



**STUDI RIVOLTI ALLA VALUTAZIONE
DELLO STATO DI CONSERVAZIONE
DELL'AQUILA REALE
E DEL FRANCOLINO DI MONTE
IN SITI NATURA 2000**

Relazione finale 2021



**STUDI RIVOLTI ALLA VALUTAZIONE
DELLO STATO DI CONSERVAZIONE
DELL'AQUILA REALE
E DEL FRANCOLINO DI MONTE
IN SITI NATURA 2000**

Relazione finale 2021

A cura di: Dott. Eugenio Carlini

Hanno collaborato: Dott.ssa Alessandra Gagliardi e Dott. Alessio Martinoli

INDICE

1. PREMESSA.....	1
2. OBIETTIVI DEL PROGETTO	3
2.1. OBIETTIVI GENERALI.....	3
2.2. OBIETTIVI SPECIFICI.....	3
3. RACCOLTA E ANALISI ATTIVITÀ PREGRESSE.....	5
4. ATTIVITÀ DI COORDINAMENTO	7
5. L'AQUILA REALE NEL PARCO NATURALE ADAMELLO BRENTA	9
5.1. INTRODUZIONE.....	9
5.1.1 <i>Fenologia</i>	9
5.1.2 <i>Quadro distributivo</i>	9
5.1.3 <i>Stato di conservazione</i>	10
5.1.4 <i>Fattori di pressione e di minaccia</i>	10
5.2. DATI OSSERVAZIONALI PREGRESSI	11
5.3. MONITORAGGIO DELL'AQUILA REALE NEL 2020	15
5.3.1 <i>Obiettivo e metodi</i>	15
5.3.2 <i>Monitoraggi effettuati</i>	18
5.3.3 <i>Risultati</i>	19
5.3.4 <i>Discussione</i>	35
5.4. AQUILA REALE E DISTURBO ANTROPICO.....	46
5.4.1 <i>Introduzione</i>	46
5.4.2 <i>Variabili ambientali</i>	46
5.4.3 <i>Area di studio</i>	51
5.4.4 <i>Analisi influenza disturbo tramite modello a massima entropia (Maxent)</i>	53
5.4.5 <i>Analisi influenza disturbo tramite modello logistico binomiale</i>	57
5.4.6 <i>Considerazioni</i>	60
5.4.7 <i>Definizione mappa sensibilità Aquila reale</i>	61
5.5. PROPOSTE PER IL MONITORAGGIO DELL'AQUILA REALE	64
5.5.1 <i>Introduzione</i>	64

5.5.2	<i>Ipotesi di monitoraggio</i>	65
6.	IL FRANCOLINO DI MONTE NEL PARCO NATURALE ADAMELLO BRENTA	69
6.1.	INTRODUZIONE.....	69
6.1.1	<i>Fenologia</i>	69
6.1.2	<i>Quadro distributivo</i>	69
6.2.	INDAGINI PREGRESSE SULLA SPECIE	71
6.3.	MONITORAGGIO DEL FRANCOLINO DI MONTE NEL 2021	74
6.3.1	<i>Obiettivo e metodi</i>	74
6.3.2	<i>Risultati e discussione</i>	83
6.4.	PROPOSTE PER IL MONITORAGGIO DEL FRANCOLINO DI MONTE	96
6.4.1	<i>Introduzione</i>	96
6.4.2	<i>Metodi e protocolli in uso</i>	96
6.4.3	<i>Proposta per la definizione della metodologia di monitoraggio più efficace ed idonea</i>	103
7.	BIBLIOGRAFIA CITATA E DI RIFERIMENTO	107

1. PREMESSA

Il presente documento illustra le attività svolte per il progetto, relativo alla convenzione (Rep. 285 del 21 ottobre 2019) tra il Dott. Eugenio Carlini e il Parco Naturale Adamello Brenta, riguardante “Studi rivolti alla valutazione dello stato di conservazione dell’aquila reale e del Francolino di monte in Siti Natura 2000”.

Nel 2018 nell’ambito del PSR Misura 7 - Sottomisura 7.6 - operazione 7.6.1, il Parco Naturale Adamello Brenta ha richiesto un contributo per l'avvio di studi volti a verificare l'efficacia delle misure di conservazione di specie ed habitat di interesse comunitario. Gli studi proposti hanno avuto l'intenzione di valorizzare il patrimonio naturale e rurale connesso al territorio del Parco, seguendo l'approccio gestionale della Rete Natura 2000 identificato dal Progetto LIFE + TEN, che prevede l'acquisizione di conoscenze utili alla definizione delle politiche di conservazione della natura e dello sviluppo economico e di valorizzazione agri-turistica. In particolare, il piano di monitoraggio sviluppato nell'ambito dell'azione A5, del Progetto LIFE + TEN ha ribadito l'importante ruolo dei Parchi trentini, quali aree rappresentative e di vitale importanza per gli habitat di specie forestali e d'alta quota, da tempo inserite nell'elenco delle specie della Direttiva Habitat e Uccelli, e delle specie protette a scala nazionale e provinciale. Nello specifico sono stati proposti degli approfondimenti sull'aquila reale (*Aquila chrysaetos*) e sul Francolino di monte (*Bonasa bonasia*), riconosciute come specie particolarmente sensibili al disturbo antropico e capaci di fornire informazioni utili sullo stato di conservazione dei siti.

Nella presente relazione finale vengono richiamate le attività propedeutiche svolte nel corso del 2019-2020, il monitoraggio dell’aquila reale realizzato nel corso del 2020 e il monitoraggio del Francolino di monte realizzato nel corso del 2021.

2. OBIETTIVI DEL PROGETTO

2.1. OBIETTIVI GENERALI

Il piano faunistico del Parco Naturale Adamello Brenta approvato con delibera n. 2518 del 16 novembre 2007, individua l'Aquila reale e il Francolino di monte come specie meritevoli di particolare attenzione.

Anche le Misure di conservazione contenute nel Piano del Parco approvato nel 2014, danno particolare risalto alla necessità di monitorarne la distribuzione e tutelare la loro presenza rispetto ai possibili fattori di minaccia derivanti dalla presenza dell'uomo nelle sue molteplici manifestazioni.

Appare, quindi, evidente la necessità di studi di approfondimento che individuino le migliori linee di conservazione delle due specie nell'ottica della conservazione dei siti naturali che le ospitano all'interno del Parco Naturale Adamello Brenta.

2.2. OBIETTIVI SPECIFICI

L'insieme degli studi effettuati si configurano come propedeutici alle misure di conservazione e di valutazione dello *status* delle specie considerate e degli habitat da loro frequentati.

In particolare per gli ambienti rupicoli di alta quota si è indagata la presenza dell'aquila reale, valutandone nidificazione ed eventuale dinamica distributiva, mentre per gli ambienti forestali di media montagna si è monitorato, come specie *target*, il Francolino di monte, bioindicatore della "salute" degli habitat frequentati.

3. RACCOLTA E ANALISI ATTIVITÀ PREGRESSE

Nel corso del 2019 sono stati raccolti tutti i dati e le relazioni predisposte dal Parco Naturale Adamello Brenta relativamente alle due specie indagate.

In particolare sono stati raccolti e analizzati i seguenti documenti:

- PARCO NATURALE ADAMELLO BRENTA - AQUILA REALE - MONITORAGGIO 2003 - Relazione interna - Gilberto Volcan.
- PARCO NATURALE ADAMELLO BRENTA - AQUILA REALE - MONITORAGGIO 2004/2005 - Relazione interna - Gilberto Volcan.
- PARCO NATURALE ADAMELLO BRENTA - MONITORAGGIO RAPACI DIURNI - 2006 - Relazione interna - Gilberto Volcan.
- PARCO NATURALE ADAMELLO BRENTA - AQUILA REALE - MONITORAGGIO 2006 - Relazione interna - Gilberto Volcan.
- PARCO NATURALE ADAMELLO BRENTA - FALCO PELLEGRINO - MONITORAGGIO 2006 - Relazione interna - Gilberto Volcan.
- PARCO NATURALE ADAMELLO BRENTA - AQUILA REALE - MONITORAGGIO 2011 - Relazione interna - Gilberto Volcan.
- PARCO NATURALE ADAMELLO BRENTA - AQUILA REALE - MONITORAGGIO 2013 - Relazione interna - Gilberto Volcan.
- PARCO NATURALE ADAMELLO BRENTA - AQUILA REALE - MONITORAGGIO 2016 - Relazione interna - Gilberto Volcan.
- UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PARMA - DIPARTIMENTO DI SCIENZE CHIMICHE, DELLA VITA E DELLA SOSTENIBILITÀ AMBIENTALE - Tesi di Master Interateneo di I Livello in Gestione e

Conservazione dell'Ambiente e della Fauna. MONITORAGGIO E STATUS DELLA POPOLAZIONE DI AQUILA REALE (*Aquila chrysaetos*) NEL PARCO NATURALE ADAMELLO-BRENTA. Alessandro Crippa. Anno Accademico 2018 – 2019.

