo stato di conservazione (2017-2022)

Franco Rizzolli^{1, 2*}, Eugenio Osele¹, Lucio Uber¹, 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 Servizio Sviluppo Sostenibile e Aree Protette della Provincia Autonoma di Trento, Ufficio Parco Nazionale dello Stelvio Trentino, Via Roma 65, 38024 Cogolo di Peio, Trento

Parole chiave

- Nibbio bruno
- Trentino
- Distribuzione
- Trend demografico
- Conservazione

Riassunto

Sono presentati i risultati del monitoraggio del nibbio bruno (*Milvus migrans*) in Trentino, condotti dal 2017 al 2022 e previsti nel Piano di monitoraggio della Rete Natura 2000 del Trentino (Azione A5, Progetto Life T.E.N.), in un'area campione di 490 km², a 14 anni dalle precedenti ricerche condotte nel Progetto Biodiversità (2000-05; MUSE-PAT). Il numero di coppie territoriali censite è variato negli anni (intervallo=37-45), con una densità media di 8,5 coppie/100 km² e una distribuzione discontinua; nidificanti su pareti rocciose (41%; n=59) o su alberi (59%; n=86) ad un'altitudine media di 427 m (intervallo = 170-830 m). Seppur comune e diffuso nei contesti rilevati ad inizio secolo, con una presenza che può apparire ancora soddisfacente, rispetto al periodo precedente la popolazione ha mostrato un calo complessivo pari al 15%, con marcate differenze locali e valori negativi in una delle tre aree campione dell'area di studio (Valle dei Laghi-Basso Sarca). I fattori più importanti che possono aver determinato il decremento sono la chiusura delle discariche di rifiuti urbani, la copertura con reti delle pescicoltura e la presenza del gufo reale (*Bubo bubo*).

Key words

- Black kite
- Trentino
- Distribution
- Trend

Summary

We studied a Black kite (*Milvus migrans*) population from 2017 to 2022 in a 490 km² study area located in the provinces of Trento (central-eastern Alps, Italy), after 14 years from the previous study. The number of territorial pairs surveyed varied over the years (range=37-45). The mean density was 8,5 pairs /100 km². All nests were on cliffs (41%; n=59) or on trees (59%; n=86) at an average elevation of 427 m (range = 170-830 m). Territorial pairs were discontinuous dispersed. In the last twenty years the population has shown a significant decline (15%), but only in one sector out of three of the study area. It seems likely that the most significant impact on the populations due to the closure of wastedump, the coverage of fish farms with nets and the presence of the Eagle owl (*Bubo bubo*).

* Autori corrispondenti:
 e-mail: franco.rizzolli@alice.it;
 paolo.pedrini@muse.it

Introduzione

Il nibbio bruno (*Milvus migrans*) è una specie polittipica, ampiamente diffusa in Europa con la sottospecie nominale. Le popolazioni europee sono migratrici regolari e svernanti nell'Africa sub-sahariana. In Italia l'areale è discontinuo con quattro nuclei principali: prealpino-padano, tirrenico-appenninico, ionico-appenninico e meridionale (Petretti in Brichetti et al. 1992; Marotto in Lardelli et al. 2022). La popolazione italiana è stimata in 860-1.153 coppie (Brichetti & Fracasso 2018). La specie tende ad avere abitudini riproduttive semicoloniali e quindi nidifica più frequentemente con coppie raggruppate e in qualche caso con coppie isolate.

Dalla fine degli anni Novanta ai primi anni Duemila la popolazione trentina è stata oggetto di un articolato programma di ricerca (F. Sergio e coll., Progetto Biodiversità 2000-05 PAT MTSN) che ne ha descritto in modo esaustivo la distribuzione, la consistenza e l'ecologia riproduttiva. Da questi studi la popolazione nidificante era stimata in 80-100 coppie, distribuite alle medie e basse quote nelle principali vallate, con densità più basse rispetto a quelle rilevate intorno ai grandi laghi prealpini, soprattutto quelli eutrofizzati e quindi con un'ittiofauna più ricca (Sergio 2003, Sergio et al. 2003a; Sergio in Pedrini et al. 2005). In assenza di aggiornamenti recenti ed essendo la specie fra quelle d'interesse conservazionistico (All. I, Direttiva Uccelli), per le quali il Piano di monitoraggio provinciale (Azione A5 del Life T.E.N., <http://www.lifeten.tn.it>; Pedrini et al 2014) prevede

il controllo, a partire dal 2017 è stato avviato il censimento e monitoraggio delle coppie nidificanti in un'area campione rappresentativa del territorio provinciale. Il presente lavoro riassume i risultati del periodo 2017-2022 e fornisce una valutazione dell'attuale stato di conservazione a scala provinciale e dei possibili fattori di minaccia.

Aree di studio

Sulla base degli studi citati, quale area rappresentativa per monitorare negli anni la specie, è stata scelta una porzione dell'intero areale provinciale dove era nota la presenza di buona parte della popolazione nidificante in Trentino. Considerando che il nibbio bruno si riproduce prevalentemente a quote inferiori i 1000 metri, l'area di complessivi 490 km² è stata definita includendo le porzioni di territorio situate al di sotto di tale quota e comprende tre settori contigui che ricadono nella fascia prealpina: la Val d'Adige (160 km²), l'alta Vallagarina (147 km²) e la Val dei Laghi e il Basso Sarca (183 km²) (Figura 1). Si tratta di tre assi vallivi caratterizzati da versanti rocciosi parzialmente boscati idonei alla nidificazione e da ampi fondivalle dove sono ben rappresentati gli ambienti di foraggiamento della specie quali: laghi, corsi d'acqua, fossati e zone umide, aree coltivate a frutteto e vigneto, prati da sfalcio, ambienti di margine e aree semiurbane con fonti di cibo antropiche quali discariche a cielo aperto e impianti ittiogenici (Tavola I).

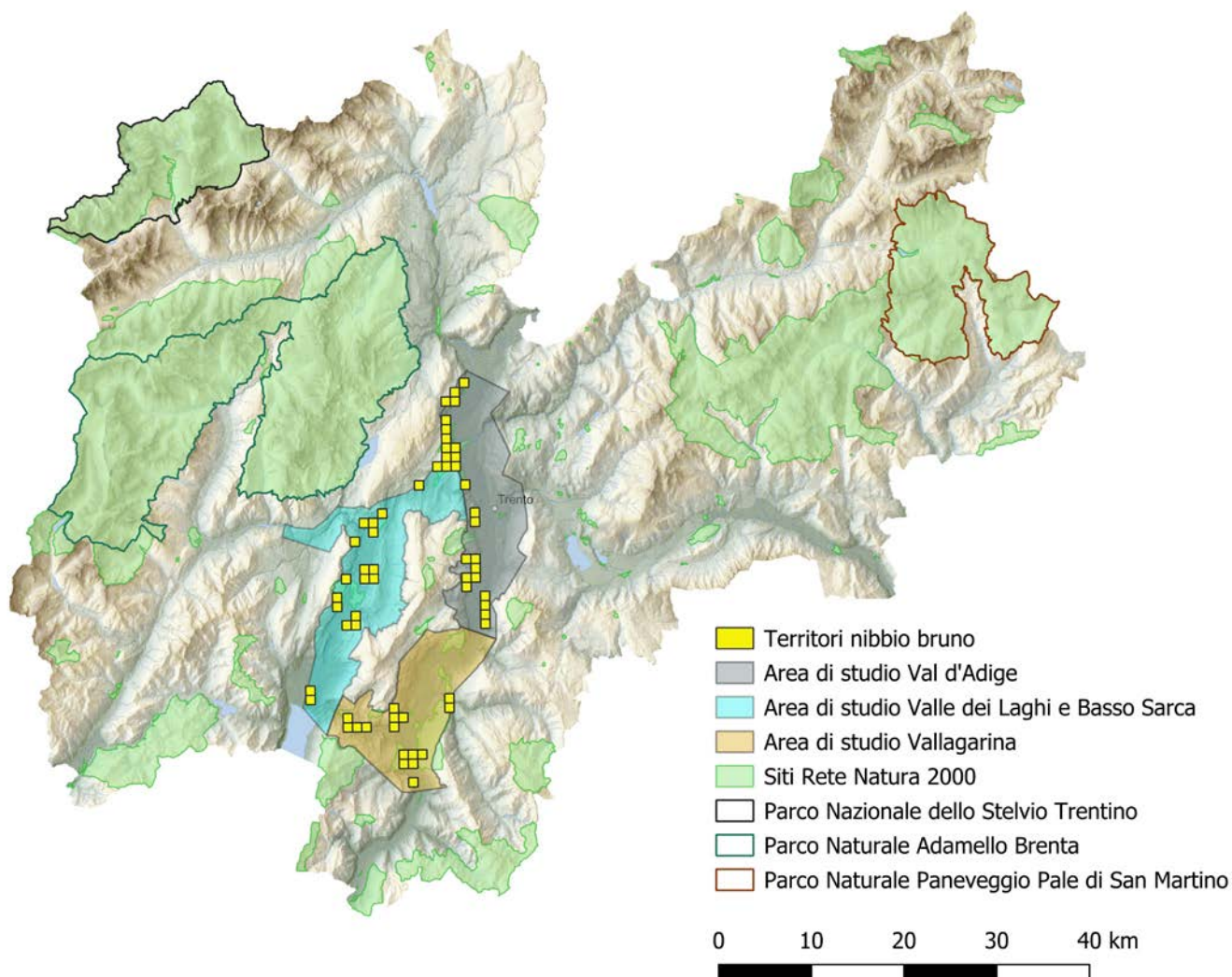
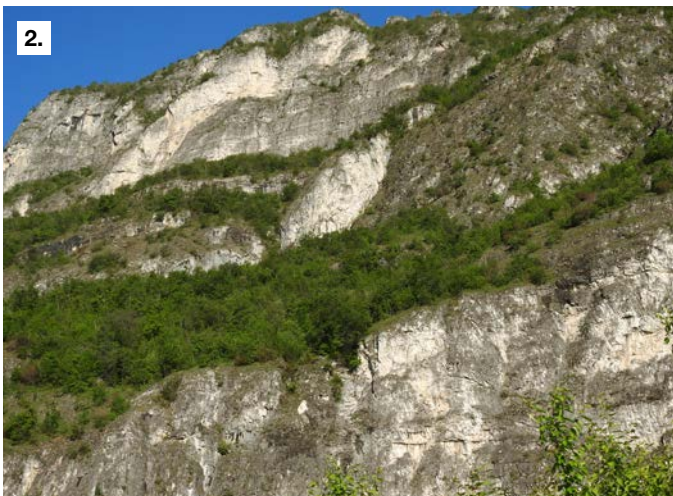


Fig. 1 – Territori di nibbio bruno rilevati nelle tre aree di studio in Val d'Adige, Valle dei Laghi e Vallagarina nel periodo 2017-2022

Fig. 1 – Black kite territories surveyed between 2017 and 2022 in the three study areas in Adige Valley, Valle dei Laghi and Vallagarina.



Tav. I – Aree di studio, ambienti di nidificazione e di alimentazione del nibbio bruno (*Milvus migrans*) in Trentino. Foto 1, 2, 5 (Foto Arch. MUSE, P. Pedrini); Foto 3, 6 (F.to F. Rizzoli)./ **Tav. I** – Study areas, nesting and feeding environments of the black kite (*Milvus migrans*) in Trentino. Photos 1, 2, 5 (Photo Arch. MUSE, P. Pedrini); Photos 3, 4, 6 (F.to F. Rizzoli).

1 - Valle dell'Adige nei dintorni di Zambana, Riserva naturale Foci dell'Avisio nord, fiume Adige. Adige Valley sample area around Zambana, Adige River.

2 - Valle dell'Adige, esempio di ambienti di nidificazione di coppie semicoloniali. Sample area Adige Valley, an example of nesting environments of semicolonial pairs.

3 - Vallagarina, ambienti di nidificazione e caccia; Riserva naturale Lago di Loppio, Mori. Vallagarina, nesting and hunting habitats; Loppio Lake Nature Reserve, Mori.

4 - Vallagarina, dintorni di Mori. Vallagarina, surroundings of Mori.

5 - Valle dei Laghi Basso Sarca, Lago di Toblino e Cavedine; sullo sfondo il Brione e i Lago di Garda. Valle dei Laghi Basso Sarca, Lake Toblino and Cavedine; Mt. Brione and Lake Garda in the background.

6 - Valle dei Laghi Basso Sarca, Monte Brione. Valle dei Laghi Basso Sarca, Mt. Brione.

Metodi

Le coppie territoriali sono state censite annualmente nel mese di aprile, ossia nel periodo di massima territorialità della specie e quando sono maggiori le probabilità di localizzare il nido che può essere collocato su albero o su parete rocciosa. L'occupazione di ogni territorio è stata accertata con l'osservazione di una coppia impegnata in voli di corteggiamento o di difesa del sito di nidificazione o posata sul versante roccioso (Figura 2). Ogni potenziale area di nidificazione è stata monitorata da più punti di osservazione, posti soprattutto in fondovalle e frontalmente alle pendici montuose, mediante l'ausilio del binocolo e, quando necessario, del cannocchiale 20-60 X; ogni localizzazione del sito è stata georeferenziata per essere controllata negli anni. In mancanza di riscontri positivi i controlli sono stati ripetuti almeno una seconda volta entro il mese di aprile.

La quota di nidificazione si riferisce a quella dei nidi conosciuti o del loro centro geometrico. Le differenze negli anni nella distribuzione altitudinale dei territori è stata valutata mediante ANOVA (Sokal & Rohlf 1981). Per soddisfare le ipotesi di normalità, se necessario, prima dei test parametrici è stata effettuata una trasformazione logaritmica delle variabili. Tutte le medie sono riportate con \pm SE, tutti i test sono a due code e la significatività statistica è stata impostata a $P < 0,05$.

L'andamento demografico della popolazione nei tre settori è stato valutato attraverso l'indicizzazione del numero di territori censiti nei vari anni rispetto a quello rilevato nel 2017, primo anno di monitoraggio che è stato preso come riferimento. Oltre ai valori dell'indice annuale nel periodo di studio considerato sono riportati i parametri statistici della regressione.



Fig. 2 – Nibbio bruno, coppia posata su versante roccioso (foto Eugenio Osele). **Fig. 2** – Black kite pair perched on a rocky slope (ph. Eugenio Osele).

Tab. 1 – Densità (n° coppie territoriali/100 km²) della popolazione di nibbio bruno indagata nel periodo 2017-2022 nei tre settori dell'area di studio. * Media complessiva dei 6 anni di studio. / **Tab. 1** – Density (number of territorial pairs/100 km²), of the Black Kite (*Milvus migrans*) population in the three sectors of the study area (2017-2022). * Grand mean for the six years of study.

Settori	N coppie /100 km ² (n)						Totale*
	2017	2018	2019	2020	2021	2022	
Val d'Adige	8,6 (14)	11,9 (19)	10,6 (17)	12,5 (20)	11,9 (19)	11,9 (19)	11,3 (6)
Vallagarina	6,1 (9)	7,5 (11)	7,5 (11)	8,2 (12)	9,5 (14)	10,2 (15)	8,2 (6)
Val dei Laghi - Basso Sarca	7,7 (14)	7,1 (13)	6,6 (12)	7,1 (13)	4,4 (8)	4,9 (9)	6,3 (6)
Area complessiva	7,6 (37)	8,8 (43)	8,2 (40)	9,2 (45)	8,4 (41)	8,8 (43)	8,5 (6)

Risultati

Densità e distribuzione dei territori

Nel periodo 2017-2022 il numero di coppie territoriali censite è variato tra 37 e 45. La densità media dell'intera popolazione indagata nei sei anni è risultata di 8,5 coppie/100 km² con variazioni tra 7,6 e 9,2 coppie/100 km² (Tabella 1).

Le densità sono maggiori in Val d'Adige con una media di 11,3 coppie/100 km², rispetto ai valori medi pari a 8,2 coppie/100 km² nel settore della Vallagarina e 6,3 coppie/100 km² in Valle dei Laghi e Basso Sarca.

Come rilevato da Sergio et al. (2003) la specie presenta una distribuzione discontinua (Figura 1) con in media l'80% delle coppie insediate in modo semicoloniale, con raggruppamenti composti da 2-10 coppie, mentre il resto della popolazione è costituito da coppie isolate. La media della distanza minima tra coppie adiacenti (distanza minima intraspecifica, NND, Newton 1979) a comportamento semicoloniale è di 508 m \pm 23 (intervallo = 60 - 1465 m).

In particolare, in Val d'Adige sono stati confermati quattro raggruppamenti composti da 3-10 coppie, situati in destra orografica nel tratto di valle compreso tra La Rupe e Ischia Podetti e tra Romagnano e Aldeno, e in sinistra orografica lungo le pendici della Vigolana. Nei dintorni di Trento invece le osservazioni riguardano territori solitari.

In Vallagarina sono stati rilevati quattro raggruppamenti composti da 2-6 coppie situati prevalentemente sui versanti in destra orografica tra Marco e Pilcante e tra Mori e Loppio.

In Val dei Laghi la specie si conferma semicoloniale solo nei pressi di Drena con 3-4 coppie e intorno al Lago di Toblino (2-3 coppie), mentre nel resto dell'area sono stati rilevati territori solitari.

Siti di nidificazione

La quota media dei siti di nidificazione censiti nei sei anni è risultata di 427 \pm 8,2 m (intervallo = 170-830 m) e non è variata significativamente negli anni ($F_{5, 238} = 0,537$, $P = 0,748$).

La distribuzione altitudinale delle coppie (Figura 3) in Val dei Laghi è più ampia (intervallo= 170-830 m), mentre in Val d'Adige (intervallo= 290-600 m) e Vallagarina (intervallo = 230-570 m) è più concentrata.

In molti casi è stato possibile individuare la collocazione dei nidi (n=145) e complessivamente nel periodo indagato il 41% delle coppie ha intrapreso la riproduzione costruendo un nido su parete rocciosa, mentre il 59% ha nidificato su albero.

Andamento demografico

Rispetto ai primi anni Duemila la specie ha subito un calo demografico complessivo del 15%; le dinamiche nei singoli settori dell'area di studio sono però sostanzialmente differenti. In Val d'Adige nei 6 anni di monitoraggio la popolazione ha mostrato importanti variazioni con un lieve incremento statisticamente non significativo (Figura 4). Questa tendenza trova conferma anche dal confronto sul lungo periodo effettuato con le presenze rilevate nel 2002. Tale aumento ha riguardato in particolare le pendici in destra orografica tra Lavis e

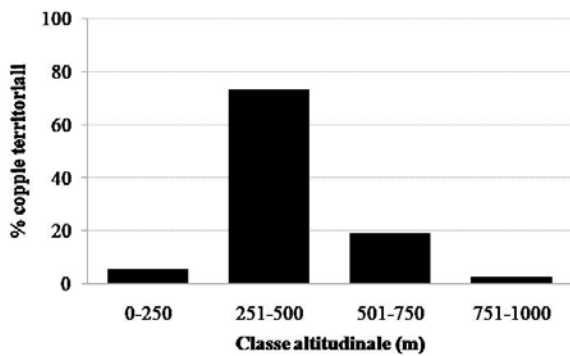


Fig. 3 – Distribuzione altitudinale dei siti di nidificazione di nibbio bruno nel periodo 2017-2022. / **Fig. 3** – Altitudinal distribution of the Black kite breeding pairs in the period 2017-2022.

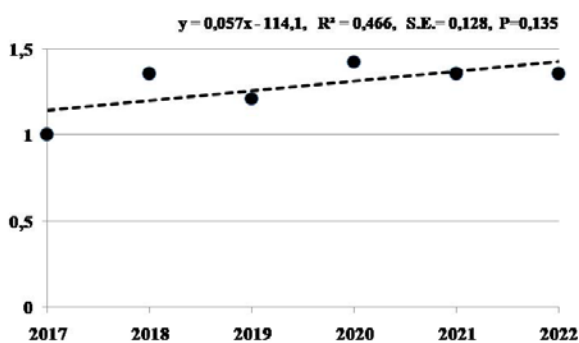


Fig. 4 – Andamento della popolazione di nibbio bruno in Val d'Adige nel periodo 2017-2022. / **Fig. 4** – Population trend of the Black kite in Adige Valley in the period 2017-2022.

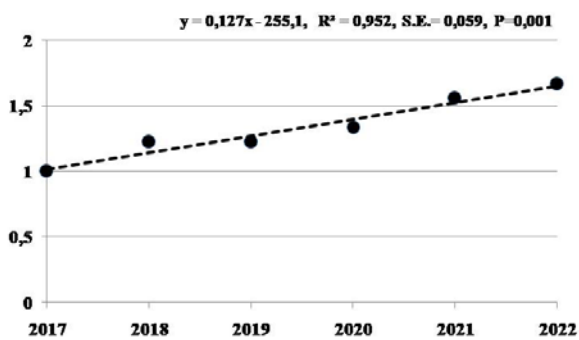


Fig. 5 – Andamento della popolazione di nibbio bruno in Vallagarina nel periodo 2017-2022. / **Fig. 5** – Population trend of the Black kite in Lagarina Valley in the period 2017-2022.

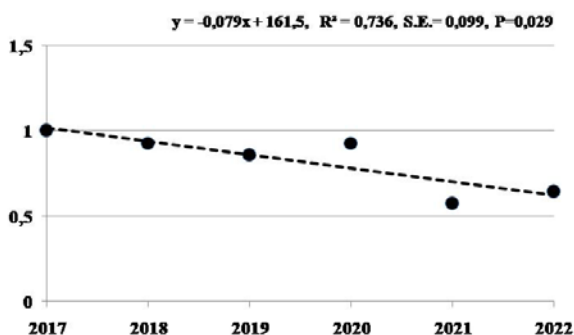


Fig. 6 – Andamento della popolazione di nibbio bruno in Val dei Laghi nel periodo 2017-2022. / **Fig. 6** – Population trend of the Black kite in Lakes Valley in the period 2017-2022.

la Rupe e, a sud, il versante in sinistra orografica a nord di Besenello.

In Vallagarina il numero di territori è aumentato in modo statisticamente significativo (Figura 5). Rispetto al 2002 il trend della popolazione rimane positivo con una certa differenza nella distribuzione delle coppie nei vari settori rupestri.

Nel settore della Valle dei Laghi e Basso Sarca la consistenza della popolazione ha fatto registrare un calo statisticamente significativo (Figura 6); il confronto sull'ultimo ventennio mostra un drastico decremento dei territori pari al 59%. In particolare, dal monitoraggio è emerso soprattutto un forte calo delle coppie nidificanti sul Monte Brione (da sei coppie nella precedente indagine ad una sola in quella attuale) in prossimità della discarica di rifiuti solidi urbani (Maza di Arco), nella quale ormai da oltre un decennio non vengono più conferiti rifiuti organici. Meno numerose che in passato sono risultate le presenze intorno al Lago di Toblino. Negli ultimi anni sono inoltre scomparse alcune coppie isolate che nidificavano a Terlago e tra Sarche e Dro.

Discussione

Come è noto da studi pregressi condotti in diversi Paesi, la specie presenta importanti variazioni demografiche negli anni con andamenti anche opposti in popolazioni tra loro vicine (Sergio in Pedrini et al. 2005). I dati raccolti in Trentino nel periodo 2017-2022 confermano queste oscillazioni più o meno marcate tra anni.

Confrontando le consistenze rilevate nel periodo d'indagine con quelle riscontrate verso la fine del periodo di studio intensivo (2002) si registra un calo significativo, che però non riguarda in maniera generalizzata tutta l'area di studio. Infatti, nei tre settori indagati si osservano differenti andamenti demografici. Per quanto riguarda la Val d'Adige le presenze negli ultimi anni sono state alternate, con una modesta tendenza all'incremento confermata anche sul lungo periodo. Il recente incremento della popolazione in Vallagarina mostra una tendenza ancor più significativa.

Al contrario, in Val dei Laghi e Basso Sarca le presenze sono diminuite continuamente raggiungendo negli ultimi anni valori che in media risultano più bassi di oltre il 50% rispetto a quelli registrati in passato.

Le possibili cause di queste differenti dinamiche di popolazione, ma soprattutto del calo demografico in Val dei Laghi sono molteplici; alcune però prevalgono per importanza.

Il fattore di pressione più importante sembra essere il mancato conferimento nelle discariche di rifiuti organici che ha conseguentemente ridotto la disponibilità di risorse alimentari (prede e altre fonti trofiche). Questo può spiegare la significativa diminuzione delle coppie semicoloniali rilevata sul Monte Brione nei pressi dell'ex discarica (Maza di Arco).

