



Articolo / Article

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

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

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

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

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

Parole chiave

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

Riassunto

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

Key words

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

Summary

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

Redazione: Valeria Lencioni e Marco Avanzini

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

Introduzione

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

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

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

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

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

Area di studio

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

Materiali e metodi

Raccolta dati

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

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

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

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

Analisi spaziale

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Analisi dell'attività temporale

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

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

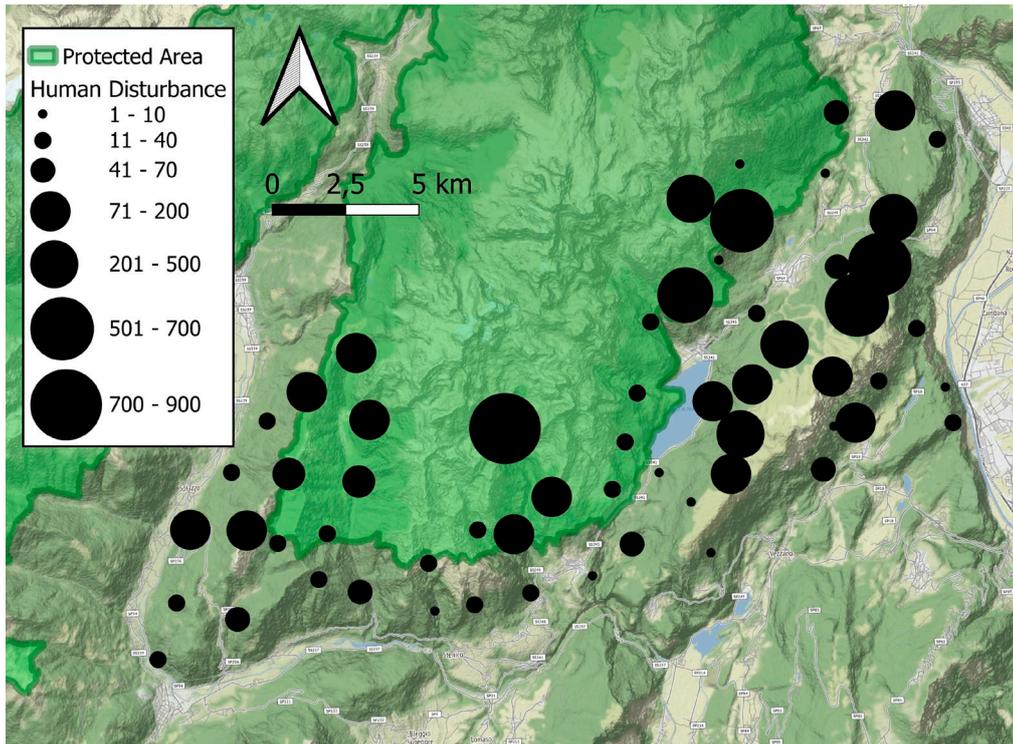


Fig. 1 – Mappa del tasso di disturbo antropico nell'area di studio nelle Alpi centrali. Ogni punto indica un sito di fototrappolaggio monitorato in 7 estati consecutive dal 2015 al 2021, e la sua dimensione è proporzionale al RAI medio (eventi normalizzati dallo sforzo di campionamento) degli esseri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