- GRUPPO DI RICERCA E CONSERVAZIONE DELL'ORSO BRUNO - DOCUMENTO INTERNO N. 97.01 - PROGETTO FRANCOLINO - gennaio 2015 - a cura di Marco Armanini.
- ALMA MATER STUDIORUM - UNIVERSITÀ DI BOLOGNA - DIPARTIMENTO DI SCIENZE BIOLOGICHE, GEOLOGICHE E AMBIENTALI - SCUOLA DI SCIENZE - Corso di Studio in Scienze e Gestione della Natura Classe LM-60 - Scienze della Natura. IL FRANCOLINO DI MONTE (*Bonasa bonasia* L.) NEL PARCO NATURALE ADAMELLO BRENTA: STUDIO DELLE SCELTE ECOLOGICHE NEL PERIODO RIPRODUTTIVO. Sonia Chelodi. Anno Accademico 2015 / 2016.
- UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA - SCUOLA DI AGRARIA E MEDICINA VETERINARIA - Dipartimento Territorio e Sistemi Agro Forestali - Dipartimento di Agronomia Animali Alimenti Risorse Naturali e Ambiente - Corso di Laurea in Tecnologie Forestali e Ambientali. IL FRANCOLINO DI MONTE (*Bonasa bonasia* L.) NEL PARCO NATURALE ADAMELLO BRENTA: ANALISI DELL'EFFICACIA DEL MONITORAGGIO PRIMAVERILE AL CANTO THE HAZEL GROUSE (*Bonasa bonasia* L.) IN THE ADAMELLO BRENTA NATURE PARK: ANALYSIS OF THE EFFECTIVENESS OF SPRING ACOUSTIC MONITORING. Carlo Zanrosso. Anno Accademico 2015 – 2016.
- GRUPPO DI RICERCA E CONSERVAZIONE DELL'ORSO BRUNO - DOCUMENTO INTERNO - N. 73.06 - PROGETTO GALLIFORMI: DISTURBO ANTROPICO - settembre 2008 - a cura di Roberta Chirichella e Simonetta Chiozzini.

4. ATTIVITÀ DI COORDINAMENTO

Come previsto dal progetto, tenuto conto dell'interesse dimostrato a livello provinciale nei confronti dell'aquila reale e del Francolino di monte, nel contesto del presente progetto sono state cercate le migliori sinergie con le attività realizzate nel Parco Naturale Paneveggio Pale di San Martino. Si è cercato, quindi, di intendere i due Parchi come due aree campione in modo che i dati desunti possano integrarsi dando un quadro più nitido delle esigenze di conservazione delle specie considerate e degli habitat frequentati. Per tale motivo è stata effettuata, nel corso del 2019, una prima riunione organizzativa, di cui si riporta un sintetico verbale.

Trento 2 dicembre 2019

Incontro tra Parco Naturale Adamello Brenta (Andrea Mustoni, responsabile Area ricerca scientifica e educazione ambientale; Eugenio Carlini e Alessandra Gagliardi) e Parco Naturale Paneveggio Pale di S. Martino (Piergiovanni Partel, responsabile del Settore Conservazione, Ricerca e Monitoraggio del Parco).

Argomenti trattati

Obiettivo della riunione è trovare le migliori sinergie tra le attività condotte dai due Parchi sulle due specie oggetto di interesse: aquila reale e Francolino di monte.

Confronto tra ricerche realizzate e attualmente in atto nei due Parchi relativamente alle specie oggetto di indagine.

Aquila reale: il Parco Naturale Paneveggio Pale di S. Martino sta realizzando una indagine sulla presenza delle coppie nel territorio del Parco e aree limitrofe, un approfondimento sulla fase riproduttiva, con l'identificazione dei nidi, la valutazione dell'andamento della nidificazione fino agli involi. Attualmente sono stati identificati 8 territori all'interno del Parco e ulteriori 4 che si estendono al di fuori dei confini del Parco. Le attività vengono coordinate da Gilberto Volcan, precedentemente dipendente del Parco Naturale Adamello Brenta, che ha seguito in passato le ricerche sull'aquila reale adottando le stesse metodologie. Il Parco Naturale Adamello Brenta, grazie alle ricerche realizzate in passato (a partire dal 1996), possiede un quadro abbastanza dettagliato della situazione della specie (localizzazione dei territori, quantificazione delle coppie, valutazione del successo riproduttivo annuale almeno su un campione delle coppie), con un aggiornamento della situazione al 2017. Esiste uno strato informativo con la localizzazione dei nidi con una serie di informazioni associate, sia relative all'ambiente, sia all'andamento della riproduzione.

Il protocollo di monitoraggio seguito dai due parchi è assolutamente conforme e la standardizzazione delle informazioni raccolte è garantita.

Francolino di monte: il Parco Naturale Paneveggio Pale di S. Martino ha realizzato nel periodo 2015-2016 e 2017-2018 una indagine sulla specie in corrispondenza di un'area campione di circa 700 ha (con un range altitudinale compreso tra 1000 e 1600 m s.l.m.), basata sulla ricerca di indici di presenza lungo transetti in periodo invernale. La ricerca è finalizzata allo studio dell'habitat, attraverso una analisi delle caratteristiche ambientali dell'intorno del sito di ritrovamento dei segni di presenza (raggio di 10 m), affidata al Muse; alla definizione della dieta invernale della specie, attraverso analisi genetica condotta con la metodologia del DNA barcoding, affidata a FEM; alla identificazione genetica dei singoli individui, per la stima di densità nell'area campione. I risultati delle indagini condotte saranno a breve disponibili. Una porzione considerevole dell'area campione è stata compromessa dagli effetti della tempesta Vaia dell'ottobre 2018.

Il Parco Naturale Adamello Brenta ha realizzato nel 2015 una indagine sulla presenza della specie in periodo riproduttivo in aree campione mediante la tecnica del playback lungo transetti (6 transetti di circa 2.5 km). La ricerca ha permesso di caratterizzare le aree di presenza della specie in periodo riproduttivo, mediante analisi delle caratteristiche ambientali dell'intorno dei punti di presenza. In aggiunta a questa ricerca di dettaglio, il Parco raccoglie regolarmente tutte le segnalazioni di individui nell'ambito dei programmi di monitoraggio faunistico mirato e le segnalazioni occasionali. Ad oggi è disponibile una banca dati con numerose localizzazioni di presenze della specie, relative al periodo 2005-2018.

Per questa specie le metodologie di indagine adottate finora dai due Parchi sono differenti, ma è stata confermata la volontà di identificare, a seguito di uno scambio di informazioni più dettagliate su metodologie impiegate, protocolli di indagine, risultati ottenuti (anche attraverso la condivisione di documenti di lavoro e relazioni tecniche prodotte), un protocollo comune da adottare nelle due aree territoriali per il prossimo anno 2020.

Entrambi i Parchi dispongono di strumenti analoghi che potranno essere utilizzati per le analisi dei dati raccolti: per la vegetazione: Carta degli habitat dei Siti Natura 2000 (e forse anche per aree esterne ai Siti Natura 2000), Carta della vegetazione redatta da Pedrotti negli anni '90.

Il Parco Naturale Adamello Brenta dispone di una carta del disturbo antropico relativa al territorio del Parco su base particellare. La carta prende in considerazione tutte le possibili fonti di disturbo e può essere restituita in forma modulare per diversi periodi annuali (su base stagionale, su base mensile). Il Parco Naturale Paneveggio Pale di S. Martino dispone di una cartografia delle fonti di disturbo relativa ai cavi sospesi.

Entrambi i Parchi dispongono di carte di distribuzione potenziale delle specie oggetto di indagine.

Si concorda di effettuare nelle prossime settimane uno scambio di documentazione relativa alle indagini condotte sulle due specie dai due Enti, in modo da essere informati in maggior dettaglio su metodologie e protocolli di indagine impiegati e, sulla base di analisi di tale documentazione, definire nei primi mesi del 2020 un piano di lavoro condiviso.

5. L'AQUILA REALE NEL PARCO NATURALE ADAMELLO BRENTA

5.1. INTRODUZIONE

5.1.1 FENOLOGIA

In Italia la specie è sedentaria e nidificante nelle zone montuose di tutta la penisola; sono possibili movimenti erratici e dispersivi soprattutto in giovani e immaturi e durante l'inverno. L'attività riproduttiva può iniziare già nel tardo autunno, ma raggiunge il picco tra febbraio e marzo. La deposizione avviene tra la metà di marzo e i primi di aprile. L'involto ha luogo tra la prima settimana di luglio e la terza di agosto. Gli spostamenti dispersivi dei giovani documentati in zona alpina indicano movimenti compresi tra 150 e 550 km dal luogo di nascita. Nei mesi invernali possono essere più frequenti movimenti di esplorazione anche in ambiente di pianura.