Un fattore da non trascurare è la copertura con reti degli allevamenti ittici per limitare l'accesso ad aironi (in prevalenza *Ardea cinerea*) e cormorani che ha interessato le quattro pescicoltura presenti in Val dei Laghi-Basso Sarca e quella in Vallagarina. Si tratta di un intervento realizzato in tutti gli allevamenti dagli inizi anni 2000, con la comparsa dei primi aironi cenerini nidificanti, che ha di fatto sottratto, anche al nibbio bruno, una facile e fortemente attrattiva fonte alimentare costituita prevalentemente da trote di piccola dimensione o resti di pesce di varia origine. Al di fuori dell'area di monitoraggio, tali interventi possono in parte spiegare la drastica riduzione registrata anche nel Basso Chiese, dove dalle diverse coppie del primo periodo d'indagine si è passati alle due censite nel 2022 (Monitoraggio Rete di Riserve Basso Chiese, MUSE ined.).

Altro possibile impatto è quello provocato dal gufo reale (*Bubo bubo*), specie in espansione in diversi Paesi europei e così in Trentino dove è stabile e in locale aumento (Marchesi et al. in prep.). È dimostrato che questo superpredatore notturno può incidere sul successo riproduttivo del nibbio bruno attraverso la predazione, sia di giovani sia di adulti e la riduzione della disponibilità di siti di nidificazione (Sergio et al. 2003b). Nell'area di studio vi sono infatti estesi tratti di versante con falesie e boschi di bassa quota che vengono evitati dai nibbi bruni per la presenza stabile di coppie territoriali di gufo reale.

Un altro potenziale fattore di disturbo, questa volta di origine

antropica, è l'arrampicata sportiva su roccia. Questa disciplina sportiva, se praticata lungo vie tracciate in prossimità dei siti di nidificazione, può causare il fallimento della nidificazione e quando il disturbo è continuo, l'abbandono permanente dell'area nido e, di fatto, la perdita di habitat riproduttivo.

L'arrampicata in parete nelle sue diverse forme è molto diffusa in Trentino e in particolare in Val dei Laghi e nel Basso Sarca. Anche se per il suo comportamento la specie sembrerebbe esser al riparo dal disturbo dei rocciatori, in quanto spesso nidifica su albero occupando lembi di bosco limitrofi alle falesie, il potenziale impatto di questa attività andrebbe meglio indagato in considerazione della sua crescente diffusione. Ad oggi non sembra esser la causa principale del calo demografico registrato in alcune aree monitorate (Valle dei Laghi e Basso Sarca). Ne è la prova la situazione sul Monte Brione, dove si sono registrati i cali più significativi nonostante l'arrampicata sportiva non venga più praticata in quanto il sito è tutelato a livello comunitario (ZPS Monte Brione - IT3120075). In Val dei Laghi tale disciplina sportiva, diffusa anche nei decenni passati, va comunque considerata per la sua possibile costante fonte di disturbo in continua espansione che potrebbe interessare diverse altre aree rupestri attualmente utilizzate dal rapace, incidendo sulla loro frequentazione negli anni e il successo riproduttivo delle coppie territoriali ivi presenti. Per tale ragione si raccomanda l'avvio di un'azione di sensibilizzazione verso chi pratica questo sport e l'adozione di una forma di tutela che ne preveda il divieto nei tratti di parete più importanti per la nidificazione, oggi conosciuti nel dettaglio grazie ai monitoraggi in corso. Azioni di tutela che potrebbero esser promosse dalle Reti di Riserve del Trentino con la definizione delle buone pratiche che potrebbero esser estese anche ad altre specie di rapaci diurni e notturni. In particolare, vista l'importanza della popolazione di nibbio bruno del settore Valle dei Laghi e Basso Sarca, e l'elevata pratica di questo sport in questo tratto di valle, preme sottolineare che questa azione venga attuata con urgenza dalla locale Rete di Riserve, oggi Parco Fluviale del Sarca.

Infine, scongiurato il rischio di uccisioni illegali, non si può escludere il possibile avvelenamento per l'uso di esche avvelenate (rodenticidi) come avvenuto nel 1998, quando ben sette esemplari sono stati ritrovati nei pressi di un allevamento ittico nel Basso Chiese (Sergio in Pedrini et al. 2005). Per il suo valore ecologico il monitoraggio della specie andrà proseguito negli anni con approfondimenti riguardanti i potenziali fattori di minaccia sopracitati e, inoltre, i possibili effetti dell'inquinamento lacustre e dei cambiamenti ambientali, come quelli climatici che hanno portato nel primo decennio del secolo a date di deposizione sempre più precoci (Sergio 2003). A completamento delle informazioni sullo stato di conservazione della specie, si propone infine di realizzare con cadenza quinquennale il censimento a scala provinciale dell'intera popolazione nidificante.

Ringraziamenti

Le ricerche sono state parzialmente supportate dal Servizio Sviluppo Sostenibile e Aree Protette della PAT; da Reti di Riserve Monte Bondone, Basso Chiese, Rete di Riserve Basso Sarca (oggi Parco Fluviale del Sarca), Parco naturale del Monte Baldo.

Si ringrazia quanti hanno contribuito in vario modo all'organizzazione dei monitoraggi della Rete Natura 2000, e in particolare i Coordinatori delle Reti di Riserve, e del MUSE Sonia Endrizzi, Aaron lemma, Chiara Fedrigotti, Francesca Rossi. Chi ha partecipato negli anni ai rilievi di campo: Matteo Anderle, Federica Bertola, Roberto Boscaini, Roberto Ferrari, Alessandro Franzoi, Marina Moreno Garcia, Luigi Marchesi, Stefano Nicolodi, Alessandro Micheli, Michele Segata, Giuseppe Speranza, Karol Tabarelli de Fatis, Laura Tomasi, Gilberto Volcan.

Bibliografia

- Brichetti P., De Franceschi P. & Baccetti N. (eds), 1992 - *Fauna d'Italia. XXIX. Aves I, Gaviidae-Phasianidae*. Edizioni Calderini, Bologna: 964, XXVIII pp.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2018 - Birds of Italy. Vol. 1 – Anatidae-Alcidae. Edizioni Belvedere, Latina *historia naturae* (6). 512 pp.
- Henrioux P. & Henrioux J., 1995 - Seize ans d'etude sur les rapaces diurnes et nocturnes dans l'Ouest lemanique (1975-1990). *Nos Oiseaux*, 43: 1-26.
- 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.
- Newton I. 1979 - *Population ecology of raptors*. Berkhamsted: Poyser, 399 pp.
- Pedrini P., Caldonazzi M. & Zanghellini S., (a cura di), 2005 - Atlante degli Uccelli nidificanti e svernanti in provincia di Trento. Museo Tridentino di Scienze Naturali, Trento. *Studi Trentini di Scienze Naturali, Acta Biologica*, 80 (2003), suppl. 2: 674 pp.
- 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>.
- Sergio F., 2003 - Relationship between laying dates of Black Kites and spring temperatures in Italy: rapid response to climate change? *Journal of Avian Biology*, 34: 144-149.
- Sergio F., Pedrini P. & Marchesi L., 2003a - Reconciling the dichotomy between single species and ecosystem conservation: black kites (*Milvus migrans*) and eutrophication in pre-Alpine lakes. *Biological Conservation*, 110: 101-111.
- Sergio F., Pedrini P. & Marchesi L., 2003b - Spatial refugia and the coexistence of a diurnal raptor with its intraguild owl predator. *Journal of Animal Ecology*, 72: 232-245.
- Sergio F., Pedrini P., Marchesi L., 2003c - Adaptive selection of foraging and nesting habitat by black kites (*Milvus migrans*) and its implications for conservation: a multi scale approach. *Biological Conservation*, 112:351-362.
- Sokal R. R. & Rohlf F.J., 1981- *Biometry*. W. H. Freeman, New York, USA, 859 pp.



Articolo / Article

Il gufo reale (*Bubo bubo*) in provincia di Trento: aggiornamenti su popolazione e stato di conservazione (2017-2022)

Luigi Marchesi^{1*}, Paolo Pedrini^{*1}, Franco Rizzolli^{1,2}, Stefano Nicolodi¹, Eugenio Osele¹, Michele Segata¹, Giuseppe Speranza¹, Karol Tabarelli de Fatis¹, Lucio Uber¹

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

² Servizio Sviluppo Sostenibile e Aree Protette della Provincia Autonoma di Trento, Ufficio Parco Nazionale dello Stelvio Trentino, Via Roma 65, 38024 Cogolo di Peio, Trento

Parole chiave

- Gufo reale
- *Bubo bubo*
- Popolazione
- Densità
- Mortalità
- Azioni di conservazione

Riassunto

Il gufo reale (*Bubo bubo*) è studiato in Trentino dai primi anni Ottanta e dal 1992 al 2005 con ricerche sulla distribuzione, densità, biologia riproduttiva e fattori di minaccia; dal 2017 è monitorato nell'ambito del Piano di monitoraggio della Rete Natura 2000 della PAT, con l'obiettivo di aggiornare le conoscenze sulla popolazione nidificante, valutare lo stato di conservazione e i fattori di minaccia a scala provinciale. Al 2022 sono state censite 72 coppie territoriali con una densità, espressa come valore medio della distanza minima fra coppie territoriali confinanti, di 3,35 km. L'intera popolazione provinciale, stabile e localmente in aumento, è stimata in 80-90 coppie. Dal monitoraggio intensivo di due aree campione (Valle dell'Adige e Val di Non) è stabile con locali nuovi insediamenti nelle aree di fondovalle (fino a 500 m slm); in deciso aumento tra i 500 e i 1000 m (Val di Non), dove il numero di coppie territoriali è raddoppiato. Causa principale di mortalità si conferma l'elettrocuzione (44% dei 114 casi registrati nei vent'anni), per la quale si sta attuando un articolato piano di intervento sui principali tratti individuati, con il coordinamento del Servizio Sviluppo Sostenibile e Aree Protette, di alcune Reti di Riserve e di SET Distribuzione S.p.A. Fonte di alterazione ambientale e disturbo ai siti di nidificazione sono la copertura con reti metalliche per la messa in sicurezza di dei versanti rocciosi e l'arrampicata sportiva sempre più diffusa nei settori di fondovalle.

Key words

- Eagle-owl
- *Bubo bubo*
- Population
- Density
- Conservation

Summary

The eagle owl (*Bubo bubo*) has been studied in Trentino since the early 1980s and from 1992 to 2005 with investigations on distribution, density, reproductive biology and threat factors; since 2017 it has been monitored as part of the Monitoring Plan of the Natura 2000 Network of the PAT, with the aim of updating knowledge on the breeding population, assessing the conservation status and threat factors at a provincial scale. As of 2022, 72 territorial pairs have been surveyed with a density, expressed as the average value of the minimum distance between neighbouring territorial pairs, of 3.35 km. The entire provincial population, stable and locally increasing, is estimated at 80-90 couples. From the intensive monitoring of two sample areas (Valle dell'Adige and Val di Non) it is stable with local new settlements in the areas of the valley floor (up to 500m above sea level); increasing sharply between 500 and 1000 m (Val di Non), where the number of territorial pairs has doubled. Electrocutation is confirmed as the main cause of mortality (44% out of 114 cases recorded in the twenty years), for which an articulated intervention plan is being implemented on the main identified sections, with the coordination of the Sustainable Development and Protected Areas Service, some Reserve Networks and SET Distribuzione S.p.A., Factors of environmental alteration and disturbance to nesting sites are the covering with metal nets for the safety of the rocky slopes and the increasingly widespread sport climbing in the main valleys.

* Autore corrispondente:

e-mail: luigimarchesi@tiscali.it;
paolo.pedrini@muse.it

Redazione: Valeria Lencioni e Marco Avanzini

pdf: <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-102-2023/>

Marchesi L., Pedrini P., Rizzolli F., Nicolodi S., Osele E., Segata M., Speranza G., Tabarelli de Fatis K., & Uber L. 2023 – Il gufo reale (*Bubo bubo*) in provincia di Trento: aggiornamenti su popolazione e stato di conservazione (2017-2022). Studi Trentini di Scienze Naturali, 102: 79-84.

Introduzione

Il gufo reale (*Bubo bubo*) è il rapace notturno più grande del mondo, presente con varie sottospecie. In Italia la specie è classificata come "vulnerabile" e protetta dagli anni Novanta. Oggi però, anche grazie alla tutela riservatagli, si registra una tendenza all'incremento, con una popolazione nidificante stimata in 250-340 coppie, per lo più localizzate sulle Alpi (Bassi in Lardelli et al. 2022): valori però ritenuti sottostimati da Caula & Marotto (2021) e valutati in 350-570 coppie territoriali da Brichetti & Fracasso (2020). In quanto specie dell'Allegato I della Direttiva Uccelli, rientra tra quelle oggetto del Piano di monitoraggio della Fauna vertebrata della Rete Natura 2000 della Provincia Autonoma di Trento (Azione A5 del Life T.E.N., <http://www.lifeten.tn.it>; Pedrini et al. 2014), monitoraggio avviato nel 2017 in Trentino e tuttora in corso.

Le prime ricerche in Trentino, sulla sua presenza e distribuzione, attività vocale e metodi di rilevamento, sono state avviate nel 1979 (Pedrini 1984, 1989); sono continuate in modo sistematico a scala provinciale tra il 1992 e il 1999 con il censimento delle coppie territoriali, la stima delle densità di popolazione e lo studio della biologia ed ecologia riproduttiva (Marchesi 1996; Marchesi et al. 1997a; 1997b; 1999), per proseguire fino al 2005 (Progetto BIODIVERSITÀ, 2000-05 PAT/MTSN) con approfondimenti riguardanti la dieta (Marchesi et al. 2001a; 2001b; 2002), i fattori di minaccia (Marchesi et al. 2001c; Sergio et al. 2004a) e l'impatto di questo "super predatore" nei confronti di altri rapaci diurni, in particolare nibbio bruno (*Milvus migrans*) e falco pellegrino (*Falco peregrinus*) (Sergio et al. 2003; Sergio et al. 2004b).

A quasi vent'anni dagli ultimi studi, con il presente contributo si aggiorna il quadro conoscitivo sulla dimensione, distribuzione e densità della popolazione nidificante in Trentino, sui potenziali fattori di minaccia ancora presenti e le azioni di mitigazione a tutela della specie attuate in provincia di Trento.

Materiali e metodi

Il monitoraggio della popolazione nidificante di gufo reale si basa sul censimento dei territori di nidificazione delle coppie, tramite rilievi serali e notturni all'ascolto dell'attività vocale in periodo pre-riproduttivo, integrato da sopralluoghi rivolti al rinvenimento degli indici di presenza, dei posatoi e dei siti riproduttivi. Nel periodo 1993-2005 le indagini sistematiche ripetute più volte nel corso della stagione riproduttiva avevano portato, nella maggior parte dei territori censiti, al rinvenimento e al controllo del sito di nidificazione, consentendo di valutare anche i parametri principali della biologia ed ecologia della specie.

Nel monitoraggio condotto nell'ambito del Piano della Rete Natura 2000 (avviato nel 2017 e tuttora in corso) si è optato, anche per le minori risorse disponibili, per il censimento delle coppie territoriali e l'aggiornamento delle informazioni sui possibili fattori di minaccia, ampiamente studiati nelle citate ricerche del periodo 1992-2005. I controlli si sono pertanto concentrati nel periodo pre-riproduttivo (novembre-febbraio), quando è massima l'attività canora della specie, sia spontanea sia dopo stimolazione acustica (Pedrini 1989); ogni zona di nidificazione nota è stata indagata da più punti posti in fondovalle mediante l'ascolto al crepuscolo e nelle prime ore serali del canto territoriale spontaneo o stimolato; in mancanza di riscontri positivi i controlli sono stati ripetuti almeno tre volte. Sulla base delle conoscenze pregresse sono stati visitati ogni anno i settori vallivi più idonei alla specie di media e bassa quota, quali: Val di Non, Valle dell'Adige e Vallagarina, Val di Cembra, Valsugana, Basso Sarca e Giudicarie inferiori con il medio corso del Sarca e basso Chiese. Altre vallate (Fassa e Fiemme, Val di Sole, Valle di Ledro, Primiero) sono state oggetto di uscite serali e sopralluoghi diurni non ripetuti tutti gli anni che hanno comunque permesso di confermare la presenza dei territori censiti prima del 2005. Ai monitoraggi hanno partecipato volontari e collaboratori della Sezione di Zoologia dei Vertebrati, oggi Ambito della Biologia della Conservazione, grazie ai quali è stato possibile verificare la presenza e ripetere negli anni i controlli dei diversi siti storici e visitare buona parte delle aree potenzialmente idonee alla specie.

Nel contempo al fine di confrontare l'attuale situazione con

quella pregressa, negli anni 2018-2022 è stata controllata con un monitoraggio più intensivo la popolazione territoriale presente in due aree campione della Val di Non (km² 173) e in Valle dell'Adige fra Trento e la Piana Rotaliana fino al confine provinciale di Bolzano (km² 188) (Tavola I, foto 1 e 2). La densità delle coppie è stata valutata considerando la distanza minima tra coppie confinanti (distanza minima intraspecifica, NND, Newton 1979).

I fattori di minaccia sono stati valutati analizzando il dataset della PAT Servizio faunistico e MUSE, integrato da quello storico curato in una prima indagine (MTSN- CESI - Centro elettrotecnico sperimentale italiano; Marchesi et al. 2001c).

Risultati

Distribuzione e densità in provincia di Trento

Nel periodo 2017-2022 nell'intera superficie provinciale sono state censite 72 coppie territoriali, con una densità media, espressa come valore medio della distanza minima fra coppie territoriali confinanti, di 3,35 km. Si conferma la maggior presenza nei fondivalle in ambienti rurali e periurbani, in siti collocati su parete in versanti rocciosi, forre e vallecole laterali; il maggior numero di coppie territoriali censite è distribuito nelle vallate di media e bassa quota quali, Val di Non, Val di Cembra, Valsugana, le vallate dell'Adige, Val dei Laghi fino al basso Sarca e Benaco, e il basso Chiese e la piana dell'Eridio. I territori sono più rari e localizzati nelle vallate ad altimetrie interne come quelle della Val di Sole, Rendena e medio corso del Sarca, valli di Fiemme e Fassa, e nel Primiero-Vanoi; la Val di Ledro è l'unica valle dove la specie ad oggi non è stata accertata come nidificante (Figura 1). Le minori presenze riscontrate in queste vallate trovano parziale conferma nella distribuzione dei gufi rinvenuti morti negli anni 1990-2022 (n=114, Figura 2).

Complessivamente, considerando l'idoneità dei territori indagati e le segnalazioni occasionali si ritiene che altre 10-20 coppie di gufo reale possano essere presenti alcune valli poco indagate (Vallarsa, Trambileno, Alta Val Rendena) in Trentino, con una stima complessiva della popolazione trentina pari a 80-90 coppie territoriali; un valore piuttosto simile ma più accurato rispetto a quanto noto per il periodo precedentemente indagato, quando erano state localizzate 47 coppie nidificanti e la popolazione era stimata in 60-90 coppie territoriali (Marchesi et al. in Pedrini et al. 2005).

Confronto periodo 1994-1997 e 2018-2022

I rilievi sistematici condotti in Val di Non e Val d'Adige sono stati confrontati con quelli raccolti nel periodo 1994-1997. In Val di Non, nel primo periodo, erano presenti in media 4,75 territori per anno e una distanza tra i nidi di 4,15 km. Nel periodo 2018-2022 la situazione è profondamente mutata, con 9,6 territori medi per anno e una distanza tra i nidi occupati pari a 2,81 km (Tabella 1).

In Val d'Adige nel periodo 1994-1997 erano stati censiti 7,5 territori medi ogni anno, con una distanza di 3,54 km, valore sostanzialmente simile a quello riscontrato nel periodo 2018-2022, quando sono stati censiti 8,40 territori medi e una distanza minima tra nidi delle coppie territoriali di 3,52 km; praticamente invariata rispetto al periodo 1994-97.

Fattori di minaccia e azioni di conservazione

Attualmente il fattore di minaccia più importante resta l'elettrocuzione sulle linee elettriche a media tensione (20.000 V) (Tavola I, foto 2, 3, 5). Su 114 casi di gufi reali rinvenuti morti tra il 1990 e il 2022 (dei quali 43 per cause non accertate), ben 39 sono stati ricondotti a eventi di elettrocuzione e altri 8 a cause accidentali conseguenti a collisioni con cavi sospesi (Figura 3). Altre importanti cause di morte sono gli investimenti stradali (n=28; Tavola I, foto 6); infine, tra le altre cause di mortalità (n=8) si segnala quella più recente per annegamento di esemplari rimasti intrappolati nelle reti che ricoprono da qualche anno le pescicoltura a difesa di aironi e cormorani. Tra gli indeterminati non si esclude rientrano esemplari morti per l'avvelenamento da rodenticidi, una causa non remota riconducibile all'uso diffuso in agricoltura e in modo meno controllato, e noto, in contesti periurbani dove vengono utilizzati per far fronte alla diffusa presenza di ratti.

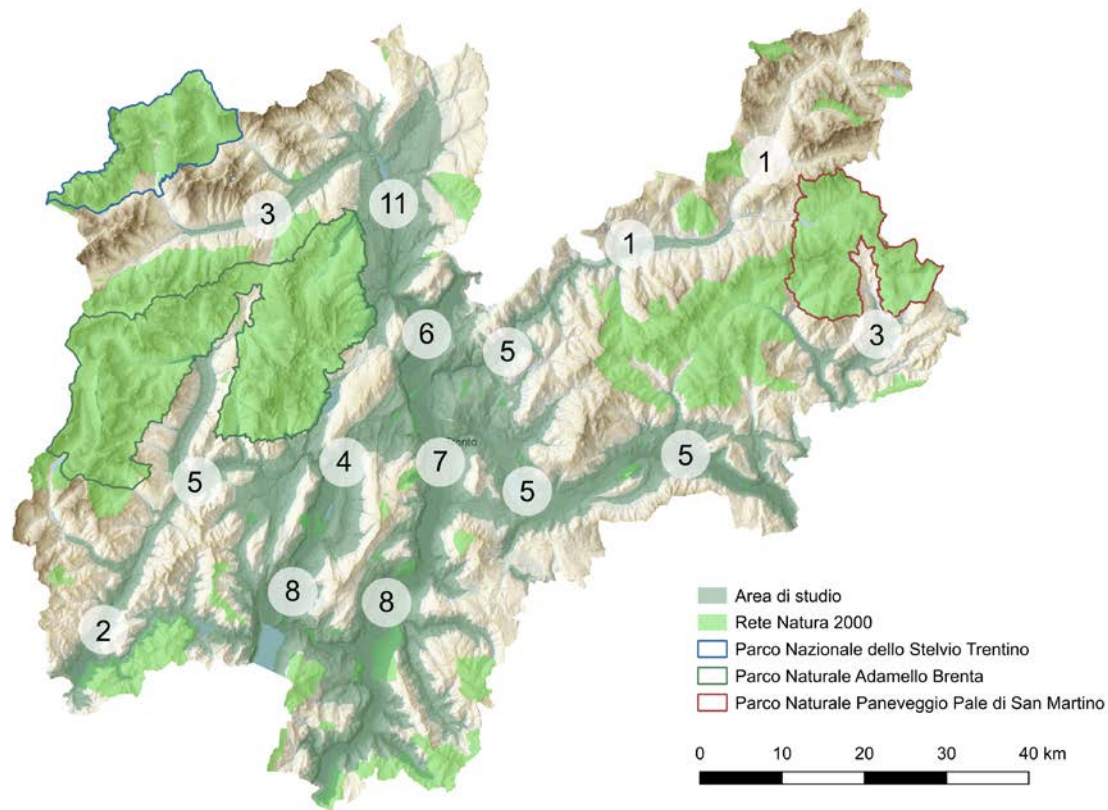


Fig. 1 – Distribuzione delle 74 coppie territoriali di gufo reale (*Bubo bubo*) censite nel periodo 2017-2022 in provincia di Trento, indicate in numero per tratto di valle. / **Fig. 1** – Distribution of the eagle owl (*Bubo bubo*), in the period of 2018-2022 in the province of Trento.

Tab. 1 – Distanza media dal nido più vicino (NND in km) della popolazione di gufo reale studiata in due aree di studio indagate nei periodi 1994-1997 e 2018-2022. / **Tab. 1** – Mean distance from nearest nest (NND in km) of the eagle owl population studied in two study areas investigated in the periods 1994-1997 and 2018-2022.