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

Risultati

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

Analisi spaziale

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

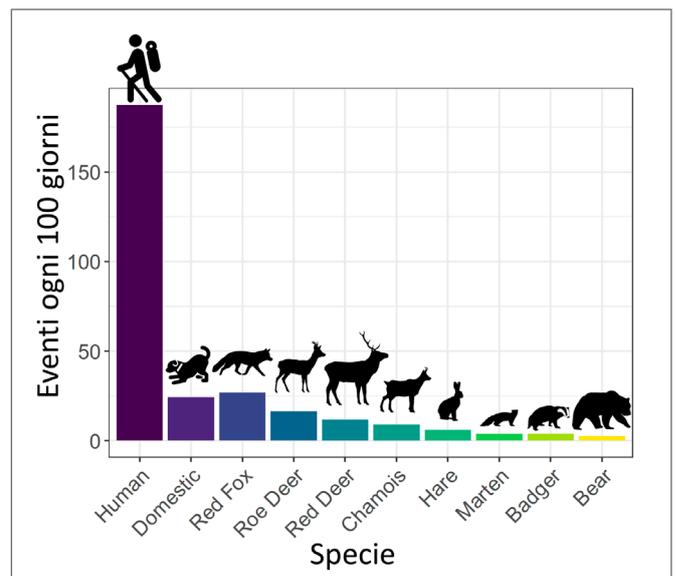


Fig. 2 – Il diagramma a barre illustra il RAI medio (eventi normalizzati per lo sforzo di campionamento) degli 8 mammiferi selvatici, degli animali domestici e dell'uomo (compresi i veicoli) nei 7 anni di osservazione sistematica con foto-trappole nelle Alpi centrali. Ogni specie/categoria è indicata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