5.1.2 QUADRO DISTRIBUTIVO

La specie sull'arco alpino è ritenuta ormai aver raggiunto la capacità portante. L'Ente Parco Naturale Adamello Brenta (d'ora in avanti, PNAB) ha avviato dal 1996 un monitoraggio sistematico dell'Aquila reale volto a verificare nel tempo l'evoluzione e la conservazione della popolazione locale, a seguito di una precedente esperienza di ricerca condotta per circa 10 anni a partire dal 1982 da Paolo Pedrini (Pedrini, 1992). Il monitoraggio, inizialmente affidato al Museo Tridentino di Scienze Naturali (1996-2001) e successivamente condotto direttamente dal personale del PNAB, è stato effettuato annualmente fino al 2017, con l'eccezione del biennio 2008-2009. Dagli anni '80 del secolo scorso la popolazione di Aquila reale nel PNAB è andata progressivamente espandendosi, passando da 14 coppie a 18/19 coppie censite a partire dal 2003 e successivamente stabilizzatesi numericamente (Volcan, 2011; Pedrini e Volcan, 2017). L'incremento di territori osservato nel PNAB è coerente con il quadro della specie nella Provincia

Autonoma di Trento e, più in generale, con il *trend* a scala alpina, che vede una costante crescita del numero di coppie (Fasce e Fasce, 2017; Knaus *et al.*, 2018). La densità di coppie nel PNAB, pur elevata (12,5 cp/1000 km²), rimane, comunque, inferiore ad altre realtà alpine (e.g. PN Gran Paradiso 31 cp/1000 km², Fasce *et al.*, 2017; PN Stelvio 15,75 cp/1000 km², Bassi, 2017). Parallelamente, si è osservata, tuttavia, nella popolazione di Aquila reale di PNAB un decremento degli indicatori di successo riproduttivo (produttività, successo riproduttivo s.s., tasso di involo), anche in questo caso coerentemente con il quadro alpino, da attribuire a fattori densità-dipendenti, quali l'incremento della competizione intraspecifica e delle interazioni antagonistiche dirette (Fasce *et al.*, 2011; Pedrini e Volcan, 2017). Attualmente delle 18 coppie note nell'area vasta del PNAB, 8 orbitano sul versante Adamello-Presanella e 10 attorno al massiccio delle Dolomiti di Brenta. Nel periodo 1996-2017 la produttività media dell'Aquila è stata di 0,37 (giovani involati per tentativo di nidificazione), il successo riproduttivo del 35,4% (% di tentativi di nidificazione riusciti) e il tasso d'involo di 1,04 (giovani involati per nidificazione riuscita) (Crippa, 2017).

5.1.3 STATO DI CONSERVAZIONE

Non-SPEC, con *trend* in incremento a livello europeo (BirdLife International, 2017), è considerato *secure* dal recente report Art. 12 2013-2018 (nature-art12.eionet.europa.eu/article12/) e classificata come LC dalla lista rossa continentale (BirdLife International, 2015). A livello nazionale, lo stato di conservazione è considerato comunque sfavorevole (Gustin *et al.*, 2016) a causa dell'analoga valutazione riferita al parametro habitat, mentre *range* e popolazione sono considerati favorevoli. È pertanto classificata come NT anche dalla Lista rossa italiana (Gustin *et al.*, 2019), a causa della popolazione ristretta. Specie particolarmente protetta ai sensi dell'art. 2, della Legge 157/92 e inserita nell'Allegato I della Direttiva Uccelli (2009/147/CE).

5.1.4 FATTORI DI PRESSIONE E DI MINACCIA

A livello nazionale, attualmente, le minacce più incombenti sulla specie in ambito alpino riguardano (Gustin *et al.*, 2009):

- disturbo ai siti riproduttivi (presenza eccessiva di turisti, volo a bassa quota, arrampicata sportiva);

- chiusura degli ambienti aperti causata dal progressivo abbandono dei pascoli.
- avvelenamento (anche da piombo);
- impatto contro cavi aerei;
- scarsità di risorse trofiche;
- abbattimenti illegali;
- perdita o degrado dell'habitat (Pedrini e Sergio, 2001; Sergio *et al.*, 2006).

5.2. DATI OSSERVAZIONALI PREGRESSI

L'Ente PNAB ha messo a disposizione a fini dello studio una serie storica di dati osservazionali dell'Aquila reale riferiti al periodo 2005-2019, per un totale di circa 950 dati georeferenziati su ESRI *shapefile* (Figura 1). Tali dati si riferiscono a due tipologie differenti di osservazioni. Un primo corpo di dati, minoritario (131 dati), corrisponde ad osservazioni compiute nel corso dei monitoraggi faunistici standardizzati lungo transetti distribuiti in modo uniforme all'interno del territorio del Parco (71 transetti complessivamente) che il personale del PNAB effettua regolarmente. La grande maggioranza di dati è invece riferito ad osservazioni occasionali effettuate dal personale del PNAB o da collaboratori esterni, nel corso di attività sul territorio non direttamente riconducibili a monitoraggi standardizzati. Ai sensi delle elaborazioni successive si è scelto di equiparare le due tipologie di dati, dal momento che le osservazioni di Aquila reale compiute nel corso del monitoraggio standardizzato hanno una forte componente stocastica, essendo una specie la cui contattabilità è relativamente bassa nel corso di monitoraggi effettuati su transetto, e strettamente dipendente dal grado di apertura della vegetazione. A conferma di ciò, si noti la differenza non particolarmente marcata del numero di osservazioni effettuate nel corso dei transetti standardizzati, in presenza o assenza di nidi noti di Aquila reale, entro una fascia di 500 m (Figura 2).

La banca dati sull'Aquila reale del PNAB include, inoltre, una lunga serie di osservazioni al nido, con relativa georeferenziazione della posizione e verifica del successo riproduttivo, all'interno di un'area vasta comprendente gli interi massicci dell'Adamello, della Presanella e delle Dolomiti di Brenta, inclusa la destra idrografica della Val di Sole e della Val di Non (Figura 3) (Volcan, 2011). Il monitoraggio negli anni ha consentito di attribuire ciascun nido ad una coppia e a stimare una delimitazione indicativa tra i territori delle coppie.

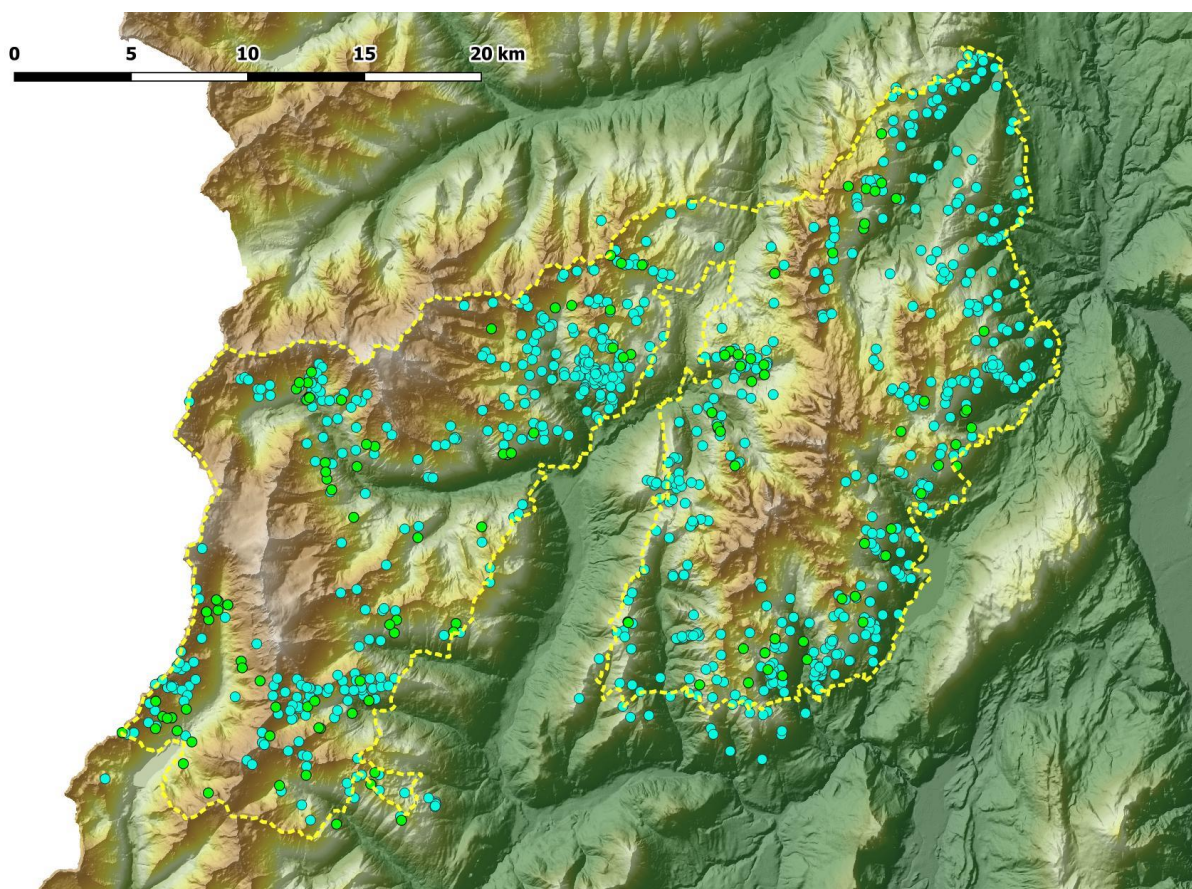


Figura 1 – Dati osservazionali pregressi (2005-2019) messi a disposizione dell'Ente PNAB relativi all'Aquila reale. In giallo i confini del PNAB. In verde i dati riferiti al monitoraggio standardizzato, in azzurro i dati occasionali. In entrambi i casi i dati sono archiviati in un database georeferenziato in formato ESRI *Shapefile*.