Area di studio; Study area	1994-1997		2018-2022	
	NND (n)	n medio territori presente ogni anno; N average terri- tories present each year	NND (n)	n medio territori presente ogni anno; N average terri- tories present each year
Val d'Adige	3,54 (30)	7,5	3,52 (42)	8,40
Val di Non	4,15 (19)	4,75	2,81 (48)	9,6
TOTALE	3,78 (49)	12,25	3,14 (90)	18,0

Discussione

Stato di conservazione

Dal monitoraggio 2018-2022 e dal confronto con le precedenti ricerche si conferma il buono stato di conservazione del gufo reale in Trentino, con una popolazione complessivamente stabile, localmente in aumento, stimata in 80-90 coppie. I parametri di densità e, dove è stato possibile misurarli, anche di produttività (qui non trattati) confermano come l'habitat elettivo per il gufo reale in Trentino sia costituito dai grandi fronti rocciosi adiacenti ai principali fondivalle alluvionali (fino a circa 500 m di quota) tipici del paesaggio vallivo delle valli dell'Adige, Valsugana, Valle dei Laghi, del medio e basso Sarca e basso Chiese. In queste zone la distribuzione dei siti noti è praticamente rimasta invariata dal 1995, con alcuni territori di recente occupazione (ad es. in sinistra valle dell'Adige a nord di Trento, e alta Valsugana).

Appare diversa invece la dinamica che ha interessato le zone poste tra i 500 e i 1000 m circa, dove si sono verificati locali nuovi insediamenti rispetto agli anni Novanta, come in Val di Non, ma probabilmente anche in Val di Cembra. In particolare in Val di Non la popolazione in circa 20 anni è praticamente raddoppiata, con alcuni siti costantemente occupati negli anni e con distanze minime fra due coppie riprodottesi con successo, in alcuni casi, inferiori al chilometro. Ad esempio, due coppie hanno nidificato a 970 m di distanza per poi l'anno successivo riposizionarsi a 1,9 km.

Questo incremento, che era stato rilevato già da Marchesi et al. (2001a) nella sua fase iniziale, è da ricondurre all'aumento di alcune specie-prede; fra queste quella del ratto delle chiaviche (*Rattus norvegicus*) che, a seguito della diversa gestione dei rifiuti iniziata con la diffusione del compostaggio dell'umido presso le abitazioni, ha favorito la diffusione capillare di questo roditore opportunistico. L'abbondanza del ratto, che compariva già nei primi anni 2000 tra le pre-

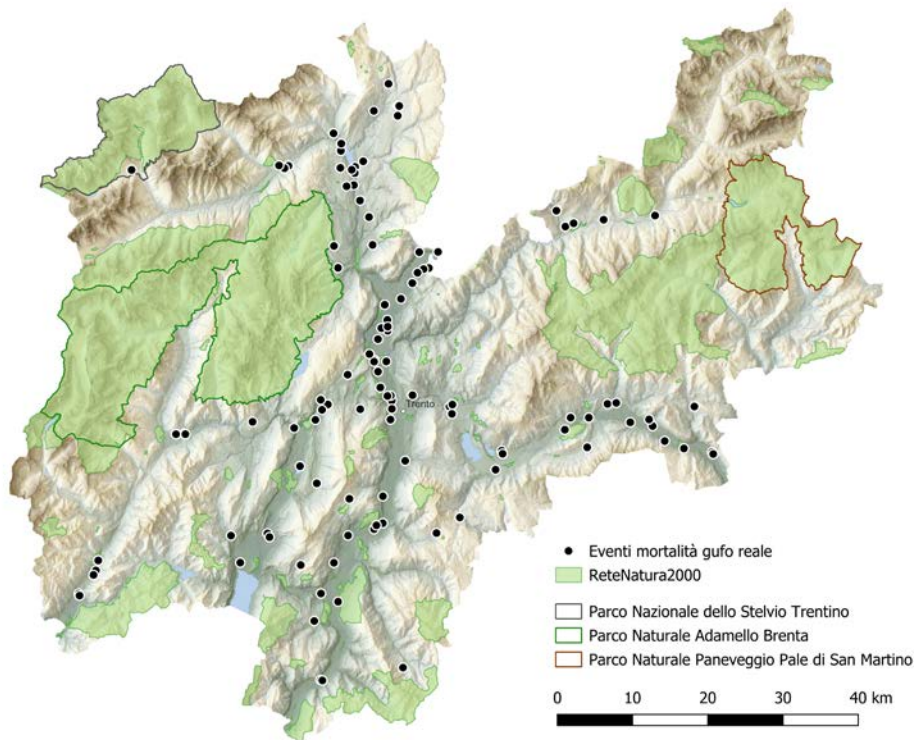


Fig. 2 – Distribuzione dei 114 casi di ritrovamento di gufi reali morti registrati tra il 1990 e il 2022 in Trentino (Arch. MUSE/PAT). / **Fig. 2** – Distribution of the 114 cases of dead eagle owls recorded between 1990 and 2022 in Trentino (Arch. MUSE/PAT).

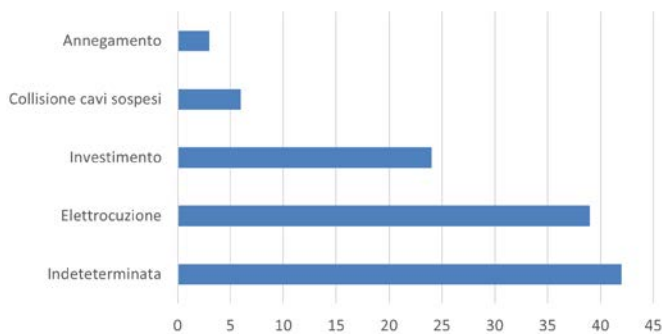


Fig. 3 – Cause di morte del gufo reale per gli eventi registrati tra il 1990 e il 2022. (Arch. MUSE/PAT). / **Fig. 3** – Death causes of the eagle owl for events recorded between 1990 and 2022. (Arch. MUSE/PAT).

de del rapace, spiega l’aumento delle coppie territoriali e il positivo effetto sulla produttività delle coppie territoriali con valori simili a quelli riscontrati nella valle dell’Adige (Marchesi et al. 2001a;). Rispetto agli anni Novanta sono inoltre aumentate altre specie – preda, tra cui soprattutto, uccelli di ambienti acquatici, principalmente Ardeidi e Anatidi, che localmente sono andati a costituire un’importante frazione dello spettro alimentare del gufo reale (Marchesi *oss.ni ined.*).

Fattori di minaccia e azioni di mitigazione

Se da un lato, la vicinanza ad ambienti fortemente antropizzati e urbanizzati rappresenta per il gufo reale un fattore positivo per le disponibilità alimentari, dall’altro è fonte di una serie di pericoli e criticità che possono localmente minacciare la presenza stabile delle coppie territoriali e deprimere il loro successo riproduttivo incidendo, in particolare, sulla sopravvivenza dei giovani dell’anno in dispersione (Marchesi et al. 2002 Caula & Marotto 2021)). I rinvenimenti forniscono un’idea delle potenziali cause dirette di morte e indicazioni sui potenziali rischi in un contesto ambientale fortemente antropiz-

zato come maggiormente frequentato. Va sottolineato come questa sia una frazione minima degli animali che possono esser deceduti, in quanto è verosimile che molti esemplari non vengano ritrovati, in quanto rimossi nel breve da predatori necrofagi.

L’elettrocuzione costituisce la prima causa di morte nella maggior parte dell’areale distributivo europeo; è stata ben documentata in Trentino fin dagli anni Novanta e trova conferma anche nei ritrovamenti più recenti dall’archivio PAT. Sono informazioni preziose che hanno permesso di localizzare, se non proprio tutti i tralicci più pericolosi, i tratti delle linee elettriche a maggior impatto e di progettare nell’ambito del Life T.E.N. i primi interventi dimostrativi (cfr. www.lifeten.tn.it; C13 - Azione dimostrativa di tutela di specie: protezione degli uccelli rapaci dall’elettrocuzione) oltre a concordare con SET le prime modalità d’intervento.

L’intervento sicuramente più efficace (nonché oneroso) consiste nell’interramento del tratto di linea elettrica; in genere viene realizzato dalle aziende di distribuzione, per ragioni tecniche finalizzate a garantire un efficace servizio di fornitura della corrente elettrica. Un’altra tipologia di operazione prevede la completa isolazione di un tratto di linea, con la sostituzione dei tre conduttori con un unico cavo, detto Elicord, totalmente isolato (Tavola I, foto 7); seppur anche questo costoso, in quanto richiede spesso anche la sostituzione dei pali di sostegno, viene realizzato in linee che attraversano contesti forestali essendo un’efficace soluzione ideale a garantire la fornitura di corrente in caso di schianto di piante. Altri interventi adottati, mirano invece a ridurre molto le probabilità di eventi di elettrocuzione senza prevedere costose modifiche strutturali sulle linee e sui tralicci. Alcuni di questi prevedono l’isolamento di brevi porzioni di linea nei pressi del sostegno, che è il punto dove è massimo il rischio di folgorazione per uccelli come il gufo reale, di grandi dimensioni (Tavola I, foto 8). Infine, altri sistemi prevedono l’utilizzo di distanziatori, che impediscono agli uccelli di grandi dimensioni di posarsi nei pressi dei conduttori.

Il piano d’azione elaborato con il coordinamento del Servizio Sviluppo Sostenibile e Aree Protette della PAT, il supporto delle Reti di Riserve e il coinvolgimento di SET Distribuzione S.p.A. e di altre Aziende di distribuzione della corrente elettrica a media tensione ha

portato all'isolazione delle linee elettriche individuate. A partire dal 2013 sono diversi gli interventi condotti dopo le prime sperimentazioni (Valle dell'Adige, Zambana; Life T.E.N.), sia come azioni specifiche pianificate da alcune Reti di Riserve (Val di Cembra e del Fiume Sarca-Basso Corso, Parco Naturale Locale del Monte Baldo) sia come operazioni attuate in aree esterne alle Reti come in Val di Non (Predaia, Cles, Mollaro). Nella maggior parte dei casi gli interventi sono consistiti nell'isolamento di brevi porzioni di linea in prossimità del sostegno. Meritano di esser citati, quale testimonianza dell'accresciuta sensibilità a vari livelli verso questa problematica, alcuni lavori attuati dal locale ente distributore, come quello realizzato in un tratto tra Fondo e Cavareno, dove le linee sono state interrare oppure sostituite con cavo Elicord. Attualmente nell'intero territorio provinciale mancano ancora, indicativamente, alcune centinaia di piloni che necessiterebbero di interventi a tutela tanto del gufo reale e quanto di altri rapaci diurni e notturni.

Sebbene non quantificate nel loro impatto, altre fonti di potenziale alterazione ambientale dei siti e di disturbo in periodo riproduttivo derivano dalla realizzazione di vie attrezzate per la pratica dell'arrampicata sportiva che, sempre più diffusamente e con crescente frequentazione, interessa diverse falesie occupate dal gufo reale, in particolare nel Basso Sarca, Valle dei Laghi e in alcune località delle valli dell'Adige. Altra importante causa di degrado dei siti, e quindi ragione del loro possibile definitivo abbandono, è la messa in sicurezza con la copertura con reti metalliche dei versanti rocciosi prossimi ad aree urbanizzate, di nuova edificazione (ad es. Piedicastello-Doss Trento) o in prossimità a strade. Fortunatamente l'elevata disponibilità in Trentino di ambienti idonei alternativi pare mitigare questi potenziali rischi che comunque andrebbero valutati preventivamente nei tempi e modi di realizzazione, verificandone la presenza o assenza del rapace: informazioni che, grazie ai monitoraggi, sono ad oggi ben dettagliate.

Per un monitoraggio di lungo periodo del gufo reale in Trentino

Alla luce dell'esperienza maturata in questi anni si propone di proseguire nel monitoraggio delle coppie territoriali in un'area campione di più ridotte dimensioni, ma ben rappresentativa della popolazione nidificante in Trentino per numero di coppie presenti e idoneità ambientale. L'area comprende: la Val di Non, le valli dell'Adige e alta Valsugana, la Val di Cembra, Valle dei Laghi e il Basso Sarca. Oltre ad esser rappresentativa degli habitat della specie, sovrapponendosi a quella di falco pellegrino e nibbio bruno, permetterebbe di monitorare le relazioni interspecifiche fra questi rapaci diurni e il gufo reale, loro superpredatore. Per un rilievo sistematico dei parametri di densità e produttività, andrebbe anche ripetuto negli anni il monitoraggio intensivo nelle due aree campione Val di Non e Valle dell'Adige. L'attenzione particolare alla raccolta e archiviazione degli eventi riguardanti il ritrovamento di esemplari morti o feriti permetterà di valutare nel tempo le cause di minacce dirette, come anche l'efficacia degli interventi di messa in sicurezza delle linee elettriche a rischio elettrocuzione, realizzate e in fase di realizzazione in Trentino. Infine si propone di prevedere la ripetizione ogni cinque anni del censimento esteso a scala provinciale delle coppie territoriali per una più precisa stima della popolazione provinciale.

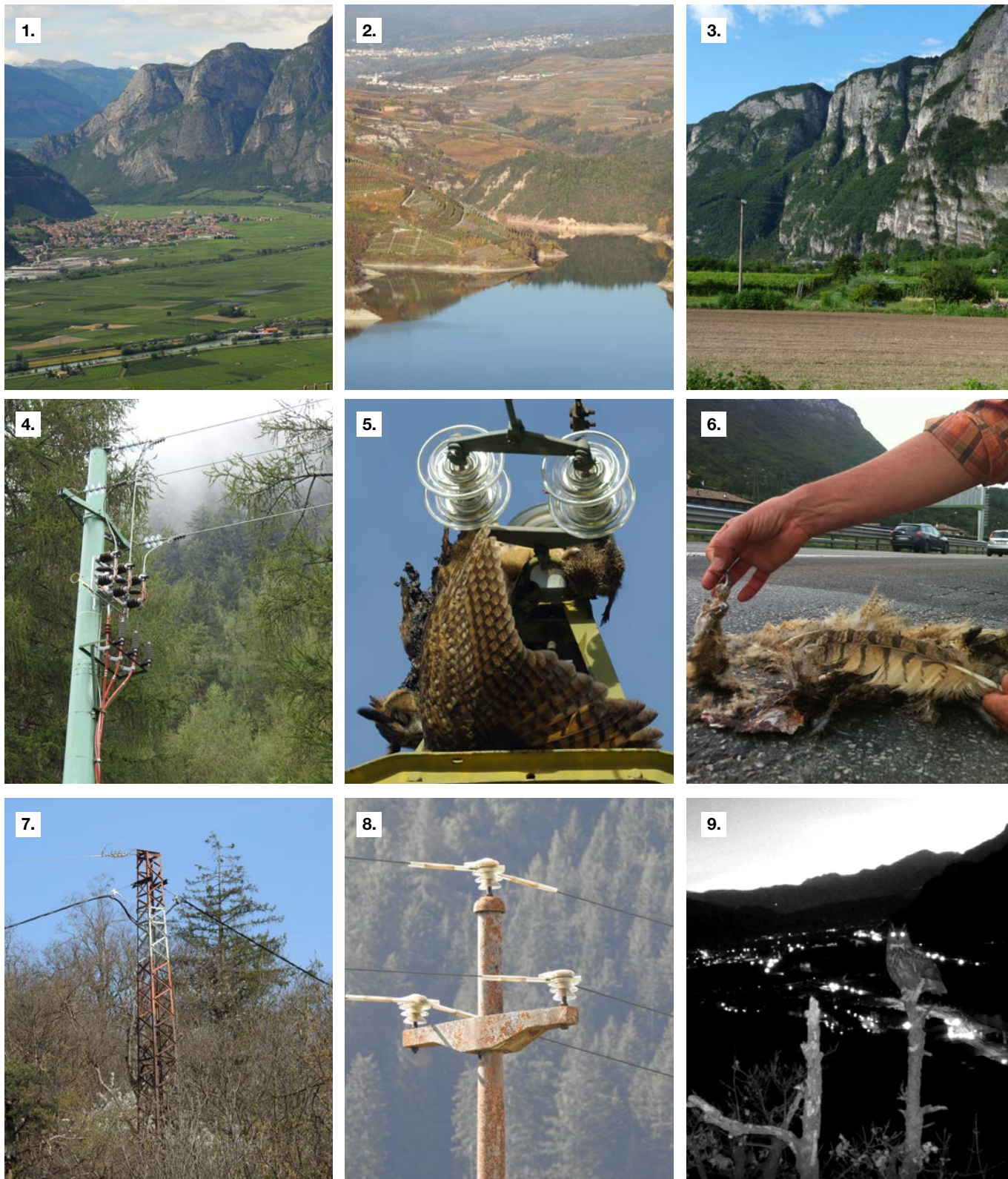
Ringraziamenti

Gli studi preliminari e il monitoraggio in coordinamento con il Servizio Sviluppo Sostenibile e Aree Protette della PAT, si è realizzato grazie al parziale supporto finanziario del Life T.E.N., del Piano di Sviluppo Rurale della PAT (2014-22), e delle azioni programmate dalle Reti di Riserve Val di Cembra, Monte Bondone, Fiemme - Destra Avisio, Parco Naturale Locale del M. Baldo e Parco Fluviale della Sarca; il supporto tecnico del personale del Servizio SSAP della PAT ed in particolare Daniele Bassan, Elena Guella e Matteo Sartori e dei Coordinatori e Coordinatrici delle Reti di Riserve. Si ringraziano Sonia Endrizzi, Chiara Fedrigotti per la collaborazione organizzativa dei monitoraggi; quanti hanno contribuito in vario modo ai monitoraggi e in particolare, nel periodo 2017-2022: Matteo Anderle, Fede-

rica Bertola, Roberto Boscaini, Roberto Ferrari, Alessandro Franzoi, Giuseppe Melchiori, Alessandro Micheli, Francesco Rossi e Gilberto Volcan. Si ringrazia Natalia Bragalanti del Servizio Faunistico e il personale dei Distretti e delle Stazioni forestali del Servizio Foreste che nel lungo periodo hanno contribuito alla raccolta di segnalazioni e dati utili all'archivio complessivo sulle cause di mortalità.

Bibliografia

- Bassi E. 2022 - Gufo reale *Bubo bubo*. In: 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), *Atlante degli uccelli nidificanti in Italia*. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11), 704 pp.
- Brichetti, P. & Fracasso, G. 2020 - The Birds of Italy. Vol. 2. Edizioni Belvedere, Latina.
- Caula B., Marotto P., 2021 - Il Gufo reale *Bubo bubo* in Piemonte e Valle d'Aosta. Analisi delle conoscenze attuali su status, distribuzione e biologia riproduttiva. *Tichodroma*, 10: 1-126.
- Marchesi L. 1996 - Selezione del territorio di nidificazione e successo riproduttivo del Gufo reale *Bubo bubo* (Aves) in provincia di Trento. Tesi di laurea, Univ. di Pavia, anno acc. 1995-96.
- Marchesi L., Pedrini P., Galeotti P. 1997a - Selezione del territorio di nidificazione del Gufo reale *Bubo bubo* in provincia di Trento (Alpi centro-orientali). *Avocetta* 21: 90.
- Marchesi L., Pedrini P., Galeotti P. 1997b - Influenza dell'ambiente sul successo riproduttivo del Gufo reale *Bubo bubo* in provincia di Trento (Alpi centro-orientali). *Avocetta* 21: 94.
- Marchesi L., Pedrini P. & Galeotti P. 1999 - Densità e dispersione territoriale del Gufo reale (*Bubo bubo*) in provincia di Trento (Alpi centro-orientali). *Avocetta* 23: 19-23.
- Marchesi L., Pedrini P. & Sergio F. 2001a - Biases associated with diet study methods in the Eagle owl. *Journal of Raptor Research*, 36(1): 11-16.
- Marchesi L., Sergio F. & Pedrini P. 2001b - Specializzazioni alimentari del Gufo reale (*Bubo bubo*, L. 1758) nelle Alpi ed effetti a lungo termine sul successo riproduttivo. *Studi Trent. di Scienze Nat., Acta Biol.* 78 (2): 85-90.
- Marchesi L., Pedrini P., Sergio F. & Garavaglia R. 2001c. Impatto delle linee elettriche sulla produttività di una popolazione di Gufo reale *Bubo bubo*. *Avocetta* 25: 130.
- Marchesi L., Sergio F. & Pedrini P. 2002 - Costs and benefits of breeding in human-altered landscapes for the Eagle Owl *Bubo bubo*. *Ibis* 144: 164-177.
- Newton I. 1979 - Population ecology of raptors. Berkhamsted: Poyser, 399 pp.
- Pedrini P. 1984 - Osservazioni sugli Strigiformi del Trentino. *Natura Alpina*, 35: 1-10.
- Pedrini P. 1989 - Indicazione per la localizzazione al canto di territori di Gufo reale (*Bubo bubo*). Atti II Seminario italiano Censimenti Faunistici dei Vertebrati. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, 16: 379-384.
- Pedrini P., Caldonazzi M. & Zanghellini S. eds. 2005 - Atlante degli Uccelli nidificanti e svernanti in provincia di Trento. *Studi Trent. in Sc. Nat., Acta Biologica* Museo Tridentino di Scienze Naturali, Trento, 80:674 pp.
- 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>.
- Sergio F., Marchesi L. & Pedrini P. 2003 - Spatial refugia and the coexistence of a diurnal raptor with its intraguild owl predator. *Journal of Animal Ecology*, 72: 232-245.
- Sergio F., Marchesi L., Pedrini P., Ferrer M. & Penteriani V. 2004a - Electrocution alters the distribution and density of a top predator, the Eagle Owl *Bubo bubo*. *Journal of Applied Ecology*, 41: 836-845.
- Sergio F., Rizzolli F., Marchesi L. & Pedrini P. 2004b - The importance of interspecific interactions for breeding-site selection: peregrine falcon seek proximity to raven nests. *Ecography*, 27: 818-826.



Tav. I – Alcune immagini degli ambienti del gufo reale e delle principali cause di mortalità. / **Tav. I** – Some pictures of eagle owl environments and the main causes of mortality. Foto: 1, 5, 6, 7 arch. MUSE/PP; Foto 2: 3, 4, 8, L. Marchesi; Foto 9: E. Osele).

1: Piana Rotaliana, un tratto dell'area di studio intensivo, Valle dell'Adige.

2: Val di Non, la seconda area di studio intensivo.

3: Traliccio di media tensione potenziale posatoio ad alto rischio per il gufo reale.

4: Dettaglio di traliccio di media tensione ad elevato rischio di folgorazione per i rapaci diurni e notturni.

5: Gufo reale, folgorato su traliccio di media tensione (Mezzocorona, linea Montedison 15.12.15).

6: Resti di un gufo reale, investito sulla circonvallazione di Trento.

7: Linea di media tensione ad Elicord.

8: Esempio di isolamento in prossimità del sostegno.

9: Gufo reale su posatoio, sullo sfondo la valle dell'Adige, esempio di fondovalle a forte antropizzazione.



Articolo / Article

Lo status del lupo (*Canis lupus* Linnaeus, 1758) in provincia di Trento: i risultati del primo censimento nazionale 2020-2021

Giulia Bombieri^{1*}, Enrico Ferraro², Paolo Pedrini¹, Luca Pedrotti³

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

² ACT - Associazione Cacciatori Trentini, Via Romano Guardini 41, 38121 Trento

³ Parco Nazionale dello Stelvio – Ersaf Lombardia, Via De Simoni 42, 23020 Bormio (SO)

Parole chiave

- Lupo
- *Canis lupus*
- Monitoraggio
- Censimento nazionale
- Popolazione
- Trentino

Riassunto

Nell'anno 2020/2021 si è svolto il primo censimento del lupo (*Canis lupus*) su scala nazionale, che ha visto tutte le regioni e province autonome coordinarsi con l'obiettivo comune di stimare la distribuzione e la consistenza della specie. Anche la Provincia Autonoma di Trento ha aderito al progetto affidando il coordinamento e lo svolgimento delle attività al MUSE. A questo scopo sono state definite 40 celle di estensione 10x10km, che sono state monitorate tra ottobre 2020 e marzo 2021 percorrendo 64 transetti con frequenza mensile, per un totale di sei repliche per transetto, e tramite il posizionamento di foto-trappole. Sono stati percorsi un totale di 3.500 km, che hanno permesso il rilevamento di 1.208 indici di presenza del lupo, tra cui tracce su neve, escrementi e avvistamenti fotografici diretti o tramite foto-trappole. Tali dati hanno permesso di aggiornare la griglia di presenza della specie, che evidenzia un areale di distribuzione di 4.130 km² sul territorio provinciale, nonché di stimare la presenza di 26 unità riproduttive, di cui 18 branchi e 8 coppie. I campioni organici raccolti hanno inoltre consentito il riconoscimento di alcuni individui sul territorio, rendendo possibile la ricostruzione di legami di parentela di alcuni dei branchi presenti.