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

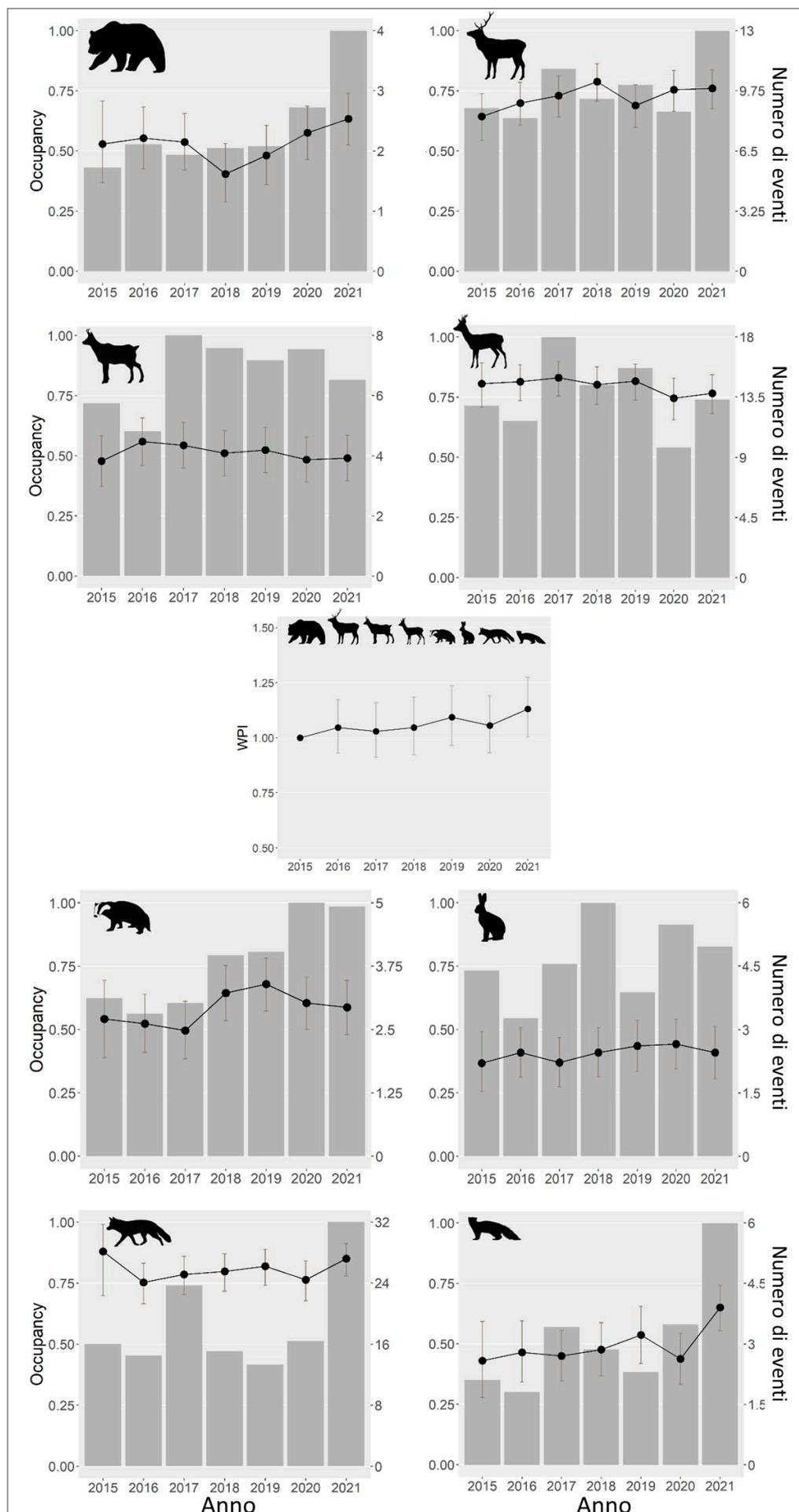


Fig. 3 – Stime di occupancy annuale (punti neri) con intervalli di confidenza del 90% (segmenti neri) per le otto specie di mammiferi, indicate dalla loro silhouette, monitorate tramite fototrappolaggio nelle Alpi centrali dal 2015 al 2021. Le barre sullo sfondo mostrano il numero di eventi di rilevamento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

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

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

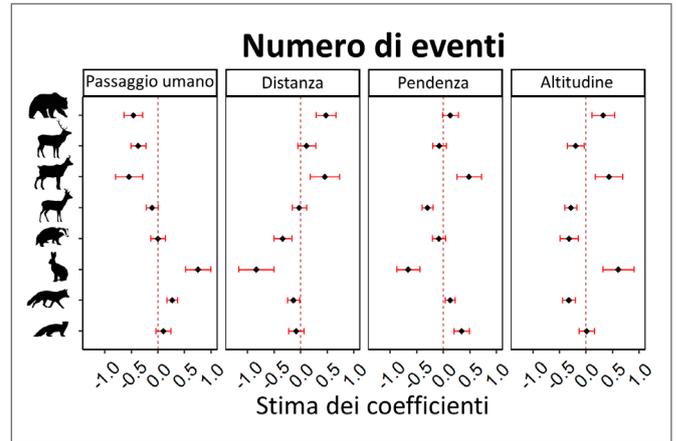


Fig. 4 – Il grafico illustra le stime dei coefficienti di regressione della presenza umana, della distanza dagli insediamenti, della pendenza del terreno e dell'altitudine sugli eventi fotografici indipendenti di 8 specie di mammiferi, indicati dalla loro silhouette sull'asse y. In ogni riquadro, la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