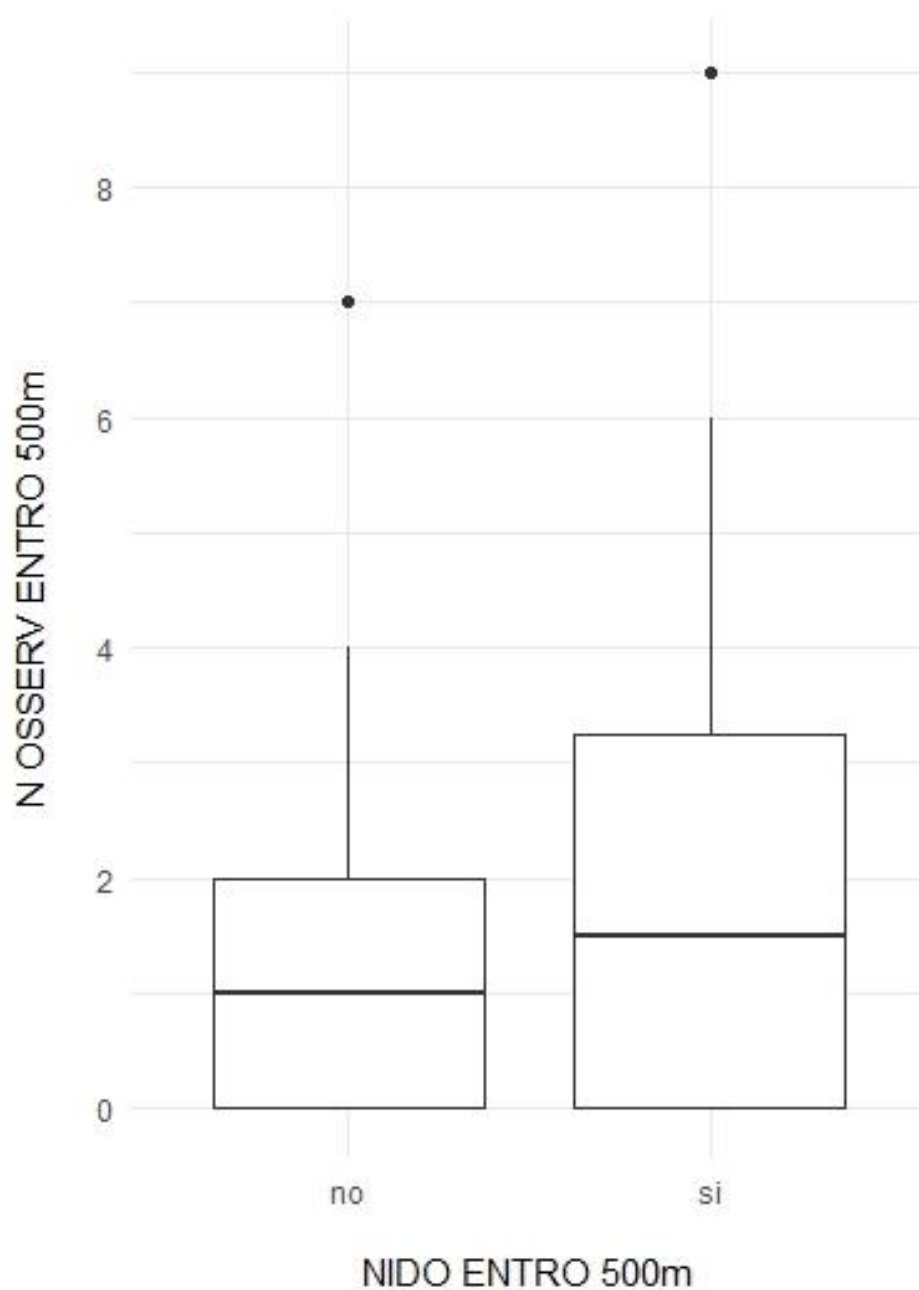


Figura 2 – Distribuzione numero di osservazioni da monitoraggio faunistico standardizzato entro una fascia di 500m dal transetto in funzione della presenza di un nido noto all'interno della stessa fascia.

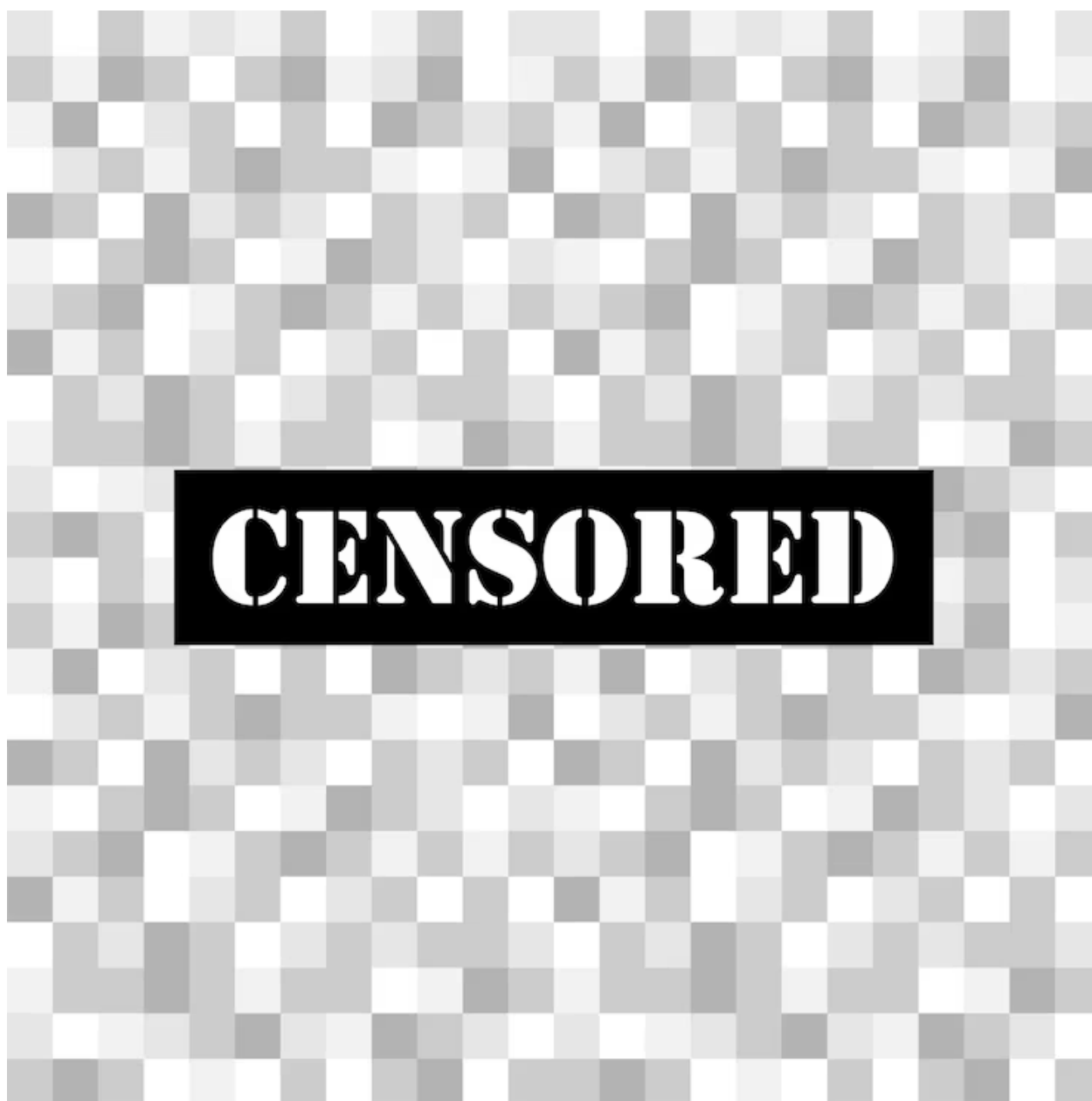


Figura 3 – Localizzazione dei nidi noti di Aquila reale nell'area vasta del PNAB e stima dei confini dei territori delle coppie. I nidi attivi nel 2017, ultimo anno di disponibilità del dato, sono indicati in rosso. In giallo il territorio del PNAB.

5.3. MONITORAGGIO DELL'AQUILA REALE NEL 2020

5.3.1 OBIETTIVO E METODI

L'Ente parco si è posto l'obiettivo per il 2020 di monitorare la presenza dell'Aquila reale nell'area della Val Campiglio, per quanto concerne il numero di territori effettivamente insistenti nell'area, il successo riproduttivo e le aree di caccia frequentate dagli individui. Il monitoraggio ai nidi svolto negli anni precedenti ha portato all'individuazione complessivamente di 5 nidi diversi occupati negli anni plausibilmente dalla medesima coppia, tutti localizzati in sinistra idrografica (4 in Val Brenta e 1 in Val Agola, vedi Figura 3). In tutta l'area della Val Nambrone/Laghi di Cornisello, pur presentando aree idonee alla nidificazione, non risultano nidificazioni accertate, sebbene l'area Valchestria/Monte Nambrone sia tra quelle a maggiore densità di osservazioni della specie, sia occasionali che durante il monitoraggio faunistico standardizzato, anche in periodo riproduttivo (vedi Figura 22). Sulla base dei dati a disposizione, l'area della Val Nambrone risulterebbe potenzialmente all'interno del territorio della coppia localizzata sul versante opposto della Val Campiglio, che pertanto si estenderebbe su un'area molto vasta, pur localizzandosi in una zona particolarmente vocata per la specie. Questo rappresenterebbe un'anomalia, in considerazione della densità piuttosto elevata di coppie presenti all'interno del PNAB e sue vicinanze (18 territori stimati in 1440 km², media 1 territorio/80 km², 12,5 territori/1000 km², Pedrini e Volcan, 2017). Inoltre, l'area non risulta tra quelle monitorate nel 2017, rendendo pertanto necessaria una verifica dopo tre anni. A tal proposito nella prima metà del 2020 sono state organizzate 9 uscite di monitoraggio in contemporanea da punti di vantaggio, svolti dal personale del Parco, volti ad individuare la presenza di coppie territoriali ed altri segni di nidificazione certa (*display* territoriali, trasporto materiale, trasporto prede etc.), con l'obiettivo di raccogliere un numero sufficiente di osservazioni territoriali per circoscrivere un'area dove concentrare lo sforzo di ricerca volto all'individuazione del nido attivo. L'individuazione del nido è propedeutica alle fasi successive di monitoraggio, rappresentate dalla verifica del successo riproduttivo e dallo studio delle aree di caccia.