Key words

- Wolf
- *Canis lupus*
- Monitoring
- National census
- Population
- Trentino

Summary

Between 2020 and 2021 the first coordinated national wolf survey took place, where all regions and autonomous provinces operated with the common goal of estimating the distribution and abundance of the species. The Autonomous Province of Trento also joined the project, delegating the coordination of the activities to MUSE. For this purpose, 40 cells of 10x10km extension were defined and monitored between October 2020 and March 2021 by traveling 64 transects with monthly frequency, for a total of six surveys per transect. Camera-traps were also installed. A total of 3,500 km was covered, which allowed the detection of 1208 wolf presence signs, including tracks on snow, scats, and either direct or camera-trap wolf sightings. These data allowed to update the species presence grid, which shows a distribution range of 4130 km² on the provincial territory, as well as to estimate the presence of 26 reproductive units, including 18 packs and 8 pairs. The organic samples collected also allowed the recognition of some individuals on the territory, allowing to reconstruct the pedigree of some of the packs detected.

* Autore corrispondente:
 e-mail: giulia.bombieri@muse.it

Introduzione

Il monitoraggio nazionale del lupo: il contesto nell'ambito dei monitoraggi di specie e habitat di interesse comunitario

Come specificato dai Manuali ISPRA per i monitoraggi delle specie animali di interesse comunitario (Stoch e Genovesi 2016) "La Direttiva Habitat (92/43/CEE) impone agli Stati Membri la realizzazione di attività di monitoraggio dello stato di conservazione delle specie animali di interesse comunitario elencate nei suoi allegati (II, IV e V) e presenti sul territorio nazionale (Art. 11). [...] Lo stato di conservazione delle specie è ritenuto «favorevole» quando i dati relativi all'andamento delle popolazioni indicano che la specie continua e può continuare a lungo termine ad essere un elemento "vitale" degli habitat naturali cui appartiene, la sua area di ripartizione naturale non è in declino né rischia di declinare in un futuro prevedibile ed esiste e continuerà probabilmente ad esistere un habitat sufficiente affinché le sue popolazioni si mantengano a lungo termine [...] La Direttiva Habitat richiede per le specie incluse nei suoi allegati il raggiungimento ed il mantenimento di uno stato di conservazione favorevole e impone una verifica agli Stati Membri ogni 6 anni (reporting ex Art. 17)." Ciò implica una valutazione a scala nazionale con la quale definire lo stato di conservazione di ogni specie." Monitoraggi basati su una raccolta dati standardizzata, rigorosa e ripetuta nel tempo risultano pertanto necessari al fine di ottenere informazioni solide sulle condizioni attuali di distribuzione (areale occupato), abbondanza (numero di unità, detta anche "consistenza"), habitat, trend passati e possibile evoluzione futura delle popolazioni, evidenziando anche pressioni in atto e minacce per la loro conservazione.

In tale contesto, come evidenziato dalle Linee guida e protocolli per il monitoraggio nazionale del lupo in Italia (Marucco et al. 2020), il monitoraggio della distribuzione e abbondanza del lupo a scala nazionale rappresenta "uno strumento essenziale per valutare l'evoluzione dello stato di conservazione della specie e l'efficienza delle misure gestionali messe in atto dalle Amministrazioni locali e regionali". Il lupo rientra infatti tra le specie di interesse comunitario la cui conservazione, secondo la normativa vigente, richiede la desi-

gnazione di Zone Speciali di Conservazione (ZSC) e una protezione rigorosa, nonché l'obbligo di monitorare le sue popolazioni, compito affidato alle Regioni e Province Autonome.

L'idea di unire per la prima volta le forze al fine di ottenere un quadro nazionale dello status del lupo è nata proprio in conseguenza della mancanza di dati aggiornati e confrontabili a livello nazionale. Fino ad ora, come specificato nel paragrafo precedente, ogni Regione e Provincia Autonoma ha gestito i monitoraggi in maniera autonoma. Inoltre, le popolazioni "peninsulare" e "alpina" sono sempre state considerate come unità separate, mentre appare ora necessario considerarle come una popolazione unica, sia da punto di vista genetico (le due popolazioni condividono lo stesso pool genetico essendo la popolazione alpina generatasi da lupi provenienti dall'Appennino) che dal punto di vista demografico (non esiste una separazione geografica tra le due popolazioni; Marucco et al. 2020). Tale frammentazione gestionale ha fatto sì che non esista ad oggi una stima relativamente recente dell'abbondanza e della distribuzione della specie sul territorio nazionale, nonostante ciò sia richiesto dalla Direttiva Habitat (Direttiva 92/43/CEE), recepita in Italia tramite il DPR 8 settembre 1997 n. 357. Le stime più aggiornate della popolazione di lupo italiana sono quindi separate per la popolazione alpina e per quella peninsulare. Per la popolazione peninsulare, la stima più aggiornata risale al 2015, ed è basata su dati raccolti in maniera frammentata e disomogenea. Tali dati hanno comunque permesso di ottenere una stima, seppur imprecisa e probabilmente su valori inferiori rispetto a quelli reali, di un numero minimo di 1070 lupi (intervallo 1070-2472), che occupa un areale stimato di 80.796,62 km². L'areale di distribuzione peninsulare è stato poi aggiornato nel 2019 grazie al contributo di esperti locali proprio in occasione delle fasi iniziali del monitoraggio nazionale (Figura 1, a sinistra).

Per la popolazione alpina, invece, grazie al coordinamento delle regioni reso possibile dal progetto LIFE WolfAlps (2013-2018), tra i cui obiettivi era previsto anche un monitoraggio coordinato e omogeneo svolto durante tutti gli anni di progetto, i dati più aggiornati risalgono all'inverno 2017-2018, corrispondenti all'ultimo censimento. Il monitoraggio sistematico sulle Alpi italiane ha portato a stimare,

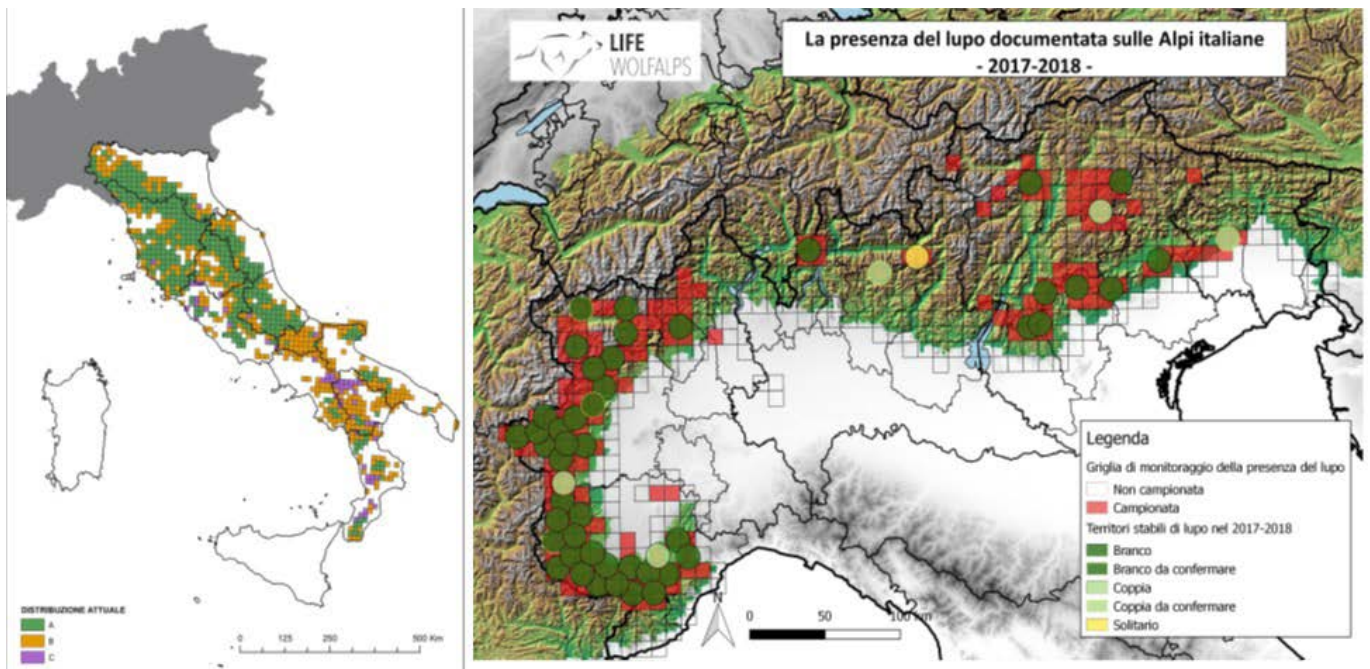


Fig. 1 – A sinistra: Mappa di distribuzione del lupo nell'anno 2019 nell'Italia peninsulare prodotta sulla base dei dati raccolti nell'arco temporale 2013-2019. Legenda: A: presenza stabile, B: presenza sporadica, C: presenza presunta (immagine da Marucco et al. 2020); a destra: Distribuzione e abbondanza minima di branchi, coppie e lupi solitari sulle Alpi, dati dal monitoraggio sistematico svolto nel 2017-2018 sull'arco alpino italiano coordinato dal progetto LIFE WolfAlps (immagine da Marucco et al. 2018).

Fig. 1. – Left: Map of wolf distribution in the year 2019 in peninsular Italy produced based on data collected in the time period 2013-2019. Legend: A: stable presence, B: sporadic presence, C: presumed presence (image from Marucco et al. 2020); Right: Distribution and minimum abundance of packs, pairs and lone wolves in the Alps, data from the systematic monitoring carried out in 2017-2018 over the Italian Alps coordinated by the LIFE WolfAlps project (image from Marucco et al. 2018).

per l'anno in questione, un numero minimo di 293 lupi suddivisi in 46 branchi, 5 coppie e 1 individuo solitario, per un areale totale occupato di 17.500 km² (Figura 1, a destra).

Il ritorno del lupo sulle Alpi e in provincia di Trento

Fino alla metà del 1700 il lupo era presente in tutta Italia, incluse le Alpi, ad eccezione della Sardegna. Da questo periodo, soprattutto a causa dell'intensa persecuzione da parte dell'uomo, la specie ha subito una forte riduzione numerica e di areale, culminata nella totale scomparsa dall'arco alpino e dalla Sicilia tra la fine del 1800 e i primi del 1900. L'ultimo dato di presenza sulle Alpi orientali risale a un esemplare abbattuto nel 1929 in località Campobon, San Pietro di Cadore (BL). La specie è andata incontro ad un forte declino anche nell'Italia peninsulare, dove si raggiunsero i minimi storici agli inizi degli anni Settanta. Si stimavano circa un centinaio di individui, limitati alle zone più remote dell'Appennino centro-meridionale (Zimen e Boitani 1975). È a partire da questi anni che la combinazione di vari fattori, tra cui le prime misure di protezione della specie (Decreto "Natali" del 1971 e Decreto "Marcora" del 1976), il consistente abbandono delle aree montane da parte dell'uomo, e l'incremento nel numero di ungulati selvatici (grazie anche a reintroduzioni a scopo venatorio), ha favorito il ritorno naturale del lupo in tutto il suo areale storico. La ricolonizzazione è avvenuta a partire dalla catena appenninica fino a raggiungere dapprima le Alpi occidentali, negli anni Novanta, e più di recente anche le Alpi centro-orientali.

Le prime segnalazioni del ritorno della specie sulle Alpi orientali e in particolare in provincia di Trento si hanno a partire da fine 2006, quando fu rinvenuto, in Val di Fiemme, un lupo morto. Al 2010 risale invece la prima documentazione, in Val di Tovel, di un singolo individuo vivo (identificato come M24) proveniente dalla Svizzera (Groff et al. 2011). Le segnalazioni in questi anni, fino al 2012, si limitano a singoli esemplari provenienti dalle Alpi occidentali, dalla Slovenia e dalla Svizzera. Solo nel 2012 viene documentata la prima coppia di lupi nel Parco Naturale Regionale della Lessinia, tra la provincia di Verona e la provincia di Trento (ulteriori informazioni sulla storia del primo branco delle Alpi italiane centro-orientali in Appendice 1). Con la prima riproduzione di tale coppia, avvenuta nel 2013, si può parlare di ritorno effettivo della specie sul territorio trentino. La formazione di questo primo branco è particolarmente importante non solo perché rappresenta il primo sulle Alpi orientali dopo la scomparsa della specie, ma anche perché testimonia, dopo più di un secolo, il ricongiungimento della popolazione di lupo italiana con quella dinarica. Fino al 2015, quello della Lessinia ha rappresentato l'unico branco sul territorio provinciale. A partire dal 2016, si è assistito ad un rapido

aumento nel numero di branchi in tutto il nord-est, costituiti per larga parte da discendenti della coppia lessinica, la maggior parte dei quali occupano territori a cavallo tra diverse regioni/province autonome (Groff & Pedrini in Deflorian et al 2018).

Metodi

Obiettivi e metodi a scala nazionale

Per ottenere una stima minima di abbondanza e distribuzione della popolazione di lupo a livello nazionale, e per poter aver dei dati confrontabili, è necessario un monitoraggio coordinato in cui tutte le Regioni e Province Autonome mettano in atto gli stessi metodi di campionamento per la raccolta dei dati in simultanea. A tale scopo ISPRA ha ricevuto da parte del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) un mandato per la realizzazione della strategia nazionale per il monitoraggio del lupo in Italia. È stato quindi redatto un documento contenente le linee guida per lo svolgimento del primo censimento previsto per l'anno 2020-2021 (Marucco et al. 2020). Lo scopo del primo censimento a scala nazionale è stato quello di produrre una stima omogenea dell'abbondanza (numero di branchi e individui) e della distribuzione (areale occupato) della specie, che rappresenti il riferimento iniziale di un piano pluriennale di monitoraggio. Tali parametri rappresentano metriche da sottoporre a monitoraggio nel tempo e richiedono quindi "stime ripetute, dove con il termine 'stima' si intende la determinazione del valore numerico del parametro di interesse, associata ad una valutazione della sua precisione" (Marucco et al. 2020).

Il progetto è stato coordinato da ISPRA a livello nazionale e dal progetto LIFE WolfAlps EU (2019-2024) a livello di regioni alpine, e le attività di campo si sono svolte tra ottobre 2020 e aprile 2021. Per la verifica della presenza della specie è stata creata una griglia composta da quadranti (celle) di monitoraggio di 10x10 chilometri, da ispezionare tramite la percorrenza regolare di itinerari prestabiliti, denominati transetti. Da ottobre ad aprile (fino a marzo per la provincia di Trento), i transetti individuati sono stati perlustrati mensilmente dagli operatori alla ricerca di indici di presenza del lupo, per lo più rappresentati da escrementi, piste su neve (serie continue di impronte, che vengono seguite anche per lunghe distanze, attività denominata anche snow-tracking) e predazioni su ungulati selvatici (esempio di indici di presenza in figura 2). Il lupo, infatti, come tutti i grandi carnivori in Europa, è una specie molto elusiva, di abitudini prevalentemente crepuscolari-notturne, ed è presente sul territorio a basse densità. Per questo motivo il monitoraggio, per dare dei risultati soddisfacenti, deve avvalersi oltre che dei rari avvistamen-



Fig. 2 - Principali indici di presenza del lupo rilevabili sul campo. Da sinistra: escremento con alto contenuto in pelo e frammenti di ossa, pista su neve, predazione su capriolo in cui si osserva la tipica dislocazione del rumine. Foto G. Bombieri – Arch. MUSE.

Fig. 2 - Main wolf presence signs detectable in the field. From the left: wolf scat with high content of prey hairs and bone fragments, wolf track on snow, roe deer predated by wolves in which typical rumen dislocation is observed. Photo G. Bombieri - Arch. MUSE.

ti diretti, o quelli registrati tramite fototrappole, anche e soprattutto della raccolta di indici di presenza indiretti.

Relativamente all'elusività ed ecologia del lupo vale la pena di fare alcune considerazioni rispetto ai metodi di rilevamento e di calcolo delle stime utilizzate, non sempre chiare a chi legge i risultati di un censimento o di un monitoraggio. Innanzitutto, come specificato nel paragrafo precedente, stimare il numero esatto di lupi presenti in un territorio non è semplice, per una serie di motivi: il lupo è un animale molto schivo e di abitudini tendenzialmente crepuscolari/notturne, e quindi non facilmente contattabile, se non con l'utilizzo di differenti metodologie di censimento combinate fra loro (fototrappolaggio, snow-tracking, analisi genetiche su campioni biologici). In secondo luogo, nonostante si tratti di un animale sociale che vive in branco, non sempre tutti gli individui si spostano insieme. Inoltre, il numero di lupi presenti in un certo branco varia molto nel corso di un anno solare, raggiungendo il minimo nel periodo pre-riproduttivo, in cui generalmente sono presenti la coppia riproduttiva e talvolta alcuni lupi (in media 1-3) nati negli anni precedenti. Il massimo numero di lupi in un branco lo si può osservare invece dopo la riproduzione, e in particolare nel periodo tardo autunnale, quando i cuccioli dell'anno iniziano a muoversi con gli adulti.

La scelta del periodo di monitoraggio si basa quindi sia sull'ecologia della specie che su motivazioni legate al suo rilevamento. Per quanto riguarda l'aspetto ecologico, come già anticipato, il periodo compreso tra ottobre e marzo rappresenta il periodo in cui i cuccioli dell'anno, che hanno ormai raggiunto dimensioni pari a quelle degli adulti, iniziano a muoversi con il resto del branco, prima della successiva riproduzione della coppia, che avverrà tra febbraio e marzo. Andando a censire i lupi in questo periodo, quindi, aumentano le probabilità di rilevare il numero massimo di individui appartenenti al branco. L'altra motivazione è legata alla maggiore facilità di rilevare indici di presenza sul territorio durante il periodo invernale, grazie alla copertura nevosa generalmente presente soprattutto in montagna, che permette di intercettare piste su neve (lunghe serie di impronte). Queste, a loro volta, possono portare il rilevatore al ritrovamento di campioni genetici utili all'identificazione degli individui rilevati (campioni genetici si possono prelevare più comunemente da escrementi freschi, urina, saliva campionata su unguagli predati di recente, peli).

Alla raccolta di tali indici di presenza si affianca in modo complementare la tecnica del fototrappolaggio, utile in questo contesto a vari scopi: accertare in maniera inequivocabile la presenza della specie in un determinato territorio; favorire stime minime della consistenza dei branchi; documentare le riproduzioni e individuare potenziali esemplari dal fenotipo anomalo. A questo scopo, sono stati presi in considerazione video e/o foto (ottenuti nella finestra temporale del monitoraggio) di diversa provenienza. Alle segnalazioni ottenute tramite il monitoraggio standardizzato condotto a livello istituzionale si sono aggiunte quelle di tecnici e volontari che hanno messo a disposizione la loro personale strumentazione ed esperienza a questo scopo. Le fototrappole vengono posizionate preferibilmente in prossimità di incroci, piazzole o passaggi obbligati, lungo percorsi potenzialmente più utilizzati dai lupi, presso punti di marcatura o resti di predazioni, ma sempre in assenza di attrattivi chimici o biologici.

Il disegno di campionamento sulle Alpi

Il monitoraggio è stato suddiviso in due fasi, un campionamento estensivo e uno intensivo, che a livello alpino si sono svolti come segue:

Campionamento estensivo: ha come obiettivo la stima della distribuzione (areale occupato) della specie a scala nazionale, attraverso la raccolta e archiviazione di segni di presenza del lupo in tutte le celle di possibile presenza. Nelle celle di campionamento estensivo è stato applicato un campionamento sistematico minimo di tre repliche (nei periodi ottobre-novembre, dicembre-gennaio, febbraio-marzo).

Campionamento intensivo: ha l'obiettivo di ottenere una stima di abbondanza e densità della popolazione in tutte le celle di possibile presenza, anche applicando tecniche di cattura e marcatore spaziali realizzate tramite analisi genetiche non invasive. In ogni cella di campionamento intensivo si sono svolte sei repliche, una per ogni

mese da ottobre fino a marzo. In questo caso l'unità di campionamento è l'individuo per la stima della densità/abbondanza, e il branco per la stima delle unità riproduttive.

In entrambe le fasi, la raccolta dei dati è stata condotta tramite la combinazione di un campionamento opportunistico (dati ottenuti in modo casuale o sulla base di uscite non programmate spazialmente) e di un campionamento sistematico sulla base di transetti predefiniti e di dati raccolti in modo programmato nel tempo e nello spazio con una valutazione dello sforzo. Maggiori dettagli sul disegno di campionamento e sulla tipologia di analisi statistiche per la stima della densità e distribuzione della specie sono disponibili nelle Linee Guida ISPRA (Marucco et al. 2020, pag. 19-33).

Attendibilità degli indici di presenza: criteri di classificazione SCALP (C1, C2, C3)

I criteri definiti "SCALP" (*Status and Conservation of the Alpine Lynx Population*) per classificare la qualità dei dati raccolti sui grandi carnivori, vengono attualmente utilizzati in gran parte dei programmi di monitoraggio europei. Sviluppati inizialmente nell'ambito del monitoraggio della linca, questi criteri sono stati in seguito adattati anche per le altre specie di grandi carnivori, tra cui il lupo. La lettera "C" corrisponde a "categoria". I numeri 1, 2 e 3 indicano il livello di verifica dell'osservazione intrinseco alla tipologia dell'osservazione stessa. La verifica deve essere effettuata da personale qualificato direttamente sul campo o basandosi sulla documentazione fornita da terzi. Per questo motivo è fondamentale che ogni dato venga archiviato e fotografato per potere essere rivalutato a posteriori se necessario.

C1 - "Hard evidence": evidenza certa; dato che senza ambiguità conferma la presenza del lupo. Esempi di dati C1 sono cattura dell'animale vivo, ritrovamento di un lupo morto, prova genetica, localizzazione telemetrica, fotografia di alta qualità in cui sia l'animale che il luogo di avvistamento sono riconoscibili.

C2 - "Confirmed observation": osservazione confermata; dato che con alta probabilità conferma la presenza del lupo. Questa categoria include gli indici indiretti di presenza del lupo, quali tracce su neve o fango, escrementi o ululati, sempre confermati da un operatore qualificato.

C3 - "Unconfirmed observation": osservazione non confermata; si riferisce a tutte le osservazioni non confermate da un operatore qualificato, oppure le osservazioni che per loro natura non possono essere confermate. Sono esempi di dati C3 tutti gli avvistamenti diretti non documentati da foto/video o le immagini in cui l'animale o/e il luogo non è chiaramente riconoscibile, gli indici di presenza troppo vecchi e/o non chiari, o troppo limitati (come singole impronte o tracce di breve lunghezza), o non adeguatamente documentati.

Per maggiori dettagli sulla classificazione SCALP si rimanda alle Linee Guida ISPRA (Marucco et al. 2020, pag. 34-36), da cui sono state estratte le informazioni riportate in questa sezione, e alla pagina dedicata nel sito di KORA (<https://kora.ch/it/kora/scalp/>).