Analisi dell'attività temporale

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

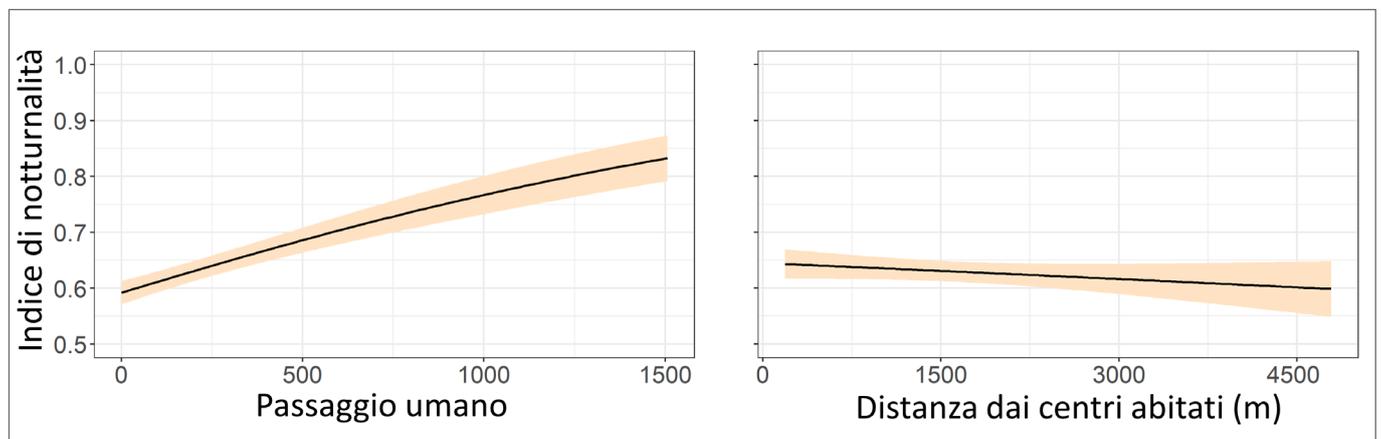


Fig. 5 – Predizioni del modello sull'indice di notturnalità della comunità di mammiferi in relazione al tasso di passaggio antropico (RAI dell'uomo; pannello di sinistra) e alla distanza dalla città più vicina (in metri, pannello di destra). Un indice di notturnalità sito-specifico di 0,7 significa che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

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

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

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

Discussione

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

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

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

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

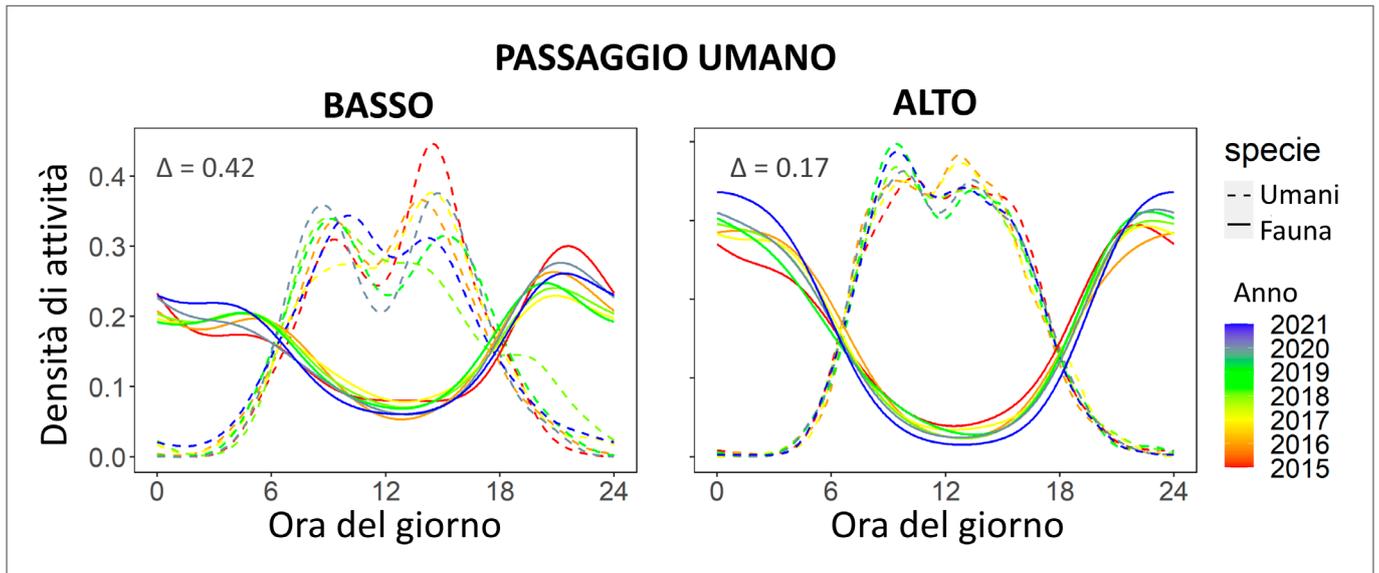


Fig. 6 – Curva di attività temporale per gli esseri umani (veicoli inclusi, linee tratteggiate) e i mammiferi (linee solide) in siti con basso (pannello di sinistra) e alto (pannello di destra) passaggio di esseri umani (RAI di esseri umani), ottenuta da sette anni di riprese sistematiche con telecamere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

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

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

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

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

Ringraziamenti

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

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

Bibliografia

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

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