Il metodo del monitoraggio in contemporanea prevede che i rilevatori, collocati in posizioni che offrono una panoramica vasta, osservino per un periodo di circa 6 ore (9.00-15.00) il transito di individui, avendo cura di annotare ogni osservazione di Aquila compilando l'apposita scheda di campo, corredandola con le informazioni utili a caratterizzare l'osservazione (età,

comportamento etc.) e la relativa mappa, tracciando in carta il punto relativo al contatto iniziale e la traiettoria indicativa di volo (Figura 4 e Figura 5). I rilevatori durante il periodo di osservazione si sono mantenuti in contatto grazie ad un gruppo WhatsApp appositamente creato, con lo scopo di ridurre il numero di doppie osservazioni, avvisare eventuali osservatori sull'arrivo di individui e consentire di seguire gli stessi individui su un'area più vasta. La scheda di campo utilizzata è stata predisposta dal personale del Parco, migliorando quella già in uso. Al termine del monitoraggio, è seguita la fase di digitalizzazione dei dati raccolti, da parte del personale del Parco. A tal scopo, è stata definita una procedura volta a garantire un flusso ottimale del dato dalla scheda di campo all'archiviazione su supporto digitale, fornendo all'Ente Parco due *template* di ESRI *shapefile* (uno strato informativo a punti per le osservazioni e uno a linee per le traiettorie di volo) con i relativi campi da popolare di dati e metadati, mantenendo la coerenza tra i due mediante un identificativo univoco dell'osservazione.

Analogamente, sono stati effettuati due sessioni di monitoraggio in Val di Non (da Castel Belasi) per accertare la presenza di aquile territoriali all'interno del territorio "Val di Non 2", anch'esso non indagato nel 2017.

SCHEDA MONITORAGGIO

Aquila reale

RILEVATORE: <u>LORENZO MOSCA</u>	SCHEDA N.:
DATA: <u>26.05.2020</u>	QUOTA osservatore: <u>m.s.l.m. 1750</u>
PUNTO D'OSSERVAZIONE: <u>POCO SOTTO MALGA VALLINA DI NATTORONE</u>	
Coordinate geografiche E _____ N _____ (facoltative)	
ALLEGARE SEMPRE COPIA DI CARTA TOPOGRAFICA 1:10.000-1:25.000 CON LA POSIZIONE DELL'OSSERVATORE E LE LOCALIZZAZIONI DEGLI SPOSTAMENTI EFFETTUATI DALLE AQUILE AVVISTATE	
CONDIZIONI ATMOSFERICHE:	
Visibilità: ottima ☒ ; buona ☐ ; scarsa ☐ Copertura del cielo: $\frac{1}{4}$ ☒ $\frac{1}{2}$ ☐ $\frac{3}{4}$ ☐ $\frac{4}{4}$ ☐	
vento: <u>NO</u> altro: <u>(IN QUOTA PIU' VENTO)</u>	
INIZIO OSSERVAZIONE: <u>9.00</u>	FINE OSSERVAZIONE: <u>14.45</u>

AVVISTAMENTO N. 1			
Ora inizio: <u>13.00</u>	Ora fine: <u>13.02</u>	N. individui: <u>1</u>	Foto/video: ☒
Coppia territoriale ☐ Coppia con giovane ☐ Aquila solitaria ☒ Adulto con giovane ☐			
Età presunta: <u>ADULTO</u> (M ☒ F ☐ INDETERMINATO ☐)		Segnare eventuali particolarità morfologiche	
GIOVANE DELL'ANNO ☐ IMMATURO ☐ SUBADULTO ☐			
Proveniente da: <u>CIMA SERODOLI</u>			
Diretta verso: <u>RITORA</u>			
Coordinata E		Coordinata N	
Quota di volo: <u>2600</u>	Nido: Si ☐ No ☒	Nome:	
TIPO COMPORTAMENTO Volteggio di coppia ☐ Volo solitario ☒ Volo a festoni ☐ Coppia con giovane/i ☐ Lotta fra coppia territoriale e altre aquile ☐ Trasporto rami ☐ Trasporto prede ☐ Posata su: Albero ☐ Roccia ☐ Altro: _____			
NOTE: <u>vista per 1 minuto, un paio di volteggi</u>			

AVVISTAMENTO N.			
Ora inizio:	Ora fine:	N. individui:	Foto/video:
Coppia territoriale ☐ Coppia con giovane ☐ Aquila solitaria ☐			
Età presunta: <u>ADULTO</u> (M ☐ F ☐ INDETERMINATO ☐)		Segnare eventuali particolarità morfologiche	
GIOVANE DELL'ANNO ☐ IMMATURO ☐ SUBADULTO ☐			
Proveniente da:			
Diretta verso:			
Coordinata E		Coordinata N	
Quota di volo:	Nido: Si ☐ No ☐	Nome:	
TIPO COMPORTAMENTO Volteggio di coppia ☐ Volo solitario ☐ Volo a festoni ☐ Coppia con giovane/i ☐ Lotta fra coppia territoriale e altre aquile ☐ Trasporto rami ☐ Trasporto prede ☐ Posata su: Albero ☐ Roccia ☐ Altro: _____			
NOTE: _____			

Figura 4 – Esempio di scheda di monitoraggio compilata.

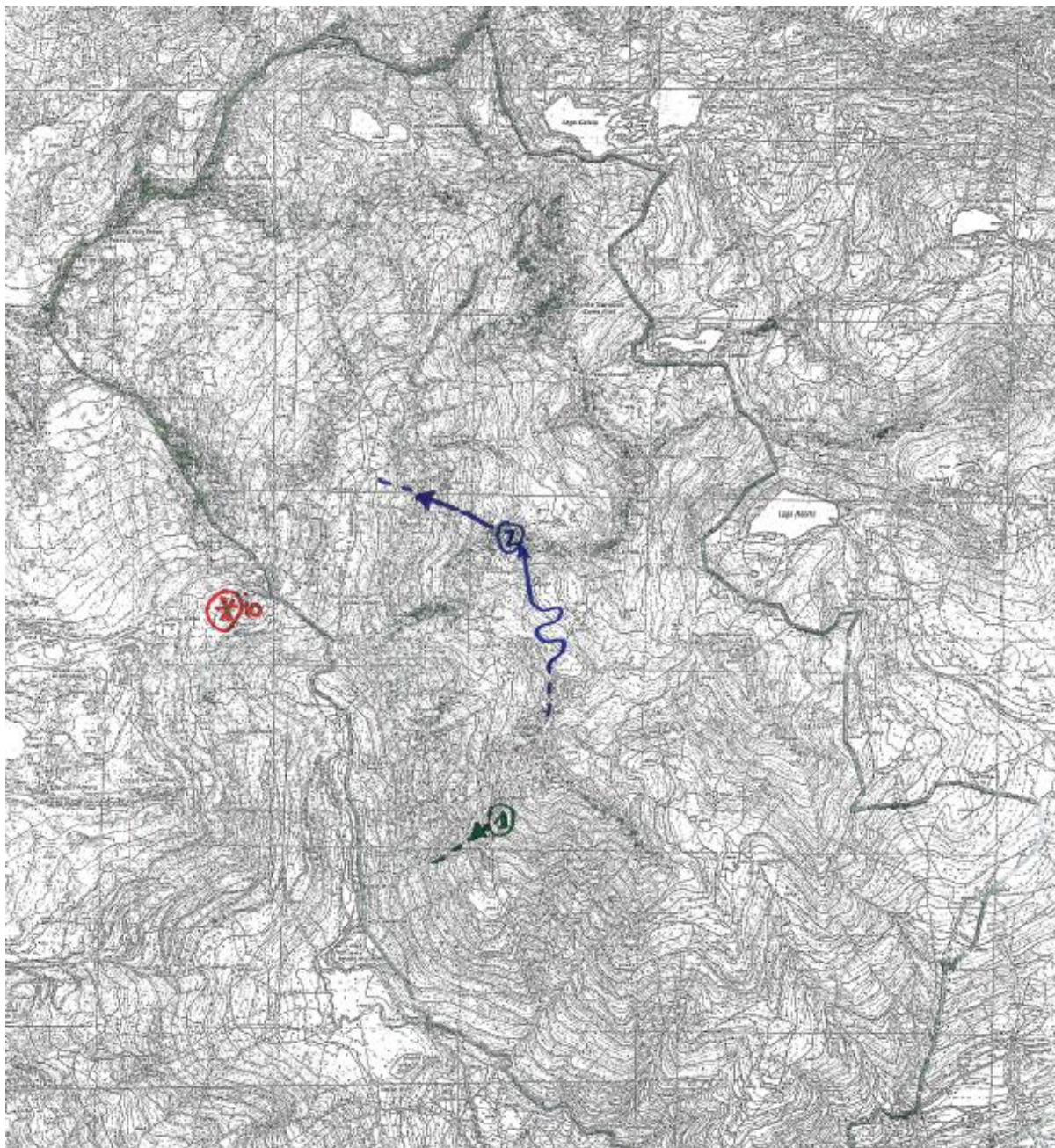


Figura 5 – Esempio di mappa allegata alla scheda di monitoraggio compilata.