Criteri per l'interpretazione dei dati raccolti

Al fine di poter integrare i risultati su scala italiana e alpina, creando degli output comuni, è fondamentale non solo un coordinamento nella raccolta dei dati, ma anche nella definizione di criteri condivisi per la loro interpretazione. Questo implica anche stabilire criteri comuni e rigorosi per individuare i branchi, le coppie, e l'areale di distribuzione minimo della specie sulla base dei dati raccolti. Riportiamo di seguito le definizioni fornite nelle Linee Guida ISPRA (Marucco et al. 2020, pag. 37-38):

- Branco: un gruppo di più di due lupi che vengono documentati muoversi insieme in un territorio stabile tramite dati C1 e C2. In particolare per documentare la presenza del branco è necessario un minimo di una fotografia di branco C1 (in cui appaiono un numero di lupi > 2), oppure di due tracce di branco (> 2 lupi) di categoria C2 documentate in modo indipendente, ed almeno due dati C1 (analisi genetica di un escremento lungo una traccia di più di due animali, fotografia o video). Per definire la dimensione minima del branco sono necessari dati C1 (massimo numero di genotipi individuati, massimo numero di lupi presenti contemporaneamente in

un video/fotografia), oppure una traccia su neve con il numero massimo di lupi seguiti in contemporanea, di categoria C2. La riproduzione è documentata tramite un dato C1 che evidenzia la presenza dei cuccioli, oppure tramite *wolf-howling* che abbia confermato la presenza della cucciolata preferibilmente registrato (quindi due dati di *wolf-howling* C2 che evidenzino la presenza dei cuccioli, oppure un dato di *wolf-howling* C2 registrato). Nel caso di branchi/coppie adiacenti, per essere considerati come branchi o coppie accertate

e diverse secondo quanto stabilito dai criteri ISPRA e a livello alpino europeo, è necessario conoscere la genetica degli individui documentati, oppure avere documentazione video/fotografica o ululati indotti da *wolf-howling* in contemporanea delle cucciolate dei due branchi adiacenti, in luoghi diversi.

- Coppia stabile: coppia di due lupi di sesso opposto che vengono documentati muoversi insieme in un territorio stabile tramite dati C1 e C2. In particolare, è necessario un minimo di due tracce

Tab. 1 – Numero di celle di monitoraggio, repliche previste e lunghezza dei transetti in provincia di Trento: enti e istituzioni coinvolti nel monitoraggio sistematico sui transetti nell’inverno 2020/2021 (periodo ottobre-marzo); * somma di tutti i percorsi (se consideriamo che alcuni transetti avevano una versione “con poca neve” e una “con tanta neve” il numero corrisponde a 64); ** Totale operatori formati = 86 (non tutti sono riusciti a partecipare effettivamente alle attività).

Tab. 1 – Number of monitoring cells, planned replications, and length of transects in the province of Trento: institutions and associations involved in systematic monitoring on transects in winter 2020/2021 (October-March); * sum of all transects (if we consider that some transects had both a “scarce snow” and a “abundant snow” alternative versions, the number corresponds to 64); ** Total trained operators = 86 (not all were able to actually participate in the activities).

N. celle monitorate	N. transetti	Km di transetti percorsi (una replica)	N. repliche	N. fototrappole sistematiche	Istituzioni/ associazioni coinvolte	N. operatori
40	76*	695,7	45446	108	Muse, ACT, Parco Nazionale dello Stelvio, SAT, Io non ho paura del lupo, WWF, AIGAE	76**

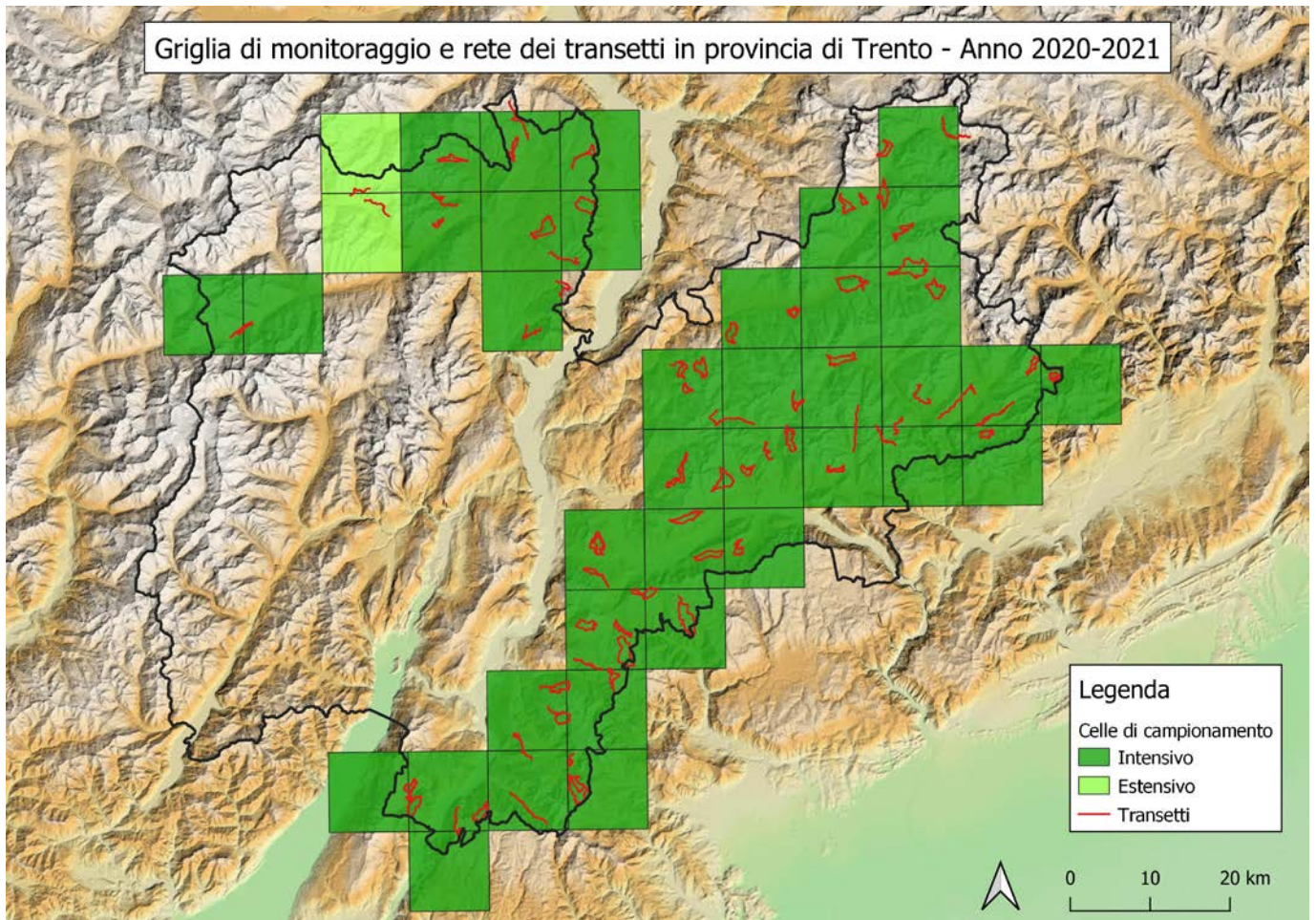


Fig. 3 - Griglia di monitoraggio (celle di 10x10 km) e rete dei transetti perlustrati in provincia di Trento tra ottobre 2020 e marzo 2021.
Fig. 3 - Monitoring grid (10x10 km cells) and network of transects patrolled in the province of Trento between October 2020 and March 2021.

della coppia rilevate insieme, di categoria C2, documentate in modo indipendente, ed almeno due dati C1 che documentino la presenza di due lupi di sesso opposto che si muovono insieme (analisi genetiche su due escrementi lungo una traccia di due animali, fotografia o video della coppia). Per segni C2 "indipendenti" si intende segni indiretti raccolti spazialmente e temporalmente in modo indipendente. Ad esempio, quattro escrementi raccolti tutti nello stesso punto e allo stesso momento non sono indipendenti.

- Aree di distribuzione minima su griglia: ogni cella di 10 x 10 km della griglia è da considerarsi occupata per quell'anno di campionamento se è stato raccolto almeno un dato C1, o almeno due segni di presenza C2 indipendenti, oppure 10 segni C2 non indipendenti.

- Distribuzione dei territori stabili dei branchi, delle coppie e degli individui solitari: tutti i dati C1 e C2 raccolti e utilizzati in primis per stabilire la presenza del branco/coppia, sono utilizzati, quando possibile, per definire il relativo territorio minimo. Sulle Alpi (WAG, 2018) tale territorio è simbolicamente rappresentato da un cerchio di 200 km² centrato nel punto di più alta frequenza di dati C1 e C2 raccolti per quel branco/coppia/individuo.

La raccolta dati in provincia di Trento

Anche la Provincia Autonoma di Trento (PAT) ha aderito al piano di monitoraggio, delegando il MUSE – Museo delle Scienze al coordinamento e svolgimento delle attività.

A tale scopo, sono stati coinvolti e formati circa 80 operatori tra personale e collaboratori del Muse, personale del Parco Nazionale dello Stelvio Trentino (PNS), personale di sorveglianza e tecnici dell'Associazione Cacciatori Trentini (ACT), oltre a volontari afferenti a varie associazioni (SAT-CAI, Io non ho paura del lupo, WWF e AI-GAE). Sono stati organizzati due incontri formativi per gli operatori, uno teorico e uno pratico sul campo, che si sono svolti nella prima metà del mese di ottobre 2020.

Per la verifica della presenza della specie sono stati identificate un totale di 40 celle di 10x10 km con presenza di lupi stabile o sporadica in provincia di Trento, che sono state ispezionate da ottobre a marzo percorrendo 64 transetti (Figura 3, Tabella 1). Per alcuni transetti sono stati individuati due percorsi alternativi: un percorso da effettuare in assenza o con poca neve, e uno da effettuare in caso di neve abbondante. Per questo motivo nel report alpino vengono riportati 76 transetti, che corrispondono alla somma di tutti i percorsi individuati.



Fig. 4 - Raccolta e archiviazione degli indici di presenza rilevati sui transetti di monitoraggio. Dall'alto a sx: S. Volani, G. Franch, F. Romito, E. Ferraro, Arch. MUSE.

Fig. 4 - Collection and storage of presence signs found on monitoring transects. From top left: S. Volani, G. Franch, F. Romito, E. Ferraro, Arch. MUSE.



Fig. 5 - Fotogrammi estratti da video realizzati con fototrappole da alcuni degli operatori coinvolti nelle attività di monitoraggio. Dall'alto a sx foto di: M. Vettorazzi, F. Cadonna/F. Limelli, G. Pinter, F. Pizzedaz Trentini, G. Listorti, E. Ferraro.

Fig. 5 - Photograms extracted from videos taken with camera-traps by some of the operators involved in monitoring activities. From top-left photos by: M. Vettorazzi, F. Cadonna/F. Limelli, G. Pinter, F. Pizzedaz Trentini, G. Listorti, E. Ferraro.

Per quanto riguarda il fototrappolaggio, i dati sono stati classificati come 'sistematici' nel caso di fototrappole con sforzo di campionamento noto, attive per almeno 10 giorni, e collocate all'interno di una delle celle del monitoraggio intensivo o estensivo, mentre sono state archiviate come 'opportunistiche' le segnalazioni da altre aree, e/o senza vincoli nella durata del funzionamento delle macchine.

I dati sistematici e occasionali raccolti dagli operatori coinvolti sono andati a integrarsi ai dati raccolti dal personale forestale della PAT, dai custodi forestali e dal personale dei Parchi, e hanno contribuito nel complesso a disegnare il quadro distributivo della specie a scala nazionale. Campioni biologici raccolti su escrementi freschi, saliva o altri indici di presenza sono stati inviati per le analisi genetiche presso la Fondazione Edmund Mach (FEM) di San Michele all'Adige, e hanno permesso di genotipizzare parte degli individui presenti sul territorio, di comprenderne le relazioni di parentela e la provenienza.

Risultati

I dati raccolti sul lupo in provincia di Trento nel 2020/2021

Come previsto, in Trentino sono state effettuate sei uscite per la quasi totalità dei transetti di campionamento intensivo, e tre o più uscite sui transetti di campionamento estensivo. Per poche uscite, l'eccessiva abbondanza di neve ha impedito l'accesso al transetto. Il censimento 2020-2021 si è dunque concluso con un totale di 381 uscite effettuate su 64 transetti, per un totale di circa 4.000 km percorsi sui transetti. Di tali transetti, 40 (il 62,5% di tutti i transetti) sono risultati positivi (ovvero si è trovato almeno un segno di presenza del lupo in almeno una replica), per un totale di 92 uscite positive (il 24% di tutte le uscite effettuate). Il 45% dei transetti risultati positivi (ovvero 18 transetti sui 40) lo sono risultati per almeno la metà delle uscite (tre uscite positive o più). I mesi in cui si ha avuto un più alto successo di rilevamento (quindi un più alto numero di indici trovati) sono stati, in ordine crescente: gennaio, febbraio e marzo. Questo è

probabilmente dovuto al fatto che in questi mesi la copertura nevosa è stata più abbondante e regolare rispetto ai precedenti.

È stato rilevato un totale di 187 indici di presenza del lupo (alcuni esempi di indici raccolti nelle figure 4 e 5) sui transetti (ovvero durante le uscite prestabilite tra ottobre e marzo), a cui si aggiungono 648 indici raccolti in maniera occasionale, esclusi gli avvistamenti/fototrappolaggi.

Mediante foto e/o video sono stati documentati 373 passaggi di lupo, di cui 185 da monitoraggio sistematico e 188 come segnalazioni opportunistiche, inclusi gli avvistamenti diretti. I primi hanno incluso parte dei dati ottenuti da un monitoraggio sistematico istituzionale condotto da MUSE e Parco Naturale Paneveggio Pale di S. Martino in Trentino orientale (34 segnalazioni di lupo), mentre i restanti dati sono il frutto del lavoro degli operatori coinvolti nelle attività di monitoraggio, del personale del Servizio Foreste e Faunistico della PAT, delle aree protette provinciali, anche in seguito a segnalazioni fatte dai cittadini.

Il totale degli indici raccolti nel periodo ottobre-aprile considerando il rinvenimento di piste su neve, escrementi, carcasse di ungulati selvatici predati, avvistamenti diretti e fototrappolaggi è pari a 1.208 (vedere tabelle 2 e 3, e figura 6 per dettagli sulla tipologia di indici raccolti).

La distribuzione del lupo in provincia di Trento 2020-2021

Sulla base dei dati raccolti nel periodo compreso tra maggio 2020 e aprile 2021, che corrisponde all'anno biologico del lupo, è stato possibile aggiornare la griglia (composta da celle di 10x10 km) di presenza della specie (Figura 6). L'aggiornamento è stato effettuato seguendo i criteri indicati nelle Linee Guida ISPRA che vengono utilizzati anche a livello internazionale (SCALP; vedi sezione 2.4. per dettagli). Tali criteri prevedono che una determinata cella venga considerata come frequentata dal lupo qualora ricada al suo interno almeno un indice di presenza con attendibilità C1, oppure due indici con attendibilità C2 indipendenti, rilevati durante l'anno biologico del lupo.

La griglia ha lo scopo di rappresentare, in modo approssimativo ma omogeneo, e confrontabile su tutto il territorio nazionale ed europeo, l'areale minimo di distribuzione della specie. Ad aprile 2021 la griglia di presenza del lupo in Trentino è risultata composta da 56 celle di 10x10 km, delle quali alcune rientrano interamente nel territo-

rio provinciale, mentre altre sono incluse solo in minima parte. L'areale minimo occupato dalla specie che si può dedurre dall'estensione delle celle è quindi di 4.130 km² a livello provinciale. L'area totale è stata calcolata sommando solamente le porzioni di celle incluse nei confini della provincia di Trento.

Tab. 2 – Segni di presenza del lupo documentati nell'inverno 2020/2021 in provincia di Trento, suddivisi per tipologia (periodo ottobre-aprile).
Tab. 2 – Wolf presence signs documented in winter 2020/2021 in the province of Trento, divided by type (October-April).

Piste di lupo		Escrementi	Carcasse ungulati selvatici	Avvistamenti (foto/video)	Lupi morti/investiti
N.	Totale Km	N.	N.	N.	N.
165	196.33	178	492	373	7

Tab. 3 – Numero di campioni biologici raccolti, analizzati geneticamente, che sono stati attribuibili alla specie lupo, e che hanno fornito genotipi completi, e successo di resa in provincia di Trento nel periodo ottobre 2020 - aprile 2021.

Tab. 3 – Number of biological samples collected, genetically analyzed, that were attributable to the wolf species, and provided complete genotypes, and genetic identification success rate in the province of Trento between October 2020 and April 2021.

Campioni biologici raccolti	Campioni biologici analizzati	Campioni confermati specie lupo	Campioni biologici con genotipo	Resa %
112	106	80	47	44

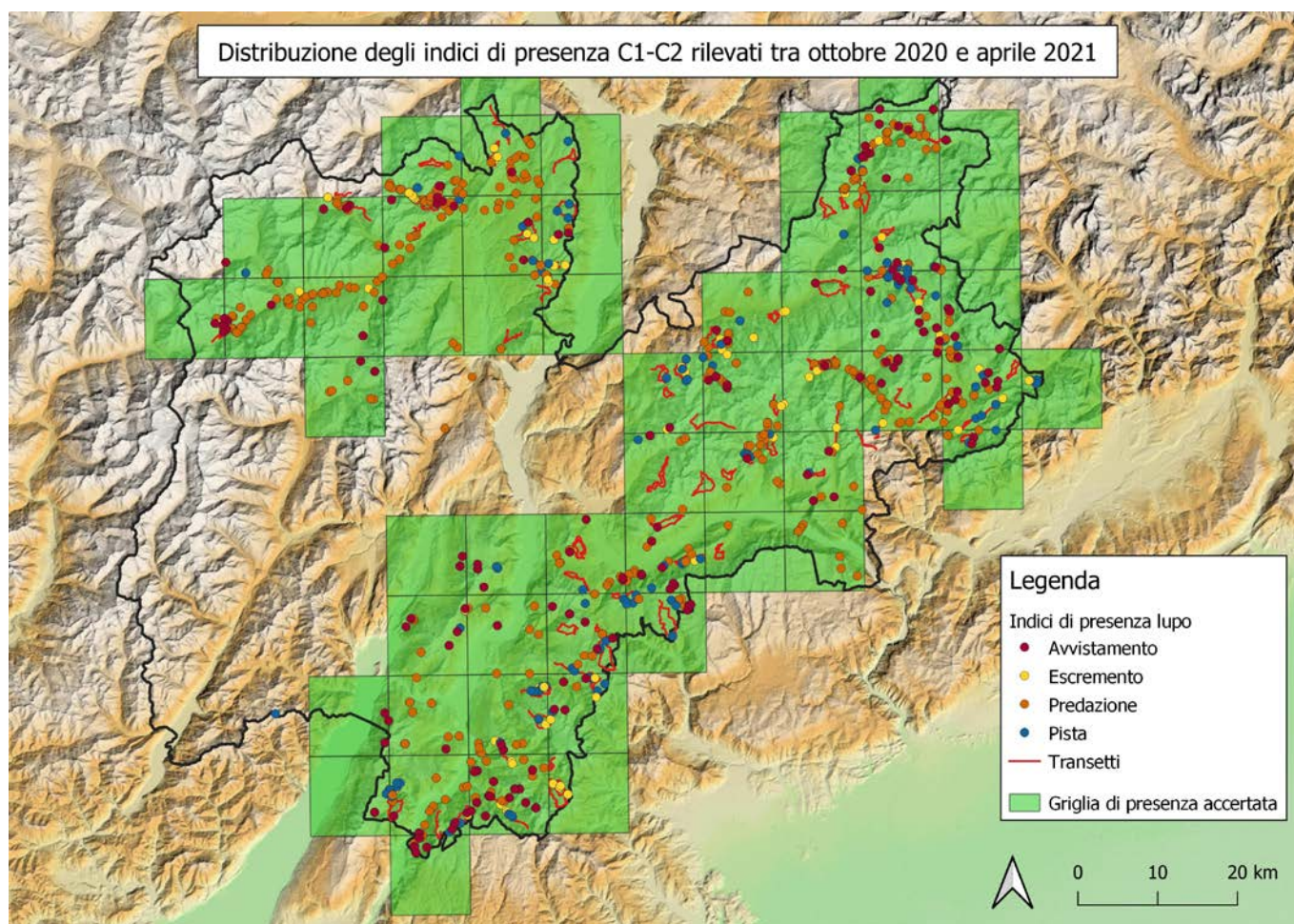


Fig. 6 - Distribuzione degli indici di presenza del lupo C1-C2 rilevati tra ottobre 2020 e aprile 2021 in Provincia di Trento, con raffigurata la griglia di presenza (celle di 10x10 km) del lupo, aggiornata sulla base dei dati raccolti, e i transetti di campionamento.

Fig. 6 - Distribution of C1-C2 wolf presence indices detected between October 2020 and April 2021 in the Province of Trento, with the presence grid (10x10 km cells) of wolves, updated based on collected data, and sampling transects.

I branchi documentati in provincia di Trento

Nell'anno 2020-2021 (sempre considerando l'anno biologico del lupo, quindi tra maggio 2020 e aprile 2021), sono stati documentati un numero minimo di 15 branchi accertati e 6 coppie accertate, a cui si aggiungono ulteriori 3 branchi e 2 coppie non confermati (Fig. 7 e Tab. 4). Infatti, mentre la maggior parte dei nuclei familiari è stata confermata con certezza in base ai criteri SCALP (15 branchi e 6 coppie), per altri tre branchi e due coppie mancano dati certi di presenza (Figura 7). Ricordiamo infatti che, nel caso di branchi/coppie confinanti, per essere considerati come branchi o coppie diverse secondo quanto stabilito dai criteri ISPRA e a livello alpino europeo, è necessario conoscere la genetica/pedigree degli individui, oppure avere documentazione video/fotografica o ululati indotti da *wolf-howling* in contemporanea delle cucciolate dei due branchi adiacenti, in luoghi diversi. Per tutte le coppie certe rilevate nel 2020-21, è stata inoltre confermata la riproduzione e quindi il passaggio da coppia a branco, nell'anno successivo (2021).

I genotipi e i pedigree dei branchi, coppie e individui documentati

Tra il 17 dicembre 2019 e il 31 dicembre 2021 sono stati raccolti e analizzati 92 campioni organici di lupo che hanno permesso di risalire al genotipo individuale del soggetto (di cui 43 escrementi, uno campione di pelo, uno di urina, 37 di saliva e 10 di tessuto a seguito

di investimento stradale). Di questi, 32 fanno riferimento al periodo del monitoraggio nazionale (maggio 2020 – aprile 2021).

A questi campioni si aggiungono quelli raccolti in Val di Sole e nel Parco dello Stelvio e analizzati da Ersaf Lombardia) per ricavare identità e parentele. Complessivamente, si tratta di 38 campioni che hanno permesso di risalire al genotipo individuale del soggetto (di cui 26 escrementi, e 12 campioni di saliva). Di questi, 19 fanno riferimento al periodo maggio 2020 – aprile 2021. Le informazioni dettagliate rispetto ai risultati genetici degli individui e dei branchi rilevati sono incluse disponibili nella relazione tecnica completa (Bombieri et al. 2022).

La mortalità del lupo in provincia di Trento e gli animali feriti recuperati

Tra ottobre 2020 e aprile 2021 sono stati accertati sette incidenti stradali/ferroviari che hanno coinvolto lupi. In particolare, sei esemplari sono stati rinvenuti morti a causa dell'impatto, mentre uno non è stato ritrovato, probabilmente perché fuggito senza gravi ferite dopo l'impatto con un'auto. Dei sei lupi rinvenuti morti, tre erano maschi e tre femmine, tutti tra uno e tre anni. Durante il periodo in questione non sono stati recuperati lupi feriti, o lupi morti per altre cause. Dal 2007, sono stati rinvenuti sul territorio un totale di 18 lupi morti (Fig. 8), dei quali 15 investiti, due morti per causa ignota, e uno morto a causa di politraumi contusivi.