5.3.2 MONITORAGGI EFFETTUATI

Si riporta in Tabella 1 lo schema riassuntivo dei monitoraggi sistematici effettuati nel periodo febbraio-agosto 2020. Occorre ricordare che l'emergenza sanitaria conseguente alla pandemia da Covid-19, iniziata a fine febbraio e che ha indotto l'emanazione di diversi DPCM volti a stabilire le disposizioni restrittive verso la mobilità a salvaguardia della salute pubblica, ha causato un notevole ostacolo alle attività condotte, in particolare nei mesi di marzo ed aprile, durante i quali

il personale del Parco è stato impossibilitato a garantire lo svolgimento delle azioni di monitoraggio.

Tabella 1 – Schema riassuntivo monitoraggi in contemporanea effettuati nel 2020.

DATA	TERRITORIO	N OSSERVAT.	PUNTI OSSERVAZ.	N OSSERVAZ.
28-feb	VAL DI NON 2	2	Castel Belasi	2
04-mar	VAL DI NON 2	2	Castel Belasi	11
04-mar	BRENTA	2	Malga Brenta Bassa e Val Brenta	0
10-mar	BRENTA	2	Malga Brenta Bassa	5
11-mar	BRENTA	5	Casinei, Valagola, Val Brenta	7
05-mag	VAL DI NON 2	2	?	0
06-mag	BRENTA	7	Val Brenta, Clemp, primo tornante Cornisello, malga Amola, Fogajart, Nambino, malga Ritort	21
14-mag	BRENTA	8	Madonnina, Val Brenta, arrivo funivia 5 Laghi, Clemp, Valchestria, primo tornante Cornisello, arrivo Pradalago	52
20-mag	BRENTA	8	Grual, cima Pancugolo, lago Ritort, Cavria, testata Valchestria, primo tornante per Cornisello, arrivo Pradalago	11
21-mag	BRENTA	7	Fevri, cima Pancugolo, Valchestria, arrivo Pradalago, Clemp, Malghette	27
26-mag	BRENTA	5	Vallesinella, malga Vallina di Nambrone, primo tornante Cornisello	21
28-mag	BRENTA	5	Val Brenta, Vallina di Nambrone, primo tornante per Cornisello	9
12-ago	BRENTA	5	Orti della Regina, Clemp, primo tornante Cornisello	8

5.3.3 RISULTATI

AREA BRENTA

Contemporanea 10 marzo

Si osservano 2 individui adulti in volo appaiato sopra la Vallesinella in direzione dell'area nota di nidificazione della specie in Val Brenta. Vengono osservati, tuttavia, in un unico momento e successivamente non ricontattati nella giornata. Si osserva, inoltre, almeno un individuo immaturo contattato inizialmente in destra idrografica della Val Agola e successivamente osservato attraversare la Val Campiglio fino a raggiungere il monte Ritort. Probabilmente lo stesso individuo viene osservato poco dopo volteggiare verso Nambino.

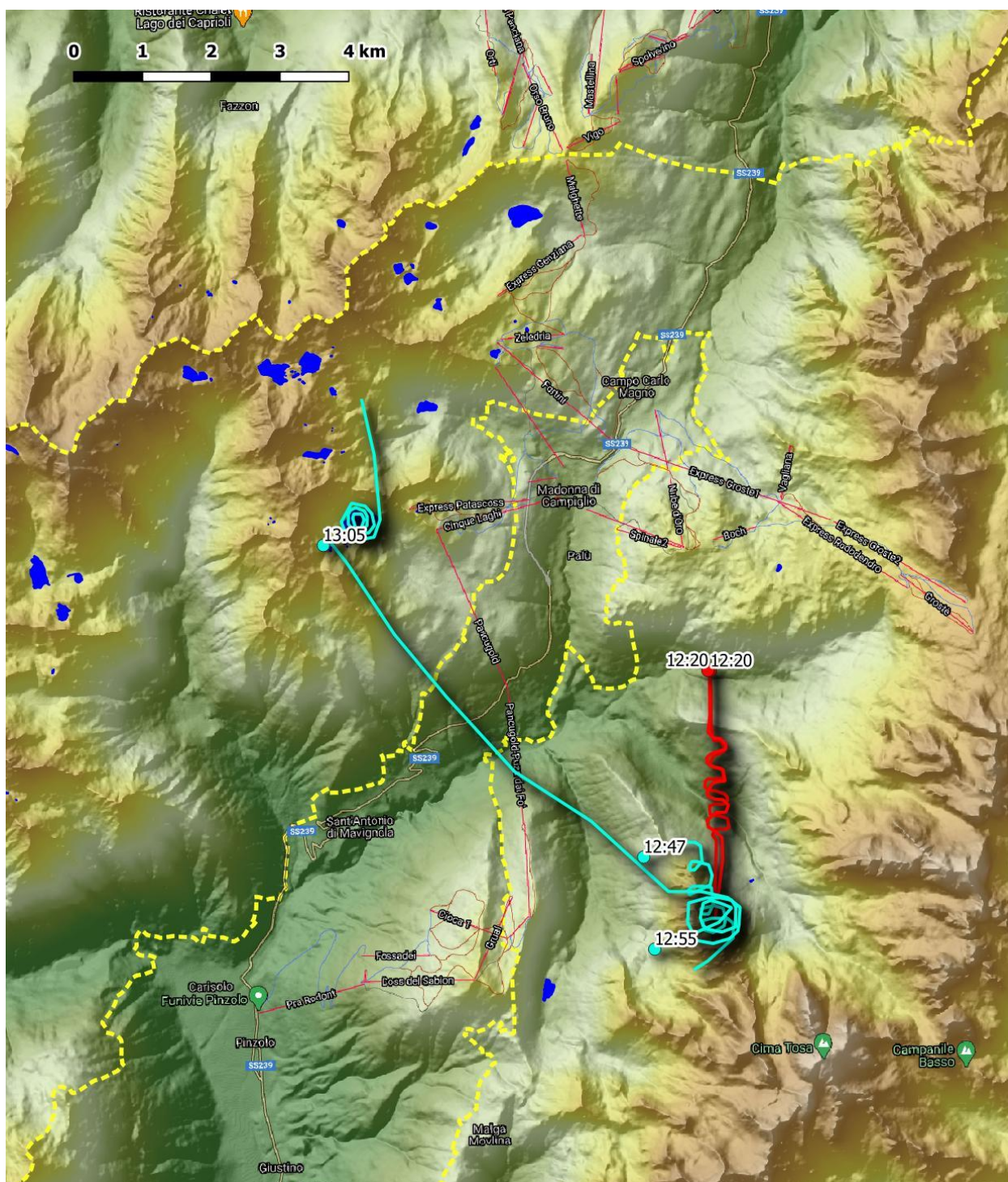
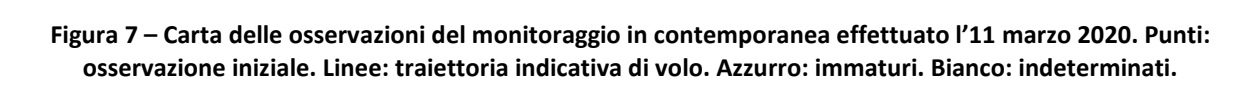


Figura 6 – Carta delle osservazioni del monitoraggio in contemporanea effettuato il 10 marzo 2020. Punti: osservazione iniziale. Linee: traiettoria indicativa di volo. Rosso: adulti. Azzurro: immaturi.

Contemporanea 11 marzo

Non vengono osservati individui adulti.



21

un altro individuo immaturo osservato inizialmente in volteggio sopra malga Boch e successivamente planato verso Nambino.

Osservati anche almeno un individuo indeterminato muoversi inizialmente lungo la dorsale tra Val Brenta e Val Agola e poco dopo attraversare anch'esso la Val Campiglio in direzione monte Ritort. Sempre un individuo indeterminato viene osservato mezz'ora dopo attraversare la Vallesinella da nord a sud per ritornare verso la dorsale Val Agola/Val Brenta.

Contemporanea 6 maggio

Prima contemporanea effettuata in periodo di cova o con pulcini già nati. Osservata una coppia (M+F) sopra Clemp (M con remigante dx in muta) volare in direzione del Dos dal Fo. Poco dopo il maschio viene osservato posato su una roccia poco distante. Nell'area del Dos dal Fo vengono, inoltre, osservati almeno un individuo immaturo ed un indeterminato.

Nella zona di Clemp vengono osservati due indeterminati, di cui uno attraversa la Val Campiglio e si porta verso bassa Val Brenta, dove viene osservata volteggiare successivamente. Molti movimenti anche nell'area Nambino/Serodoli, ma nessun adulto osservato. Osservati almeno un subadulto ed un immaturo volare appaiati provenienti dalla Val Gelada e almeno un altro individuo indeterminato osservato volteggiare a lungo in varie zone.

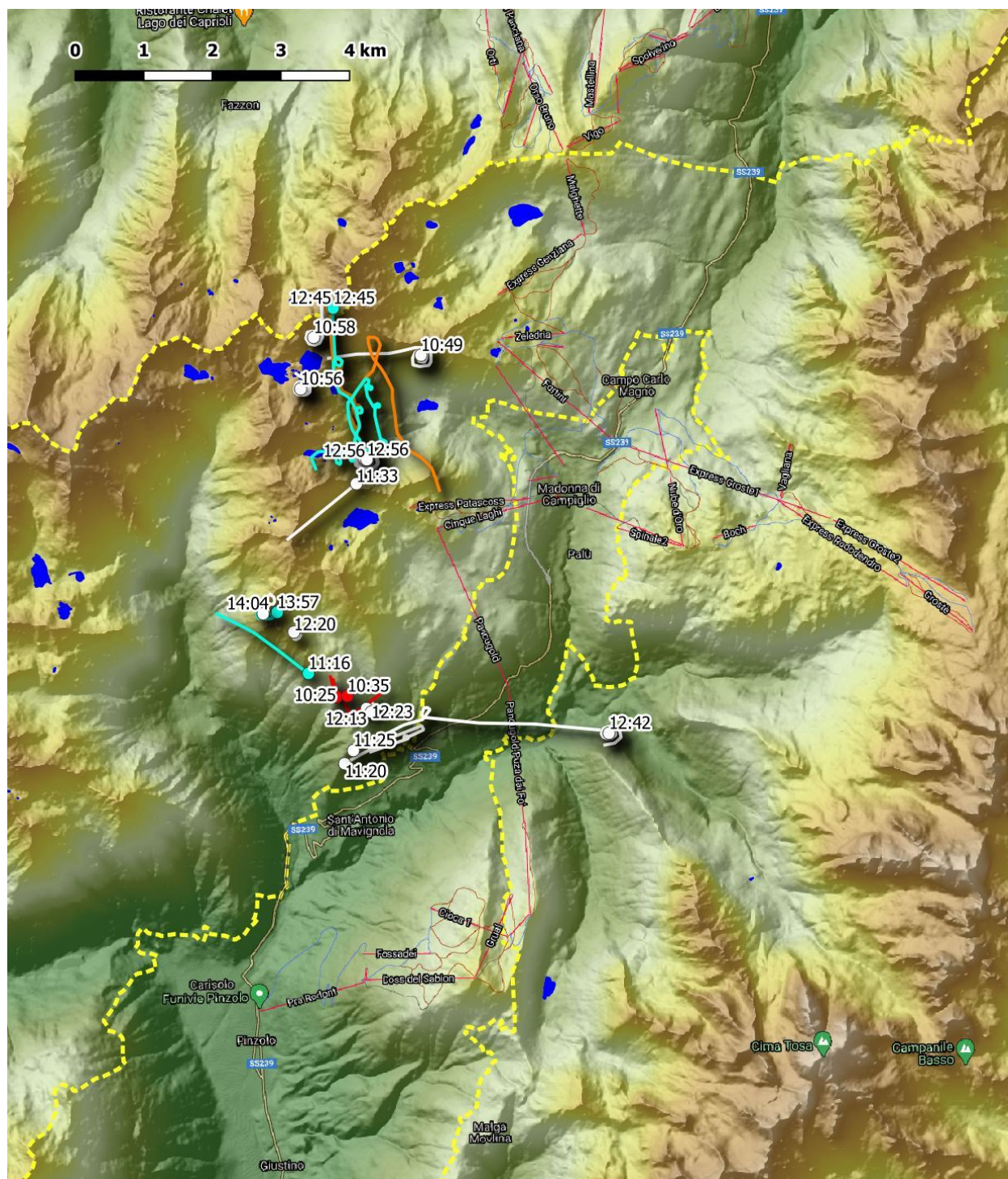


Figura 8 – Carta delle osservazioni del monitoraggio in contemporanea effettuato il 6 maggio 2020. Punti: osservazione iniziale. Linee: traiettoria indicativa di volo. Rosso: adulti. Arancione: subadulti. Azzurro: immaturi. Bianco: indeterminati.

Contemporanea 14 maggio

Osservato ripetutamente e da più punti di osservazione il presunto maschio adulto con remigante dx in muta nel corso della giornata, anche con ripetuti voli a festone, nell'area

Clemp/Valchestria/Monte Ritort/Dos dal Fo, con spostamenti sia verso l'imbocco della Vallesinella, sia in direzione della Val Amola, in questo caso in compagnia di un individuo di dimensioni maggiori (femmina adulta?) (vedi in Figura 9 il dettaglio di tutte le osservazioni dell'individuo). All'inizio della mattinata, osservato anche sulla dorsale tra Val Amola e Cornisello. Osservati voli a festoni anche di un altro individuo indeterminato nella stessa area, plausibilmente una femmina adulta.

Il 22 maggio, durante un monitoraggio faunistico standardizzato, osservato lo stesso individuo volare con ripetuti voli a festoni in zona Cornisello/Monte Giner, sempre in destra idrografica della Val Nambrone. Osservato anche il 12 maggio in fondo alla Val Agola sopra il passo Bregn de l'Ors. Nel corso della giornata osservata anche una coppia di adulti con un altro individuo (giovane?) nella zona Monte Nambino/Lago Scuro e comportamento territoriale (volo a festoni) di due individui indeterminati (adulti?) in compagnia di un immaturo sia all'imbocco della Vallesinella che più a nord verso malga Fevri/Monte Spinale.

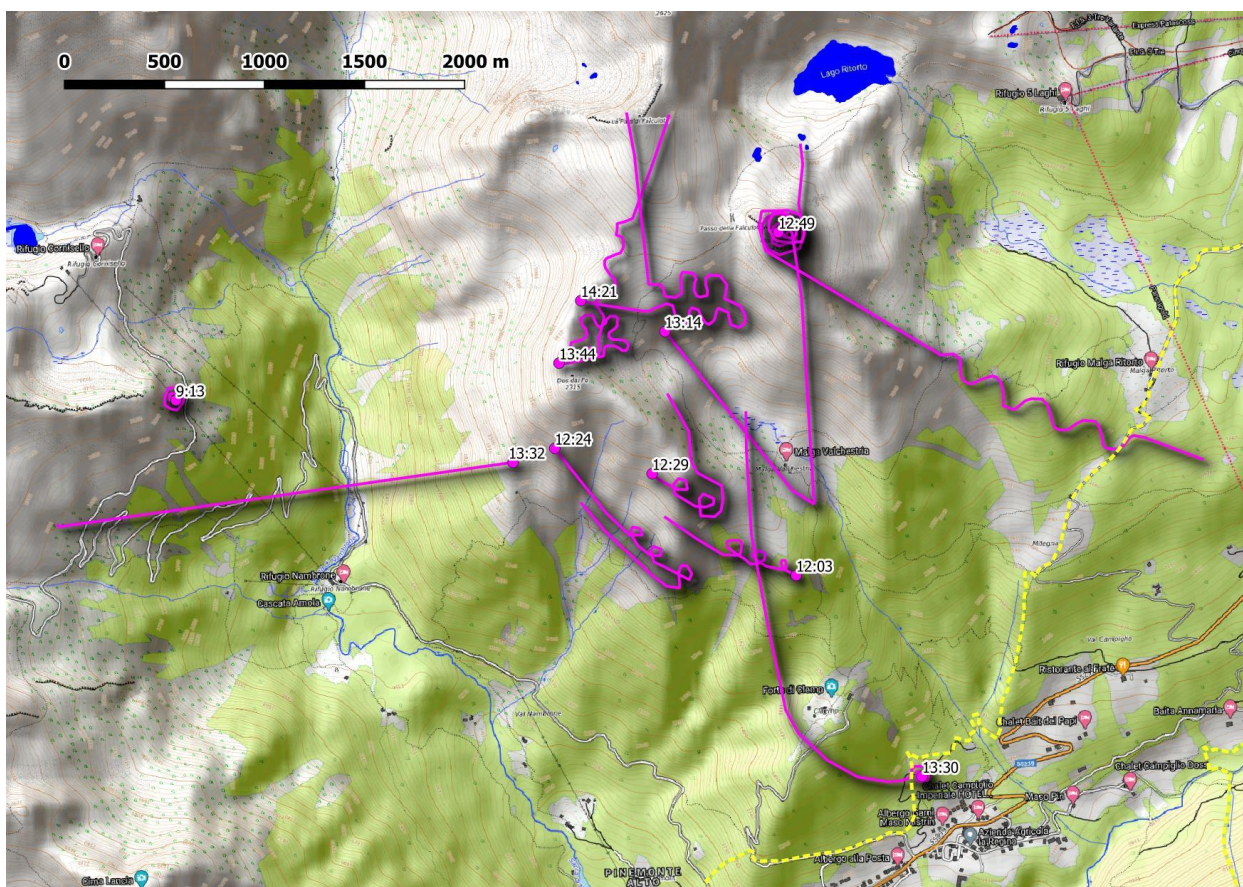


Figura 9 – Mappa di dettaglio delle osservazioni dell'individuo (presumibile adulto) con remigante mancante sull'ala destra effettuate nel corso del monitoraggio in contemporanea del 14 maggio 2020. Punti: osservazione iniziale. Linee: traiettoria indicativa di volo.