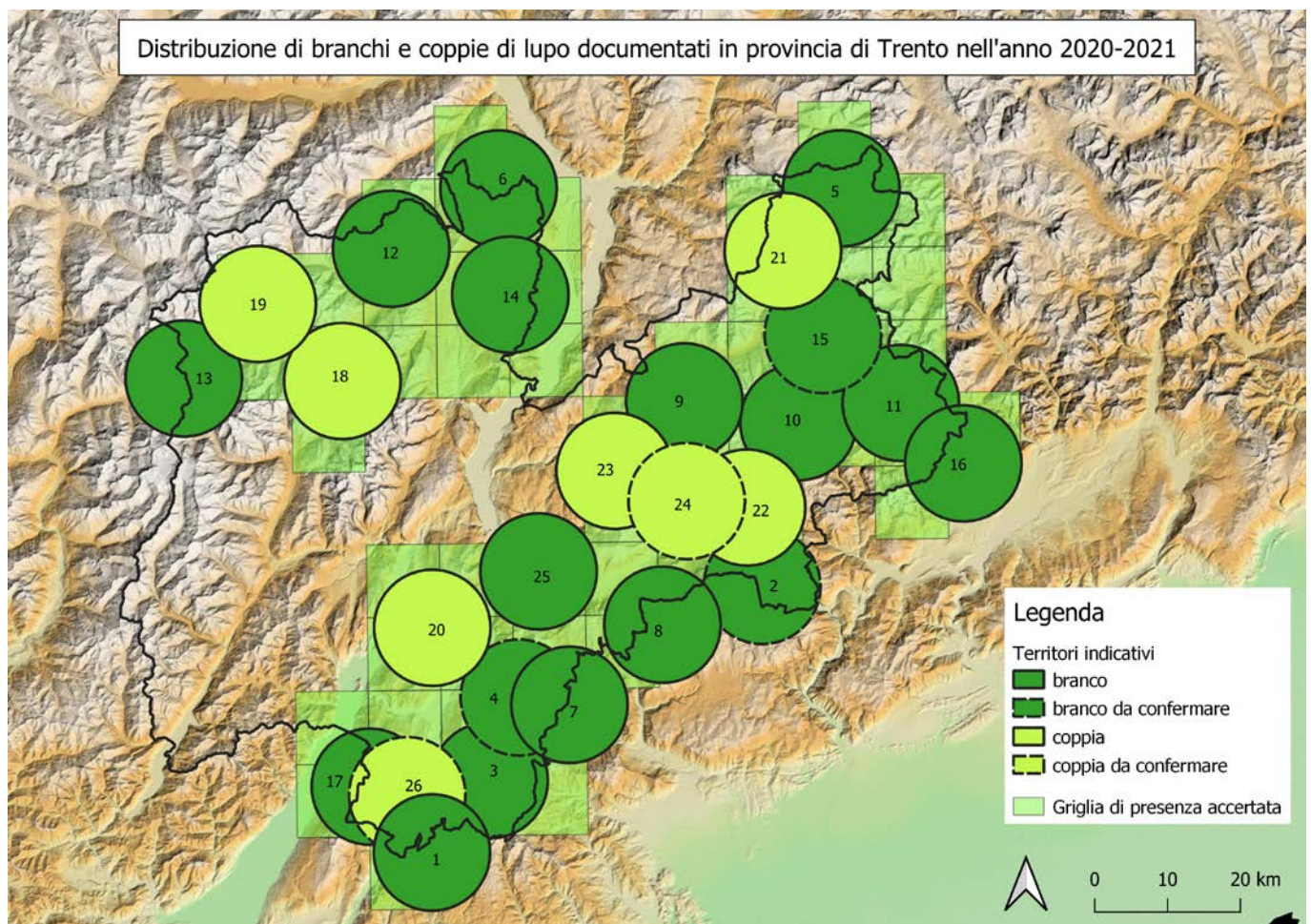


Fig. 7 - Distribuzione di branchi e coppie di lupo con territorio stabile documentati in provincia di Trento nel 2020/2021. I cerchi, di area pari a 200 km², hanno lo scopo di rappresentare, in via del tutto approssimativa, il territorio occupato da ciascun nucleo, considerando l'area media occupata da un branco sull'arco alpino. Ogni cerchio è centrato nell'area di massima concentrazione di indici di presenza attribuiti a ciascun nucleo.

Fig. 7 - Distribution of wolf packs and pairs with documented stable territory in the province of Trento in 2020/2021. The circles, with an area of 200 km², are intended to represent, approximately, the territory occupied by each reproductive unit, considering the average area occupied by a pack in the Alps. Each circle is centered in the area of highest concentration of presence indices attributed to each unit.

Per maggiori dettagli riguardo ai lupi morti/feriti rinvenuti anno per anno si rimanda ai relativi Rapporti Grandi Carnivori pubblicati dalla PAT al sito <https://grandicarnivori.provincia.tn.it/Rapporto-Orso-e-grandi-carnivori>.

I casi di ibridazione documentati in provincia di Trento

Dal ritorno del lupo in provincia e fino ad aprile 2021, non si sono registrati casi di individui ibridi sul territorio.

Discussione e conclusioni

Il monitoraggio sistematico in Trentino ha permesso di accertare la presenza di almeno 15 branchi e 6 coppie, a cui si aggiungono ulteriori tre branchi e due coppie non confermati. L'areale minimo occupato dalla specie è di 4.130 km² a livello provinciale.

Purtroppo, le attività di campo sono state limitate in maniera importante dalla pandemia di Covid-19, che ha impedito la partecipazione di una buona porzione di operatori volontari, provenienti da regioni e province limitrofe, a causa delle restrizioni negli spostamenti

in vigore in quei mesi e delle altre relative difficoltà. Nonostante la provincia di Trento sia stata una delle meno colpite dalle restrizioni durante il periodo invernale (30 giorni in zona rossa e 36 in zona arancio per tutta la provincia, più ulteriori periodi rossi per alcuni comuni), queste limitazioni hanno avuto un impatto importante sulle uscite, molte delle quali sono state effettuate da un numero ridotto di operatori, autorizzati agli spostamenti. Pertanto, nonostante siano stati formati circa 80 operatori, un numero limitato di essi ha effettivamente potuto svolgere la totalità o quasi delle sei uscite previste per transetto. A causa di tali difficoltà, in provincia di Trento si è deciso di concludere le uscite di monitoraggio sistematico a fine marzo, invece che a fine aprile, garantendo comunque il minimo di sei uscite su ciascun transetto. Il monitoraggio opportunistico è continuato invece anche durante il mese di aprile, in maniera meno intensa degli altri mesi; ciò soprattutto dovuto al fatto che il territorio provinciale è stato in zona arancione dal 15 febbraio al 12 marzo e in zona rossa dal 12 marzo a circa fine aprile.

Altre importanti criticità sono state la mancata partecipazione alle attività del monitoraggio sistematico su transetti del personale Forestale Trentino e di quello dei Parchi naturali con presenza sta-

Tab. 4 – Branchi e coppie rilevati in provincia di Trento nell'anno 2020 - 2021.

Tab. 4 – Wolf packs and pairs detected in the province of Trento in the year 2020 - 2021.

ID	Nome	Anno del primo rilevamento	Tipologia	Regioni/Province interessate dal territorio del nucleo
1	Lessinia	2013	branco	Trentino-Veneto
2	Asiago-Marclesina	2016	branco da confermare	Trentino
3	Carega	2016	branco	Trentino-Veneto
4	Pasubio	2017	branco da confermare	Trentino
5	Alta Val di Fassa	2017	branco	Trentino-Veneto-Alto Adige
6	Alta Val di Non	2017	branco	Trentino-Alto Adige
7	Arsiero/Folgaria	2018	branco	Trentino-Veneto
8	Vezzene	2019	branco	Trentino-Veneto
9	Val Cadino-Valfloriana	2019	branco	Trentino
10	Vanoi	2019	branco	Trentino
11	Pale di San Martino	2019	branco	Trentino
12	Maddalene	2019	branco	Trentino-Alto Adige
13	Tonale	2019	branco	Trentino-Lombardia
14	Roen	2020	branco	Trentino
15	Paneveggio-Bellamonte	2020	branco da confermare	Trentino
16	Vette Feltrine	2020	branco	Trentino-Veneto
17	Baldo	2020	branco	Trentino-Veneto
18	Folgarida	2021	coppia	Trentino
19	Peio-Ossana	2021	coppia	Trentino
20	Bondone-Stivo	2021	coppia	Trentino
21	Latemar	2021	coppia	Trentino-Alto Adige
22	Lefre-Tesino	2021	coppia	Trentino
23	Piné-Mocheni	2021	coppia	Trentino
24	Campelle-Calamento	2021	coppia da confermare	Trentino
25	Vigolana-Marzola	2021	branco	Trentino
26	Sx Adige-Ala	2021	coppia da confermare	Trentino

bile di lupo, e l'asincronia tra il periodo di monitoraggio nazionale intensivo (ottobre-aprile) e quello di raccolta di campioni genetici stabilito dal Servizio (con un totale di 200 campioni da raccogliere e analizzare tra gennaio e dicembre 2021). Questo ha comportato che solo a gennaio 2021 si sia iniziata la raccolta dei campioni, che è stata limitata ad alcune aree in base a quanto concordato con la PAT, con l'obiettivo di ottimizzare lo sforzo. Poco dopo, da metà febbraio, l'inizio del periodo per il Trentino in "zona arancione" e poi, a marzo, in "zona rossa", ha di fatto impedito una raccolta sufficiente di campioni.

Nonostante le difficoltà organizzative causate dall'epidemia, la partecipazione dei comunque numerosi volontari ha consentito di: 1) ampliare la rete di appassionati formati e preparati sul tema, e in grado di partecipare attivamente al monitoraggio della specie; 2) migliorare le conoscenze e la motivazione sia del personale istituzionale sia dei volontari che in varie modalità già partecipavano alla raccolta occasionale di dati di presenza dei grandi carnivori e di altre specie della Rete Natura 2000 in Trentino e 3) rafforzare i rapporti tra gli operatori, le Associazioni e le Istituzioni coinvolte. L'esperienza svolta, positiva per la partecipazione e l'impegno profuso, per ripetersi negli anni necessita tuttavia della partecipazione del personale forestale e di sorveglianza della PAT e delle aree protette del Trentino. Questo sia per garantire un campionamento capillare e una migliore resa della raccolta dei dati, sia per saldare i rapporti di collaborazione in un'idea di reciproco scambio informativo, fondamentale per affrontare qualsivoglia tematica legata alla gestione della fauna. Nel caso specifico del lupo, anche in previsione di futuri monitoraggi, si raccomanda quindi la partecipazione di tali istituzioni alle fasi di monitoraggio sistematico.

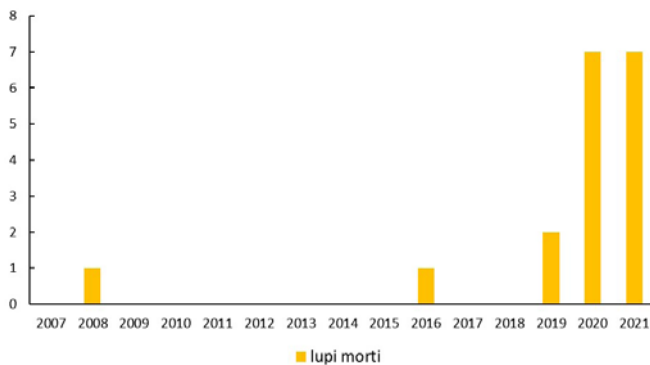


Fig. 8 - Lupi rinvenuti morti in provincia di Trento tra il 2007 e il 2021.
Fig. 8 - Wolves found dead in Trento province between 2007 and 2021.

Ringraziamenti

Si ringrazia: il Servizio Foreste e fauna della PAT con il Settore Grandi Carnivori, ed in particolare: Natalia Bragalanti, Claudio Groff, Matteo Zeni, Paolo Zanghellini, per il supporto continuo nelle varie fasi di organizzazione del monitoraggio, di riordino e integrazione e validazione finale dei dati con quelli raccolti; il personale dei Distretti e Stazioni forestali per il supporto organizzativo e l'attività di monitoraggio; i coordinatori scientifici e i guardaparco dei Parchi naturali Adamello Brenta e Paneveggio e Pale di San Martino; il personale del Parco Nazionale dello Stelvio - Trentino (in particolare Marta Gandolfi, Franco Rizzolli) e quello del Distretto della Val di Sole per tutte le attività di raccolta dei campioni, gestione delle fototrappole e di archiviazione dei dati nel settore di competenza; la coordinatrice Heidi Hauffe e il personale dell'Unità di genomica della conservazione della Fondazione Edmund Mach per le analisi genetiche condotte sui campioni raccolti e per la disponibilità nella fase di formazione degli operatori per quanto riguarda la raccolta dei campioni genetici; il personale tecnico dell'ACT e ai Rettori delle riserve di caccia e cacciatori; alle Associazioni (SAT-CAI, Io non ho paura del lupo, WWF e AIGAE) che, nonostante le non poche difficoltà del periodo, con i loro

volontari hanno reso possibile questo progetto, investendo tempo ed energie per la sua buona riuscita; ai tanti altri cittadini coinvolti nel monitoraggio occasionale e nella segnalazione degli indici di presenza rinvenuti sul territorio al personale competente per l'archiviazione. Infine, ma non per ultimo, un ringraziamento particolare ai colleghi e collaboratori/volontari MUSE della sezione Vertebrati, Biologia della Conservazione, direttamente coinvolti nel monitoraggio sistematico e ad Aaron lemma per il supporto nell'archiviazione dei dati.

Bibliografia

- Bombieri G., Ferraro E., Oberosler V., Pedrini P., Pedrotti L., 2022 - Lo Status del lupo in provincia di Trento (2020-2021). In: Marucco et al. (2022). La popolazione di lupo nelle regioni alpine italiane 2020-2021. Relazione tecnica dell'Attività di monitoraggio nazionale nell'ambito del Piano di Azione del lupo ai sensi della Convenzione ISPRAMITE e nell'ambito del Progetto LIFE 18 NAT/IT/000972 WOLFALPS EU. https://www.lifewolfalps.eu/wp-content/uploads/2022/07/Report-Lupo_PAT_2020_21.pdf
- Groff C., Dalpiaz D., Frapporti C., Rizzoli R., Zanghellini P. (a cura di), 2011 - Rapporto Orso 2010 del Servizio Foreste e fauna della Provincia Autonoma di Trento.
- Groff C., Bragalanti N., Rizzoli R., Zanghellini P. (a cura di) - 2013 - Rapporto Orso 2012 del Servizio Foreste e fauna della Provincia Autonoma di Trento.
- Deflorian M.C., Caldonazzi M., Zanghellini S. & Pedrini P. (a cura di) 2018 - Atlante dei Mammiferi della provincia di Trento. Monografie del Museo delle scienze.
- Marucco F., E. Avanzinelli, B. Bassano, R. Bionda, F. Bisi, S. Calderola, C. Chioso, U. Fattori, L. Pedrotti, D. Righetti, E. Rossi, E. Tironi, F. Truc and K. Pilgrim, Engkjer C., Schwartz M., 2018 - La popolazione di lupo sulle Alpi Italiane 2014-2018. Relazione tecnica, Progetto LIFE12 NAT/IT/00080 WOLFALPS - Azione A4 e D1.
- Marucco F., La Morgia V., Aragno P., Salvatori V., Caniglia R., Fabbri E., Mucci N. e P. Genovesi., 2020 - Linee guida e protocolli per il monitoraggio nazionale del lupo in Italia. Realizzate nell'ambito della convenzione ISPRA-Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare per "Attività di monitoraggio nazionale nell'ambito del Piano di Azione del lupo".
- Stoch F., Genovesi P. (ed.), 2016 - Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: specie animali. ISPRA, Serie Manuali e linee guida, 141/2016.
- Wolf Alpine Group, 2018 - Wolf population status in the Alps: pack distribution and trend in 2015-2016.
- Zimen, E. e Boitani, L., 1975 - Number and distribution of wolves in Italy. *Z. Säugetierkunde* 40: 102-112.

Appendice 1

Il branco della Lessinia: le origini del primo branco delle Alpi centro-orientali

Nei primi mesi del 2012, un lupo maschio di origini dinariche (*Canis lupus lupus*), denominato Slavc (codice di identificazione genetica WSloVR-M01), proveniente da un branco sloveno, entra, dopo un lungo viaggio di oltre 1000 km, nelle Alpi orientali italiane, e si ferma nel Parco Naturale Regionale della Lessinia, tra la provincia di Verona e quella di Trento. Le informazioni riguardanti gli spostamenti di Slavc sono note grazie al fatto che l'esemplare era stato catturato e dotato di radio-collare durante l'estate del 2011 dal gruppo di ricerca sloveno dell'Università di Ljubljana nell'ambito del progetto LIFE SloWolf, che ha reso possibile seguire gli spostamenti di dispersione dell'animale dal branco natale (Figura A1.1).

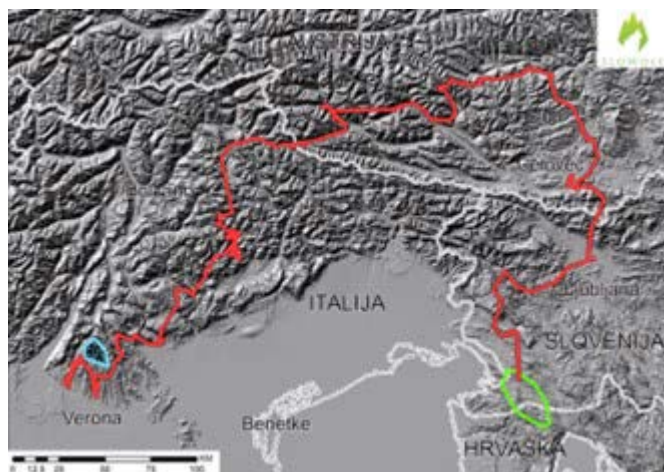


Fig. A1.1 - Ricostruzione del percorso di dispersione di Slavc (in rosso) dal territorio del branco natale di Slavnik (in verde) alla Lessinia veronese (in azzurro) grazie alle localizzazioni inviate dal collare GPS. Fonte: Progetto LIFE SLOWOLF.

Fig. A1.1 - Reconstruction of Slavc's dispersal route (in red) from the territory of Slavnik's native pack (in green) to Lessinia (in blue), made thanks to the localizations sent by the GPS collar.

Source: LIFE SLOWOLF Project.



Fig. A1.2 - Prima testimonianza fotografica della coppia della Lessinia, ripresa grazie ad una fototrappola in loc. Revoltel (Ala, TN) il 4 dicembre 2012. Nella foto, Slavc è ben evidente in primo piano, mentre Giulietta appare in lontananza. Foto: Archivio Servizio Faunistico della Provincia Autonoma di Trento.

Fig. A1.2 - First photographic evidence of the Lessinia wolf pair, taken thanks to a camera-trap in lo. Revoltel (Ala, TN) on Dec. 4, 2012. In the photo, Slavc is clearly evident in the foreground, while Giulietta appears in the distance. Photo: Wildlife Service Archives of the Autonomous Province of Trento

Giunto in Lessinia per naturale dispersione, Slavc incontra una femmina proveniente, sempre per dispersione naturale, dalla popolazione italica (*Canis lupus italicus*), denominata Giulietta (codice di identificazione genetica WVR-F02), che dai primi giorni del 2012 era stata segnalata sul territorio veronese. Nell'agosto 2012, il radiocollare di Slavc smette di funzionare, e la prima conferma, anche genetica, della formazione della nuova coppia la si ha solo a fine ottobre, quando vengono rilevate tracce di due individui su neve e campioni organici in loc. Revoltel (Ala - TN, 30 ottobre 2012). La coppia viene poi ripresa per la prima volta grazie ad una fototrappola, sempre in loc. Revoltel, il 04 dicembre 2012 (Figura A1.2) (Groff et al. 2013).

Tab. A1.1 - Numero minimo di cuccioli di lupo accertati per il branco di Slavc e Giulietta tra il 2012 e il 2021.

Tab. A1.1 - Minimum number of wolf pups documented for the Slavc and Giulietta pack between 2012 and 2021

Anno	Numero DI CUCCIOLI
2013	2
2014	7
2015	7
2016	6
2017	5
2018	2
2019	1
2020	7
2021	5

La prima riproduzione della coppia avviene l'anno successivo, nel 2013, con la nascita di almeno due piccoli. Tra il 2013 e il 2021, la coppia ha prodotto almeno 42 cuccioli (in Tabella A1.1 le cucciolate documentate per ciascun anno di presenza). Come dimostrato dall'ultima riproduzione, la coppia, nonostante l'età avanzata per la specie in natura (si stima che Slavc abbia raggiunto l'età di 12 anni), è tuttora attiva e riproduttiva sul territorio.



Articolo / Article

Trentino Living Atlas: la biodiversità a portata di “click”

Chiara Fedrigotti^{*1}, Sonia Endrizzi^{*1}, Aaron Iemma¹, Maria Chiara Deflorian¹, Daniele Bassan²,
 Marcello Scutari², Paolo Pedrini¹

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

² Servizio sviluppo sostenibile e aree protette della Provincia Autonoma di Trento, Via Romano Guardini, 75 – 38121 Trento.

Parole chiave

- Biodiversità
- Open data
- WebGIS
- Natura 2000
- Provincia di Trento

Riassunto

In un'epoca come quella attuale, segnata da una profonda crisi degli ecosistemi e delle specie, la facilità di accesso ai “dati di biodiversità” rappresenta un fattore non trascurabile nello sviluppo di strategie di conservazione mirate ed efficaci. Allo stesso modo, emerge la necessità di superare la frammentazione delle informazioni dovuta alle diverse modalità di raccolta, per una più agevole armonizzazione e un più proficuo utilizzo dei dati. Il presente contributo intende illustrare l'esperienza maturata in questi anni in Trentino, dove il Servizio Sviluppo Sostenibile e Aree Protette della Provincia Autonoma di Trento (PAT), in collaborazione con i principali Enti che nel territorio si occupano dello studio della biodiversità, ha promosso la realizzazione di un nuovo portale per la condivisione dei dati naturalistici: il *Trentino Living Atlas* (TLA). L'architettura, interamente basata su software *open source*, si rivolge ad un'ampia platea di destinatari, che va dalle strutture responsabili della gestione del territorio, ai ricercatori, ai tecnici incaricati di elaborare valutazioni di incidenza, fino alla cittadinanza interessata ad ottenere maggiori informazioni sulla distribuzione e lo stato di conservazione delle specie. Le funzionalità sviluppate favoriscono una consultazione dei dati archiviati semplice ed intuitiva, bilanciando le necessità di condivisione delle informazioni con quelle di protezione dei dati sensibili.

Key words

- Biodiversity
- Open data
- WebGIS
- Natura 2000
- Province of Trento

Summary

In a time where we have to face ecosystems collapse and species crisis, easy access to biodiversity data is a non-negligible factor in the development of targeted and effective conservation strategies. In this framework, overcoming data fragmentation due to diverse data collection methods is a challenging goal, as it is to make data harmonization easier and their usage more fruitful. This paper illustrates the experience gained in recent years in Trentino, where the local Servizio Sviluppo Sostenibile e Aree Protette (*Sustainable Development and Protected Areas Service*), in collaboration with the main bodies involved in the study of biodiversity in the area, has promoted the creation of a new portal to mobilise naturalistic data: the *Trentino Living Atlas* (TLA). The technical architecture, entirely based on open-source software, is intended for a variety of users, from public administrator, to researchers, technicians responsible for environmental assessment, up to citizens interested in obtaining trusted data about species presence and distribution. Several functionalities and tools have been developed to allow a user-friendly approach to the portal, with a balance between data accessibility and security in mind.

* Autore corrispondente:
 e-mail: chiara.fedrigotti@muse.it;
 sonia.endrizzi@muse.it

Introduzione

La condivisione dei dati naturalistici

Nonostante gli sforzi intrapresi negli ultimi decenni, la biodiversità del nostro pianeta continua a diminuire ad un tasso allarmante. In Europa, l'ultimo report sullo "Stato della Natura" riporta come meno della metà delle specie di uccelli goda di un buono stato di conservazione, così come solamente il 14% degli habitat e il 27% delle altre specie (European Environment Agency 2020). Le ragioni di questo declino sono da ricercarsi in una molteplicità di fattori, quasi sempre legati alle attività umane. Tra le principali cause della cosiddetta "sesta estinzione di massa" ritroviamo infatti la perdita di habitat, il sovrasfruttamento delle risorse, l'inquinamento, l'introduzione di specie alloctone e il cambiamento climatico (Jaureguiberry et al. 2022).

In un quadro così complesso, la necessità di integrare le informazioni provenienti da più discipline e a diverse scale spazio-temporali emerge in tutta la sua urgenza, così come appaiono evidenti i vantaggi derivanti da una maggiore accessibilità a dati affidabili e di alta qualità nel migliorare le nostre conoscenze (Farley et al. 2018) e nell'attuare politiche di conservazione più efficaci (Buchanan et al. 2020). La condivisione dei dati favorisce inoltre una razionalizzazione delle attività di monitoraggio, l'armonizzazione dei dati, la riproducibilità e la verifica dei risultati scientifici (von Wettberg & Khoury 2022).

Al di là degli indubbi vantaggi per la ricerca scientifica, il diritto di accesso alle informazioni ambientali (definite come qualsiasi dato disponibile in forma scritta, visiva, sonora, elettronica o in qualunque altra forma concernente l'ambiente) è un principio previsto da uno specifico apparato normativo che dalla Convenzione di Aarhus del 1998 "sull'accesso alle informazioni, la partecipazione dei cittadini e l'accesso alla giustizia in materia ambientale" arriva al d.lgs 195/2005, attuazione della Direttiva 2003/4/CE sull'accesso del pubblico all'informazione ambientale.

Tecnologie a supporto della condivisione

Una soluzione alle necessità sopra riportate arriva dalla possibilità di organizzare la varietà di banche dati esistenti in sistemi non ridondanti ed ottimizzati (database relazionali), accessibili tramite interfacce web. Oggi esistono numerosi portali dedicati all'archiviazione e visualizzazione delle osservazioni naturalistiche realizzati grazie al supporto di diverse agenzie pubbliche, istituzioni e Paesi (Figura 1).

Encyclopedia of life (<https://eol.org/>), *Biodiversity Information System for Europe* (<https://biodiversity.europa.eu/>) e *Global Biodiversity Information Facility* (<https://www.gbif.org/>) sono solo alcuni esempi delle iniziative di maggior successo in questo settore.

Per quanto gli scopi e l'estensione di tali progetti possano differire, ognuno di essi è accomunato dalla disponibilità di un'interfaccia grafica in grado di facilitare la consultazione, la visualizzazione spaziale e in molti casi l'utilizzo dei dati archiviati nei database di riferimento, regolarmente aggiornati e rispondenti a specifici standard.

Il presente contributo intende presentare e analizzare la struttura di uno di questi portali recentemente implementati: il *Trentino Living Atlas* (TLA), dedicato alla condivisione dei dati naturalistici della provincia di Trento, con particolare riferimento alle specie e habitat della Rete Natura 2000.

Alle origini di un'idea: la banca dati del Progetto Life T.E.N.

Il primo tentativo di sistematizzazione e armonizzazione delle informazioni relative ad habitat e specie per la provincia di Trento prende avvio nell'ambito dell'Azione A1 del progetto LIFE11/NAT/IT/000187 "T.E.N. - Trentino Ecological Network" (2013-2017; Figura 2), 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>).

La proposta nasceva dalla volontà di superare i limiti derivanti dalla frammentazione e isolamento dei dataset costruiti negli anni in maniera indipendente dalle diverse realtà che a vario titolo conducevano studi e ricerche naturalistiche sul territorio provinciale. Il quadro che si era andato delineando era infatti caratterizzato da dati altamente eterogenei (in termini di formato, sistemi di riferimento, metodologia di rilievo, ecc.), ridondanti, scarsamente interoperabili e accessibili e da elevati costi di gestione dei relativi sistemi informatici.

A tal fine, l'Azione A1 prevedeva:

- la realizzazione di una banca dati unitaria su specie e habitat di interesse comunitario (Natura 2000) presenti in Trentino;
- lo sviluppo di un'interfaccia per l'interrogazione della banca dati e l'estrapolazione di informazioni di carattere gestionale/applicativo (WebGIS);
- la stesura di un manuale di utilizzo dell'interfaccia per l'aggiornamento, la consultazione e la gestione della banca dati;
- la stipula di accordi per la fornitura dei dati con gli Enti che localmente si occupano di ricerche naturalistiche per un quadro il più completo e aggiornato possibile.

Al termine del progetto, tutte le maggiori realtà provinciali impegnate nello studio e documentazione della natura (MUSE, Fondazio-

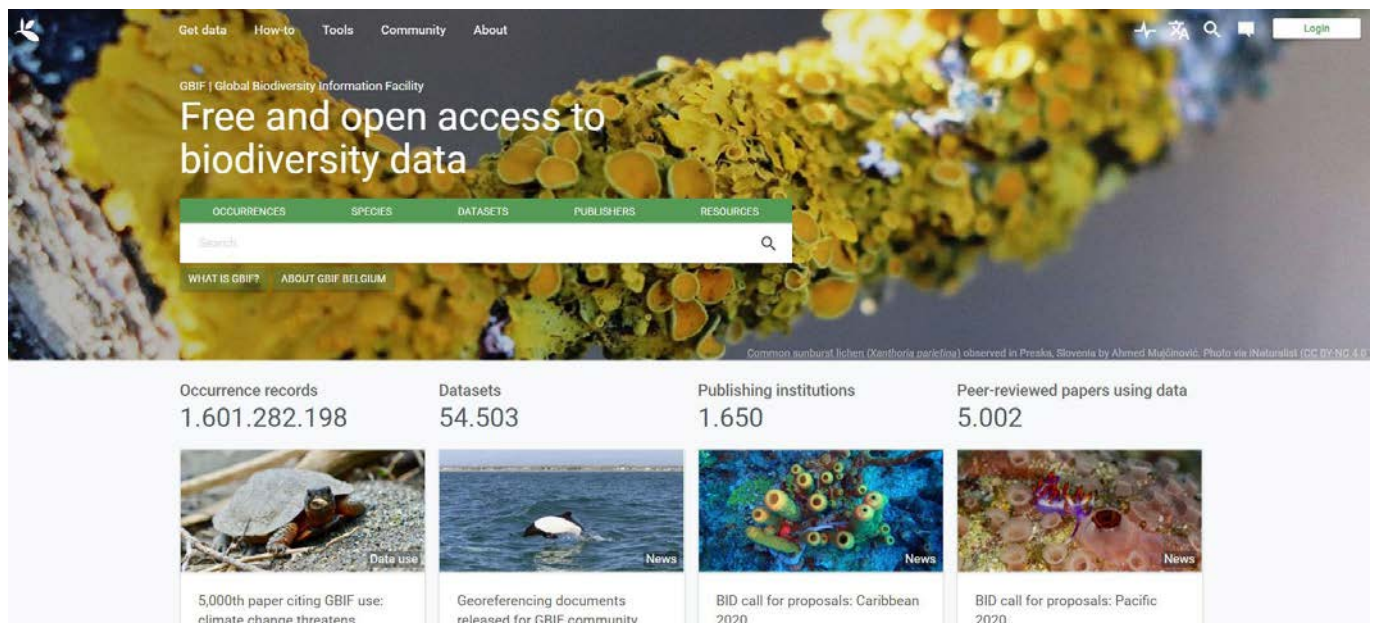


Fig. 1 - L'home page del portale GBIF, una delle maggiori piattaforme per l'accesso ai dati di biodiversità di tutto il mondo (>2,5 miliardi di osservazioni a dicembre 2023; www.gbif.org) / **Fig. 1** - GBIF home page, one of the largest platforms to access biodiversity data worldwide (>2.5 billion observations as of December 2023; www.gbif.org).

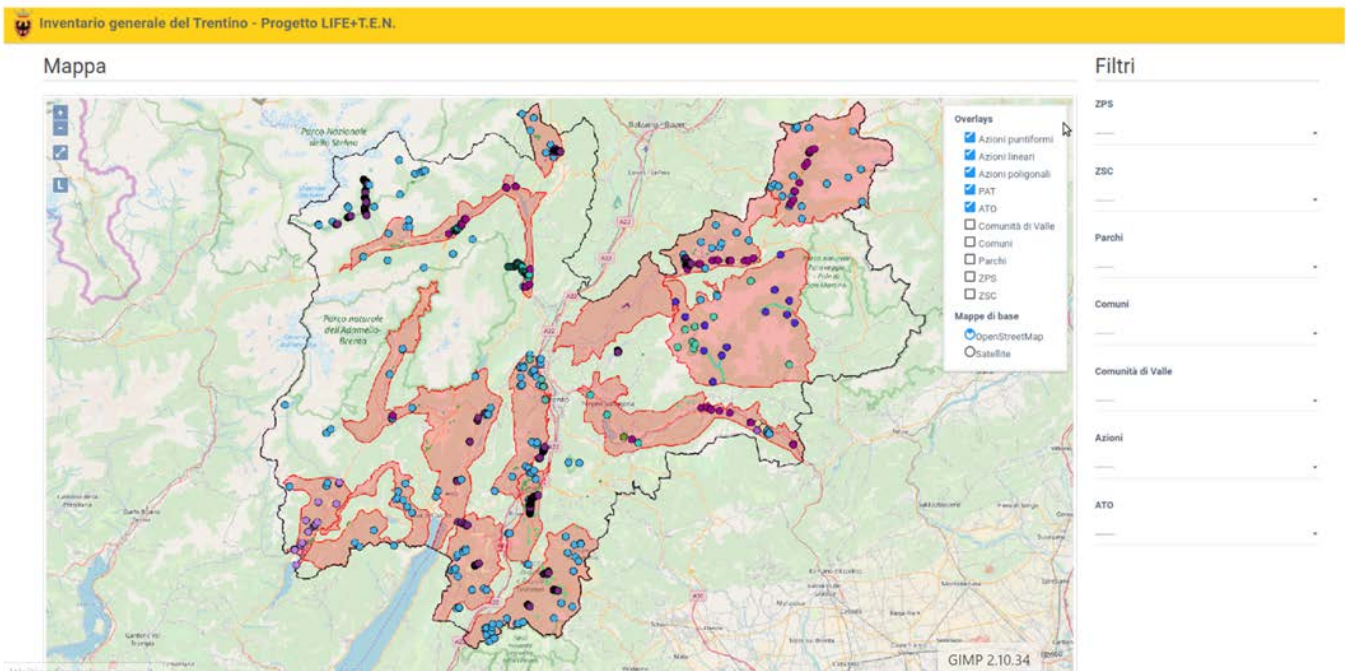


Fig. 2 - L'interfaccia della prima banca dati realizzata nell'ambito del progetto LIFE+ T.E.N. FONTE: Manuale d'utilizzo del WebGIS dell'inventario generale Trentino / **Fig. 2** - The interface of the first database created under the LIFE+T.E.N. project (source: Trentino General Inventory WebGIS User's Guide).

ne Museo Civico di Rovereto, Parco Naturale Adamello Brenta, Parco Naturale Paneveggio-Pale di San Martino, Fondazione Edmund Mach e naturalmente i Servizi provinciali incaricati) avevano aderito alla banca dati tramite la sottoscrizione di un opportuno accordo che definiva il quadro normativo e i principi di proprietà, protezione e utilizzo dei dati oltre all'impegnando di aggiornare periodicamente la banca dati secondo lo standard di trasmissione previsto. Così facendo, al termine del progetto 57 dataset arricchivano il database con dati riguardanti flora e fauna del Trentino.

Materiali e metodi

Il nuovo portale del Trentino Living Atlas

Per quanto la piattaforma realizzata nell'ambito del Life+ T.E.N. rappresentasse già un buon punto di partenza, gli sviluppi tecnologici intercorsi negli ultimi anni offrivano la possibilità di migliorare ulteriormente il prodotto, sia in termini di integrazione tra database e Web-

GIS, sia di intuitività e semplicità di utilizzo dell'interfaccia. Da qui l'idea di intraprendere un aggiornamento complessivo del sistema di gestione della banca dati e un ampliamento dei suoi contenuti divulgativi, con l'obiettivo di allargare la platea di possibili utenti.

Nel 2023, le premesse del *Trentino Living Atlas* si concretizzano nel lancio del nuovo sito web dedicato (www.tla.muse.it; Figura 3).

L'architettura informatica ricalca quella di un WebGIS dotato di un sistema sofisticato basato sul controllo e la gestione efficace dei dati spaziali e articolato in tre livelli di organizzazione fondamentali:

- *Sistema di gestione dei dati*: costituisce il "nucleo informativo" del WebGIS. Si tratta di un database robusto, progettato per immagazzinare grandi quantità di dati. La sua affidabilità è cruciale per garantire che i dati non vengano corrotti, specialmente in situazioni critiche come interruzioni impreviste durante le operazioni di scrittura. Il sistema deve inoltre fornire un accesso rapido e semplice ai dati, inclusa la capacità di gestire interrogazioni basate su dati geografici.

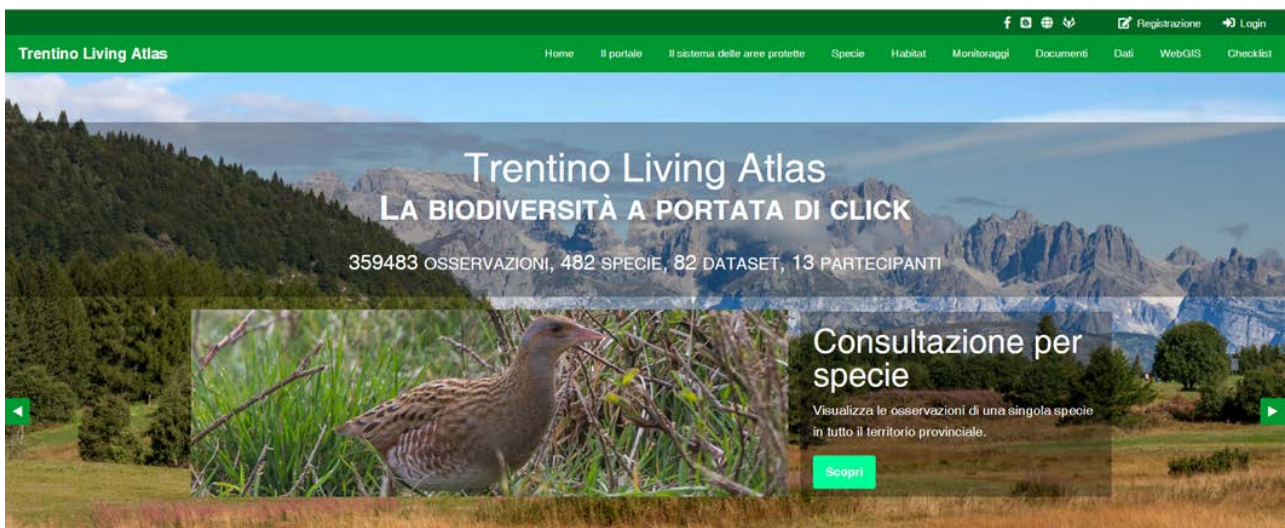


Fig. 3 - L'home page del nuovo portale Trentino Living Atlas (www.tla.muse.it). / **Fig. 3** - The home page of the new Trentino Living Atlas portal (www.tla.muse.it).

- *Framework di gestione*: è la componente che si occupa della gestione degli utenti e dei permessi, così come della presentazione dei dati del database in un formato adatto per l'uso nelle pagine web. Questo strato funge da intermediario tra il database sottostante e l'interfaccia utente finale.
- *Interfaccia web dinamica*: è lo strato più superficiale dell'intera struttura. Le pagine web del WebGIS sono generate dinamicamente, personalizzate in base ai contenuti richiesti dall'utente. Queste pagine fungono da interfaccia visiva per un'interazione semplificata con i dati spaziali.

Il sistema di gestione dei dati

La struttura del database si basa sulla separazione logica di diverse entità chiave, rispecchiando lo standard Darwin Core (Wieczorek et al. 2012) per i dati sulla biodiversità. Le tabelle principali sono essenzialmente quattro:

- *Osservazioni*: il cuore del sistema, dove vengono registrate le osservazioni di specie di piante e animali. Include campi per identificatori univoci, date e luoghi di osservazione, identificazioni tassonomiche-specifiche, e altri dati ecologici e biologici essenziali. L'uso di PostGIS aggiunge capacità geospaziali a questi dati, permettendo *query* complesse basate, ad esempio, sulla localizzazione delle osservazioni.
- *Tassonomia*: implementata con una struttura ad albero (quindi, con autoriferimenti interni alla tabella stessa), gestisce la classificazione gerarchica delle tassonomie, da regni a specie. Consente di effettuare ricerche efficienti e di rappresentare le relazioni parentela tra le entità tassonomiche, facilitando *query* complesse sulla tassonomia e l'aggregazione dei dati a vari livelli della gerarchia.
- *Metadati dei dataset*: documenta i metadati associati ai singoli *dataset* di osservazione. Include informazioni sull'origine dei dati, la metodologia di raccolta, le condizioni d'uso, i contatti per gli autori o i custodi dei dati e qualsiasi altro metadato essenziale per interpretare correttamente i dati delle osservazioni. I metadati sono fondamentali per garantire la trasparenza, la riproducibilità e l'uso corretto dei dati.
- *Istituzioni fornitrici*: tiene traccia delle istituzioni che forniscono i dati di osservazione. Può includere campi per i nomi delle istituzioni, i contatti, gli indirizzi e le informazioni di accesso. Questa separazione consente di gestire le relazioni tra i dataset e le loro fonti, facilitando l'attribuzione e il riconoscimento del contributo delle diverse organizzazioni.

Framework di gestione

Il software è basato su un modello MTV (*Model-Template-View*), capace di separare le componenti di gestione, visualizzazione dei dati e controllo degli accessi secondo il seguente schema:

- Il *model*, che aiuta nella gestione del database, è gestito dal *software PostgreSQL*, una architettura database che permette di ridurre le ridondanze, evita di inserire dati sintatticamente incoerenti e migliora la velocità di accesso alle informazioni. L'estensione *PostGIS* aggiunge supporto per la gestione di dati geospaziali, consentendo a *PostgreSQL* di funzionare come un database per applicazioni GIS. *PostGIS* implementa lo standard *Simple Features* (OGC 2011), permettendo di effettuare complesse analisi spaziali e operazioni geometriche direttamente sul database (Obe & Hsu 2015).
- Il *template*, che descrive come i dati vanno mostrati nelle pagine web, avvalendosi di varie librerie JavaScript, con particolare enfasi su *React* e *OpenLayers*, per creare un'interfaccia utente interattiva (cfr. paragrafo *L'interfaccia*).
- La *view*, che provvede alla gestione dei dati, costruzione delle URL e molto altro, è affidata a *framework Django*, che dispone la logica per sapere a quali dati accedere tramite il *model* e delega la formattazione della risposta ai *template*, assicurando la fluidità e l'efficienza dell'intero sistema. Django è un *framework web* ad alto livello scritto in linguaggio *Python* che promuove lo sviluppo rapido e la progettazione pulita. Integrato con *Django Rest Framework* (DRF), un toolkit potente e flessibile per costruire

API (*Application Programming Interface*, ovvero, interfacce che permettono alle applicazioni di interagire tra loro), fornisce una soluzione efficace per la gestione dei dati lato server e l'interfacciamento con il database *PostgreSQL/PostGIS*. DRF supporta inoltre l'autenticazione degli utenti, la serializzazione - ovvero, la conversione utile ad un più facile salvataggio e trasmissione delle informazioni in un flusso di byte - dei dati geospaziali e la personalizzazione delle risposte (Fielding 2000; Richardson et al. 2013).

L'interfaccia

La struttura di visualizzazione del portale è affidata ad un ulteriore pacchetto di programmi:

OpenLayers: è una libreria JavaScript *open source* per la visualizzazione di mappe su pagine web. Supporta diversi formati e protocolli di dati geospaziali, consentendo l'integrazione di mappe dinamiche interattive nell'interfaccia utente dell'applicazione. Attraverso *OpenLayers*, gli utenti possono interagire con i dati geospaziali, eseguire zoom, panning (spostamento dell'inquadratura) e altre operazioni di mappa, rendendolo uno strumento essenziale nel contesto WebGIS (Hazard 2011).

React e Django Wagtail: React è una libreria JavaScript per costruire interfacce utente, sviluppata da Meta. Utilizzata per il *frontend* del portale, facilita la creazione di componenti della interfaccia utente reattivi e dinamici. *Django Wagtail*, un sistema di gestione dei contenuti (*Content Management System*, CMS) *open source* basato su Django, è invece utilizzato per la gestione dei contenuti dell'applicazione. Offre un'interfaccia utente pulita e intuitiva per la creazione e gestione di contenuti web, integrandosi perfettamente con Django per offrire un'esperienza utente coesa senza richiedere specifiche competenze di programmazione.

Questa architettura non solo migliora l'esperienza degli utenti finali attraverso interfacce utente intuitive e performanti, ma offre anche agli sviluppatori un sistema coerente per la costruzione di applicazioni WebGIS personalizzate. La separazione tra logica applicativa, gestione dei dati e presentazione dei contenuti, seguendo i principi del design software moderno, rende il sistema facilmente estendibile e manutenibile.

La scelta del software open source

Come già sottolineato, l'architettura del sistema WebGIS qui descritta impiega esclusivamente tecnologie *open source*, un aspetto che non solo enfatizza la versatilità e l'efficacia di tali strumenti nello sviluppo di soluzioni complesse, ma riflette anche una filosofia più ampia riguardante la condivisione della conoscenza, la collaborazione e la sostenibilità. Il software *open source* invita infatti ad una collaborazione globale, con sviluppatori che contribuiscono al codice, alla documentazione e al supporto.

Questa collaborazione può accelerare l'innovazione, poiché le funzionalità possono essere rapidamente sviluppate, testate e implementate da una comunità vasta e diversificata. Inoltre, l'accessibilità del codice sorgente permette agli sviluppatori di apprendere da progetti esistenti, adattare soluzioni a nuovi contesti e superare le sfide tecniche in modi creativi.

L'utilizzo di software *open source* riduce significativamente i costi associati allo sviluppo di sistemi informativi geografici. Eliminando le licenze software onerose, le organizzazioni possono allocare risorse finanziarie a altri aspetti critici del progetto, come lo sviluppo di funzionalità personalizzate, l'acquisto di hardware o la formazione del personale.

Questo rende la tecnologia GIS più accessibile a Enti governativi, organizzazioni non profit, istituti di ricerca e piccole imprese, democratizzando l'accesso a strumenti potenti per l'analisi e la visualizzazione dei dati. Inoltre, i progetti *open source* sono meno suscettibili a diventare obsoleti o a interrompersi a causa della chiusura di un'azienda o del cambiamento delle sue priorità commerciali. La comunità può continuare a sviluppare e mantenere il software anche se l'entità originale cessasse di esistere. Questo fornisce una maggiore sicurezza a lungo termine per gli investimenti in tecnologia e riduce la dipendenza da fornitori specifici.

HOME / SPECIE

Specie

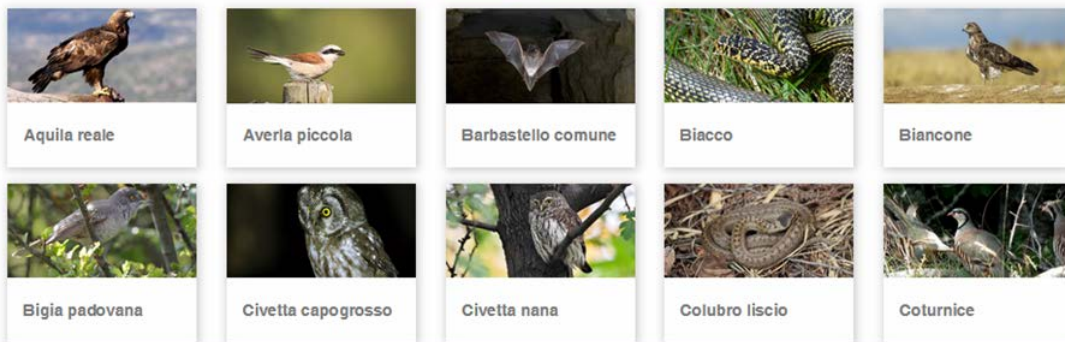
Fra le specie che compongono la biodiversità del Trentino meritano particolare attenzione e maggior tutela gli animali e le piante la cui conservazione è ritenuta a maggior rischio. Le principali minacce a fauna e flora sono legate all'alterazione e alla scomparsa degli habitat di elezione, all'impatto delle attività umane, alla presenza di specie aliene.


In Europa, la Direttiva Habitat 92/43/CEE rappresenta il principale strumento normativo per la loro salvaguardia. Esplora questa pagina e scopri alcune delle specie elencate nell'Allegato II e IV della direttiva, dichiarate di interesse comunitario. Con il simbolo dell'asterisco (*) vengono indicate le specie di interesse *prioritario*, quelle cioè per cui la Comunità Europea ha una responsabilità particolare nel garantire il raggiungimento di uno stato di conservazione *soddisfacente*.

Cerca una specie

Filtra lista specie per tag

ANFIBI ANIMALI HABITAT-ALL2 HABITAT-ALL2 PRIOR HABITAT-ALL4
MAMMIFERI RETTLI UCCELLI UCCELLI-ALL1





Biacco

Nome scientifico: *Hierophis viridiflavus*
 Numero osservazioni: 574
 Presente in 36 aree protette e 18 habitat

Liste Rosse

- Italiana: LC (Least Concern - Minor preoccupazione)
- Internazionale: LC (Least Concern - Minor preoccupazione)

Protezione internazionale



Stato di conservazione

La distribuzione del Biacco comprende l'estrema porzione nord-orientale della Spagna, la Bretagna meridionale e gran parte della Francia centrale e meridionale, inclusa la Corsica, il Lussemburgo, la Svizzera meridionale, la Slovenia sud-occidentale, le aree costiere della Croazia e alcune sue isole, tutta l'Italia (comprese la Sardegna, la Sicilia e la maggior parte delle isole minori) e Malta. La spiccata termofilia del biacco è riflessa nella sua

Fig. 4 - Alcuni screenshot tratti dalla sezione Specie del TLA: la "galleria" con le specie Natura 2000 e una scheda di approfondimento relativa al Biacco (*Hierophis viridiflavus*; www.tla.muse.it) / **Fig. 4** - Screenshots from the Species section of TLA: the "gallery" with Natura 2000 species and a fact sheet related to the green whip snake (*Hierophis viridiflavus*).

Risultati


La complessità dell'infrastruttura sopra descritta si traduce in una molteplicità di pagine e funzionalità. All'interno del sito possiamo distinguere due sezioni principali: una di tipo didascalico-divulgativo e una dedicata alla consultazione e interrogazione dei dati.

I contenuti descrittivi

Con l'intenzione di creare un prodotto destinato anche al pub-

blico generico, rispetto alla prima versione, il TLA è stato arricchito con numerose informazioni riguardanti la biodiversità e le aree protette del Trentino. La pagina *Specie* riporta ad esempio una galleria delle specie di fauna e flora delle Direttive Habitat e Uccelli (Figura 4), che a loro volta rimandano a schede di approfondimento contenenti dettagli relativi al loro stato di conservazione, all'ecologia, alla fenologia e distribuzione nel territorio. Una mappa dinamica delle osservazioni relative alla specie completa la scheda, consentendo di filtrare i dati per area protetta o per Rete di Riserve.

HOME / MONITORAGGI / AVIFAUNA DEGLI AMBIENTI PRATIVI



Avifauna degli ambienti prativi

Anno inizio: 2013

Ripetuto?

Unità di monitoraggio: 123

Descrizione

Il monitoraggio è svolto in 15 aree campione, rappresentative delle principali aree prative e pascolate del Trentino, nelle quali sono stati identificati 123 transetti lineari di 200 m lungo i quali gli uccelli sono censiti in un intorno al transetto di 100 m. Le aree campione sono visitate più volte nel corso della stessa stagione, tra i mesi di maggio e luglio, e in anni diversi. Ogni contatto con un individuo appartenente alle specie "focali" degli ambienti prativi/pascolati è annotato con dettagli su età e/o sesso dell'individuo ed eventuali comportamenti riproduttivi utili a determinare il numero effettivo di coppie/territori presenti nell'unità di campionamento e quindi la densità della specie. L'attività ha l'obiettivo di valutare lo stato di conservazione delle comunità ornitiche nidificanti e dei loro habitat con particolare riguardo alle specie minacciate, secondo la Lista Rossa degli Uccelli e delle specie di rilevante valore ecologico e conservazionistico definite nell'Azione A8 Life+T.E.N., oltre a individuare i principali fattori di minaccia per l'elaborazione di

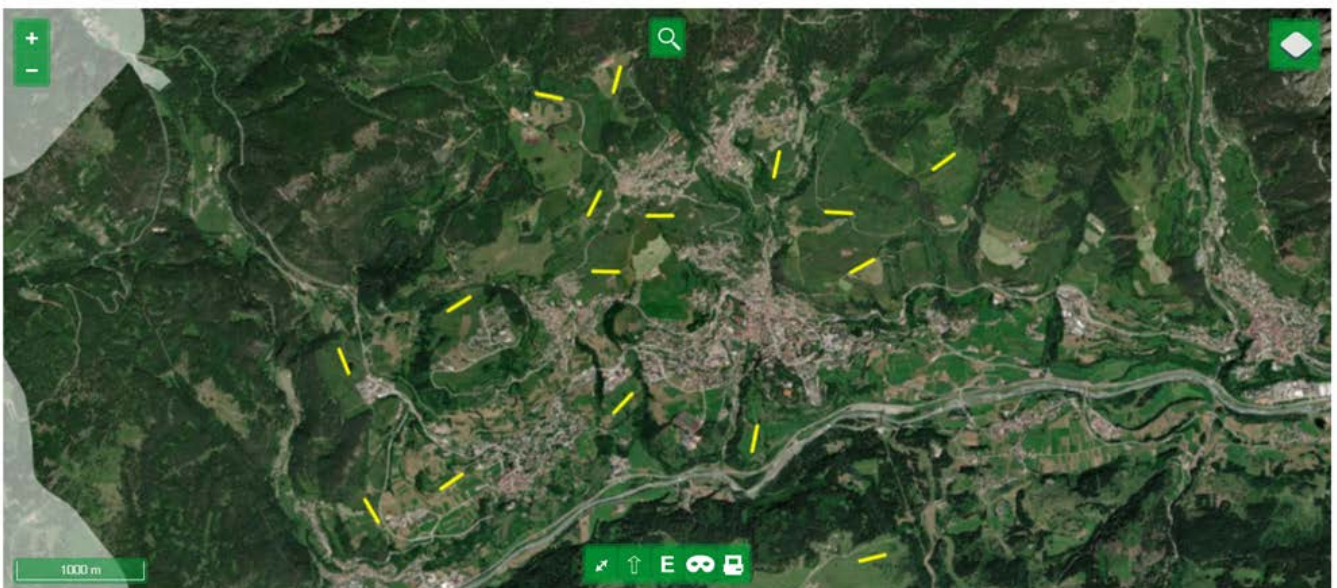


Fig. 5 – Scheda descrittiva del monitoraggio dedicato all'avifauna degli ambienti prativi, con illustrazione delle unità di campionamento. / **Fig. 5** – Fact sheet about grasslands birds monitoring program, with sampling units shown as a map.

Stesso risultato si ottiene consultando la sezione *Habitat*, dove l'utente può conoscere la distribuzione e la localizzazione delle tipologie di habitat elencati nell'Allegato I della Direttiva Habitat nella provincia.

L'esplorazione dell'etichetta *Monitoraggi* permette invece di conoscere l'articolato programma di indagini implementato in provincia per garantire la sorveglianza dello stato di conservazione delle specie delle direttive, con specifiche relative alle tecniche utilizzate per la raccolta delle osservazioni, la durata nel tempo e la localizzazione delle unità di campionamento (Figura 5). Ampio spazio è infine dedicato alla presentazione del sistema delle aree protette del Trentino e al progetto più in generale, definendone scopi, realtà associate e utilità.

Consultazione e interrogazione

Le operazioni di consultazione dei dati sono affidate per lo più alle sezioni dinamiche identificate dalle etichette *WebGIS* e *Checklist*. La prima consente di operare interrogazioni per diverse categorie tassonomiche tramite inserimento nella barra di ricerca. Alle osservazioni mostrate possono inoltre essere applicati svariati filtri, anche temporali, permettendo ad esempio all'utente di discriminare tra mesi o annate differenti (Figura 6). Altre informazioni riportate riguardano gli habitat in cui la specie è stata segnalata, il numero totale di osservazioni, le aree protette interessate dalla sua presenza

Tab. 1 – Criteri adottati per determinare la sensibilità di una specie rispetto alla divulgazione dei punti di osservazione precisi / **Tab. 1** – Criteria adopted to determine the sensitivity of a given species with respect to the dissemination of precise observation points

Parametro	Definizione
Rischio di danno	Verifica se il taxon può essere interessato da attività umane dannose.
Impatto del danno	Considera quanto il taxon è suscettibile all'impatto derivante dalle attività umane dannose.
Sensibilità	Valuta se la diffusione del dato può aumentare la probabilità che il taxon possa venire danneggiato.

e il dataset di riferimento.

Diversa è invece la funzionalità della "checklist", che restituisce una lista completa delle specie e degli habitat osservati all'interno di un'area definita (es. Comune, area protetta) oppure di un poligono caricato nei formati KML, GeoJSON, o GPX, o disegnato direttamente sulla mappa (Figura 7). In entrambi i casi, l'utente ha la possibilità di scaricare i dati originati dalla richiesta in formato XLS o CSV.

Tab. 2 – Tipologia di griglia visualizzata a seconda della categoria di sensibilità della specie / **Tab. 2** – Grid type displayed by species sensitivity.

Categoria	Sensibilità	Visualizzazione
1	Il taxon ha grande significato biologico, è gravemente minacciato dall'utilizzazione umana o da malattie o altre minacce note per cui anche informazioni generali sulla localizzazione possono comprometterne la sopravvivenza. È possibile che il rilascio anche di una parte delle informazioni causi danni irreparabili all'ambiente o agli individui.	Dato non identificabile geograficamente
2	Il taxon ha caratteristiche per cui una localizzazione più precisa che quella con maglie di 10 km lo sottoporra a minacce come disturbo o sfruttamento, e/o i dati contengono informazioni estremamente sensibili il cui rilascio porterà a estremi danneggiamenti a individui o all'ambiente.	Griglia 10x10 km
3	Il taxon ha sensibilità media e la localizzazione precisa lo esporrebbe alla minaccia di raccolta o danneggiamento deliberato, e/o i dati contengono informazioni sensibili il cui rilascio potrà portare a danneggiamenti di individui o dell'ambiente.	Griglia 5x5 km
4	Il taxon ha sensibilità medio-bassa e la localizzazione precisa lo esporrebbe alla minaccia di disturbo e sfruttamento, e/o i dati contengono informazioni sensibili il cui rilascio porterà a danneggiamenti di individui o dell'ambiente. Dati dettagliati possono essere rilasciati a soggetti autorizzati.	Griglia 1x1 km
5	Il taxon ha sensibilità bassa e la diffusione di localizzazioni precise difficilmente lo renderà soggetto a minacce significative. Allo stesso modo il rilascio dei dati non porterà a danni all'ambiente o alle persone. I dati possono essere diffusi pubblicamente senza restrizioni.	Localizzazione precisa*

(*) Visualizzazione prevista solo per gli utenti con autorizzazioni di accesso superiori.

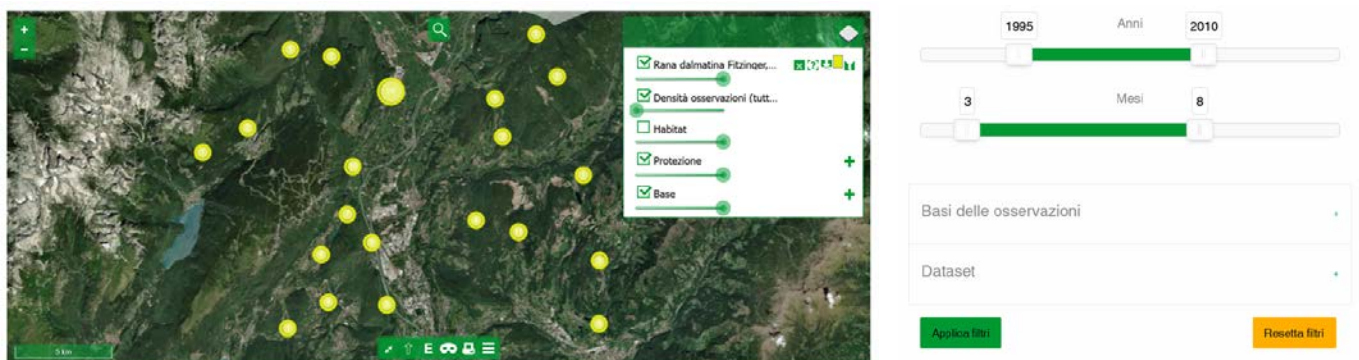
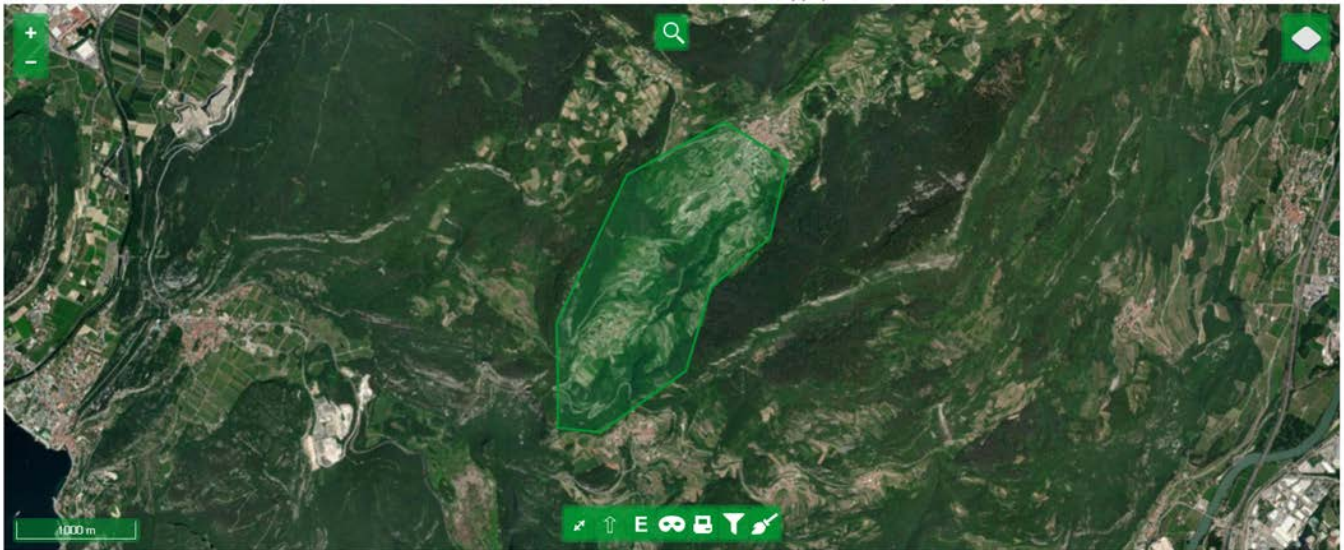


Fig. 6 – Sulla sinistra, la visualizzazione dei dati nel WebGIS generale; sulla destra un esempio di applicazione del filtro temporale. / **Fig. 6** – On the left, data as they are displayed on the WebGIS page; on the right, an example of the application of the temporal filter on the same page.



Classe	Specie	N. specie
Amphibia	Salamandra pezzata - <i>Salamandra salamandra</i>	1
Aves	Averta piccola - <i>Lanius collurio</i> , Balestruccio - <i>Delichon urbicum</i> , Ballerina bianca - <i>Motacilla alba</i> , Capinera - <i>Sylvia atricapilla</i> , Cardellino - <i>Carduelis carduelis</i> , Chloris chloris, Cinciallegra - <i>Parus major</i> , Codiroso - <i>Phoenicurus phoenicurus</i> , Codiroso spazzacamino - <i>Phoenicurus ochruros</i> , Corvo imperiale - <i>Corvus corax</i> , <i>Corvus cornix</i> , Cuculo - <i>Cuculus canorus</i> , Fringuello - <i>Fringilla coelebs</i> , Garrulus glandarius, Linaria cannabina, Lui bianco - <i>Phylloscopus bonelli</i> , Lui piccolo - <i>Phylloscopus collybita</i> , Merlo - <i>Turdus merula</i> , Nibbio bruno - <i>Milvus migrans</i> , Passera mattugia - <i>Passer montanus</i> , <i>Passer italiae</i> , Periparus ater, Pettiroso - <i>Erithacus rubecula</i> , Picchio cenerino - <i>Picus canus</i> , Pispola - <i>Anthus pratensis</i> , Poiana - <i>Buteo buteo</i> , Prispolone - <i>Anthus trivialis</i> , Rondine - <i>Hirundo rustica</i> , Rondone - <i>Apus apus</i> , Saxicola rubicola, Scricciolo - <i>Troglodytes troglodytes</i> , Torcicollo - <i>Jynx torquilla</i> , Tordela - <i>Turdus viscivorus</i> , Tordo bottaccio - <i>Turdus philomelos</i> , Verzellino - <i>Serinus serinus</i> , Zigolo giallo - <i>Emberiza citrinella</i>	36
Mammalia	Capriolo - <i>Capreolus capreolus</i> , Scoiattolo - <i>Sciurus vulgaris</i> , Talpa europaea, Volpe - <i>Vulpes vulpes</i>	4
Reptilia	Biacco - <i>Hierophis viridiflavus</i> , Ramarro occidentale - <i>Lacerta bilineata</i>	2

Fig. 7 – Un esempio di utilizzo della funzione "checklist", mediante il tracciamento di un'area a schermo. In basso, l'output grezzo prodotto / **Fig. 7** – An example of the use of the "checklist" function, which in this case works by drawing an area on the screen. Below is the raw output produced.

La protezione dei dati sensibili

Gli aspetti fin qui analizzati hanno evidenziato le enormi potenzialità e gli indubbi vantaggi derivanti dalla condivisione delle osservazioni su habitat e specie. Il tema del libero accesso ai dati, tuttavia, porta inevitabilmente a delle riflessioni riguardanti la protezione dei contenuti sensibili. Nel caso qui presentato la criticità interessa tutti quei dati riguardanti specie o habitat di particolare interesse conservazionistico o in cattivo stato di conservazione, la cui diffusione potrebbe tradursi in un aumentato rischio di disturbo o danneggiamento dell'elemento in questione.

Come già avvenuto per altre piattaforme simili, anche per il TLA si è provveduto all'adozione di una specifica procedura finalizzata alla determinazione del grado di sensibilità dei dati divulgati. Il metodo mutua quello impiegato dalla banca dati di GBIF (Chapman, 2020), precedentemente citata. La verifica della delicatezza del dato si basa su una serie di domande che vanno ad indagare tre diversi aspetti in grado di influenzare il grado di sensibilità: il rischio di danno, l'impatto del danno e la sensibilità (Tabella 1).

Le risposte a queste domande conducono infine alla definizione di 5 diverse categorie di sensibilità, corrispondenti ad altrettante modalità di visualizzazione, in cui la localizzazione precisa del dato viene mascherata da una griglia a diversa risoluzione (Tabella 2).

La determinazione della sensibilità non è certo l'unica complicazione che riguarda la gestione di un portale come il *Trentino Living Atlas*. Tra i compiti più onerosi vi è senz'altro quello che riguarda il coordinamento dei fornitori dei dati e la gestione dei potenziali sta-

holders (es. rilascio dati in ottemperanza alle richieste di accesso alle informazioni ambientali), così come l'impegno a curare il regolare aggiornamento dei contenuti secondo gli standard della piattaforma e la continua implementazione della sezione divulgativa.

Conclusioni

La disponibilità di infrastrutture digitali sempre più complesse e raffinate ha contribuito ad un progressivo miglioramento dell'accessibilità e facilità di consultazione dei dati di biodiversità (Kays et al. 2020), grazie anche alla diffusione di buone pratiche e di standard condivisi (Wieczorek et al. 2012; Costello & Wieczorek 2014).

Il portale *Trentino Living Atlas* rappresenta un'opportunità per la sistematizzazione, condivisione e pubblicazione dei dati naturalistici disponibili per la provincia di Trento, alle quali si aggiungono future implementazioni quali l'integrazione di tecnologie di apprendimento automatico e intelligenza artificiale per l'analisi predittiva dei dati geospaziali, l'implementazione di funzionalità di realtà aumentata per applicazioni mobili o il potenziamento delle capacità di visualizzazione.

Fine ultimo dell'iniziativa è quella di favorire, mediante la mobilitazione e la diffusione di informazioni, scelte gestionali e di conservazione fondate su un più robusto apparato di conoscenze, capace di far fronte alla complessità delle emergenze ambientali che caratterizzano il nostro tempo, promuovendo la razionalizzazione delle risorse e degli sforzi di ricerca.

Ricercatori, istituzioni e professionisti non sono però gli unici destinatari dei contenuti del sito. Anche le realtà interessate alla valorizzazione territoriale possono infatti beneficiare dalla consultazione e interrogazione dei dati di biodiversità: l'individuazione delle aree di presenza di specie "carismatiche" può incentivare lo sviluppo di nuove forme di turismo naturalistico, mentre il riconoscimento di zone delicate può contribuire alla gestione e pianificazione dei flussi. Per il carattere divulgativo e la facilità di utilizzo, la piattaforma ambisce anche a catturare l'interesse del pubblico generico, promuovendo una più diffusa consapevolezza del patrimonio naturalistico Trentino.

In quest'ottica, assume particolare rilevanza il ruolo dei due Musei (MUSE-Museo delle Scienze di Trento e Fondazione Museo Civico di Rovereto), tra i principali contributori di dati sulla biodiversità. Il servizio di mediazione, formazione ed educazione che contraddistingue la *mission* e l'operato delle due realtà rappresenta infatti un'irrinunciabile risorsa per esprimere al meglio le tante potenzialità che un portale come il *Trentino Living Atlas* è in grado di esprimere.

Ringraziamenti

Esprimiamo anzitutto la nostra gratitudine alle tante realtà che, condividendo i propri dati, hanno reso possibile la realizzazione del *Trentino Living Atlas*: Servizi provinciali, musei, enti di ricerca e aree protette. Un ringraziamento particolare va infine ai volontari e alle volontarie che hanno scelto di contribuire con le proprie osservazioni all'arricchimento della banca dati provinciale.

Bibliografia

- Buchanan G.M., Butchart S.H.M., Chandler G. & Gregory R.D., 2020. Assessment of national-level progress towards elements of the Aichi Biodiversity Targets. *Ecological Indicators*, Vol. 116, 106497. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106497>
- Chapman A., 2020. Current Best Practices for Generalizing Sensitive Species Occurrence Data. Copenhagen: GBIF Secretariat. <https://doi.org/10.15468/doc-5jp4-5g10>.
- Costello, M.J. & Wiecek, J., 2014. Best practice for biodiversity data management and publication. *Biological Conservation*, Vol. 173, pp. 68–73. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.10.018>
- European Environment Agency, 2020. *State of nature in the EU – State of nature in the EU – Results from reporting under the nature directives 2013-2018*, Publications Office, 2020, <https://data.europa.eu/doi/10.2800/088178>.
- Farley S.S., Dawson A., Goring S.J. & Williams J.W., 2018. Situating Ecology as a Big-Data Science: Current Advances, Challenges, and Solutions. *BioScience*, Vol. 68, pp. 563–576. <https://doi.org/10.1093/biosci/biy068>
- Ferrari C., Pedrini P. & Martinello L., 2014. Verso la Rete ecologica del Trentino: le Reti di Riserva ed il Progetto LIFE+T.E.N., *Reti-cula*, Vol. 5, pp. 6–10.
- Fielding R. T., 2000. *Architectural Styles and the Design of Network-based Software Architectures*. Dissertation. University of California, Irvine.
- Hazzard E., 2011. *OpenLayers 2.10 Beginner's Guide*. Packt Publishing
- Iemma A., Bassan D., Sartori M., Corazza M. & Guella E., 2017. WebGIS dell'Inventario Generale del Trentino.
- Jaureguiberry P., Titeux N., Wiemers M., Bowler D.E., Coscieme L., Golden A.S., Guerra C.A., Jacob U., Takahashi Y., Settele J., Díaz S., Molnár Z. & Purvis A., 2022. The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. *Science Advances*, Vol. 8, Issue 45, eabm9982. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm9982>
- Kays R., McShea W.J. & Wikelski M., 2020. Born-digital biodiversity data: Millions and billions. *Diversity and Distributions*, Vol. 26, pp. 644–648. <https://doi.org/10.1111/ddi.12993>
- Obe R.O. & Hsu L.S., 2015. *PostGIS in Action*. Manning Publications
- Open Geospatial Consortium, 2011. <https://www.ogc.org/standard/sta/>
- Richardson L., Amundsen M. & Ruby, S. (2013). RESTful Web APIs. O'Reilly Media
- von Wettberg E. & Khoury C.K., 2022. Biodiversity data: The importance of access and the challenges regarding benefit sharing. *Plants, People, Planet*, Vol. 4, pp. 2–4. <https://doi.org/10.1002/ppp3.10241>
- Wieczorek J., Bloom D., Guralnick R., Blum S., Robertson T. & Vieglais D., 2012. Darwin Core: An Evolving Community-Developed Biodiversity Data Standard. *PLoS ONE* 7(1): e29715. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0029715>.

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
- AKNOWLEDGEMENTS
- 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>



Studi Trentini Scienze Naturali - vol. 102 2023
© 2023 Museo delle Scienze
Corso del lavoro e della Scienza 3, 38122 – Trento
Tel. +39 0461 270311
www.muse.it



ISSN 2532-7712

Museo delle Scienze
MUSE