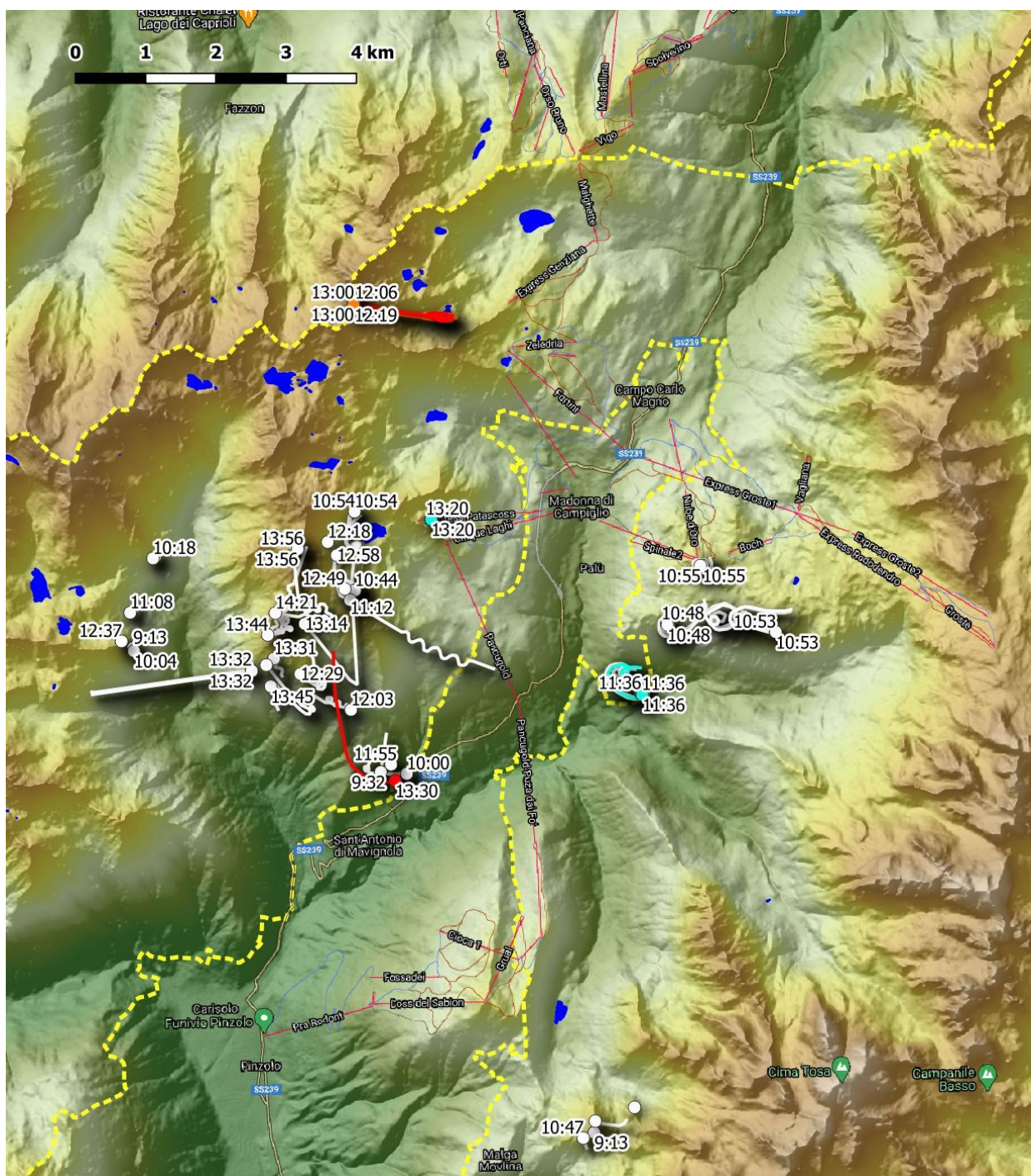


Figura 10 – Carta delle osservazioni del monitoraggio in contemporanea effettuato il 14 maggio 2020. Punti: osservazione iniziale. Linee: traiettoria indicativa di volo. Rosso: adulti. Arancione: subadulti. Azzurro: immaturi. Bianco: indeterminati.

L'assenza della caratteristica della remigante mancante sull'ala dx potrebbe suggerire non essere la stessa coppia della Val Nambrone, sebbene un operatore riporti un'osservazione di un

individuo con tale caratteristica attraversare la Val Campiglio da Nambino verso il Monte Spinale (dato non riportato in mappa, vedi Figura 10).

Contemporanea 20 maggio

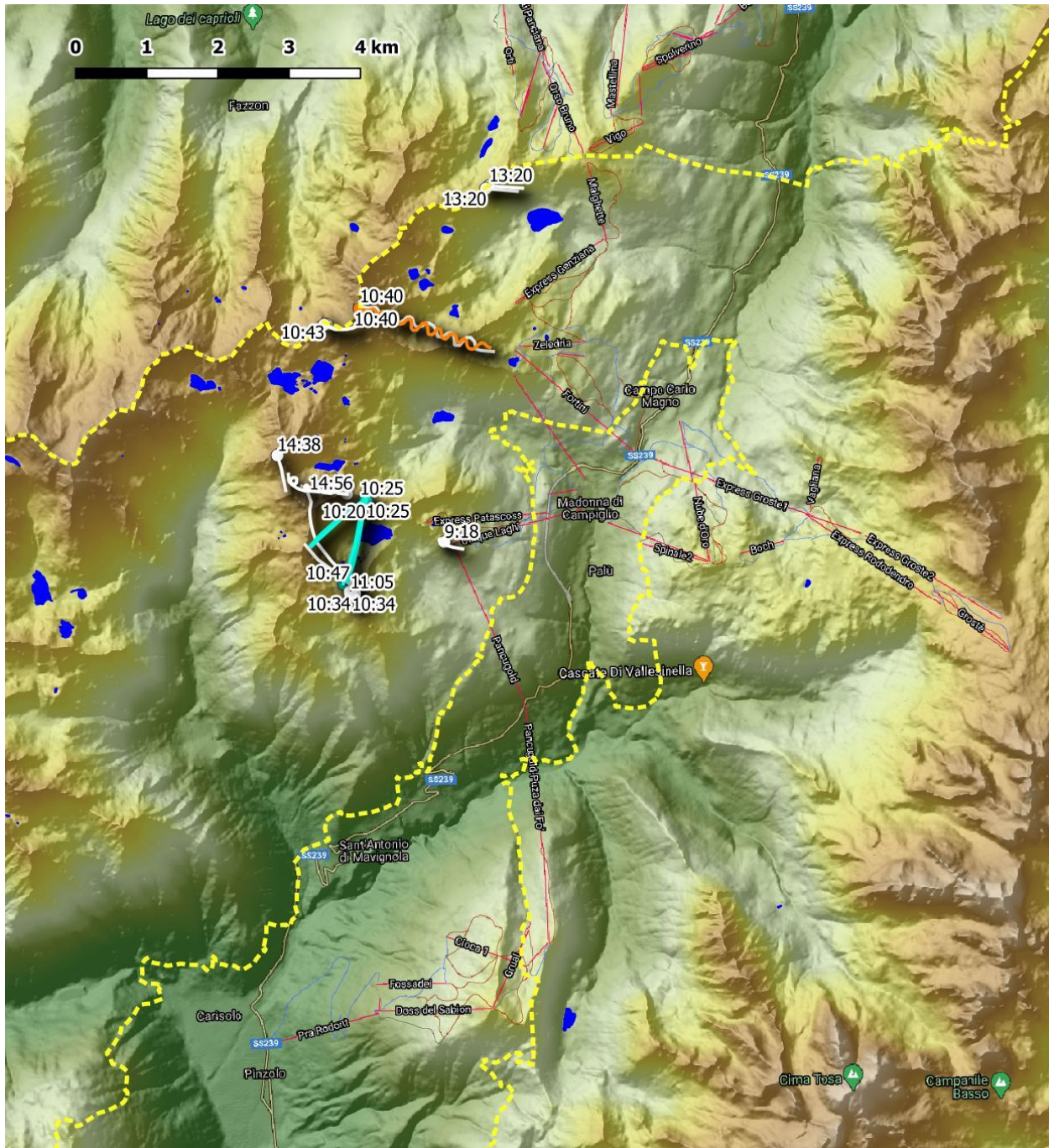


Figura 11 – Carta delle osservazioni del monitoraggio in contemporanea effettuato il 20 maggio 2020. Punti: osservazione iniziale. Linee: traiettoria indicativa di volo. Arancione: subadulti. Azzurro: immaturi. Bianco: indeterminati.

Si conferma la presenza di comportamenti territoriali (volo a festoni) nell'area Monte Nambino/Pradalago (in questo caso un subadulto e un indeterminato). Diverse osservazioni di almeno due individui immaturi sopra il Lago Ritort, plausibilmente gli stessi individui indeterminati osservati da alto operatore muoversi e posarsi tra il Monte Ritort ed il Monte Nambrone.

Contemporanea 21 maggio

Ancora numerose osservazioni nell'area Dos dal Fo/Valchestria/Ritort con manifestazioni territoriali (volo a festoni) ripetute, anche da parte dell'individuo con la remigante in muta sull'ala dx.

Questo individuo viene inoltre osservato a metà giornata attraversare la Val Campiglio e spostarsi dal Dos dal Fo verso malga Fevri/Monte Spinale, dove viene ricontattato in compagnia di un altro individuo (femmina adulta?), con il quale prosegue verso il Passo del Grostè. Plausibilmente gli stessi individui vengono osservati rientrare verso l'imbocco della Val Nambrone dopo un'ora e mezza circa.

Due individui identificati come adulti vengono osservati muoversi nella stessa area all'inizio della mattinata in uscita dalla Val Nambrone, sempre sotto il Dos dal Fo verso Valchestria.

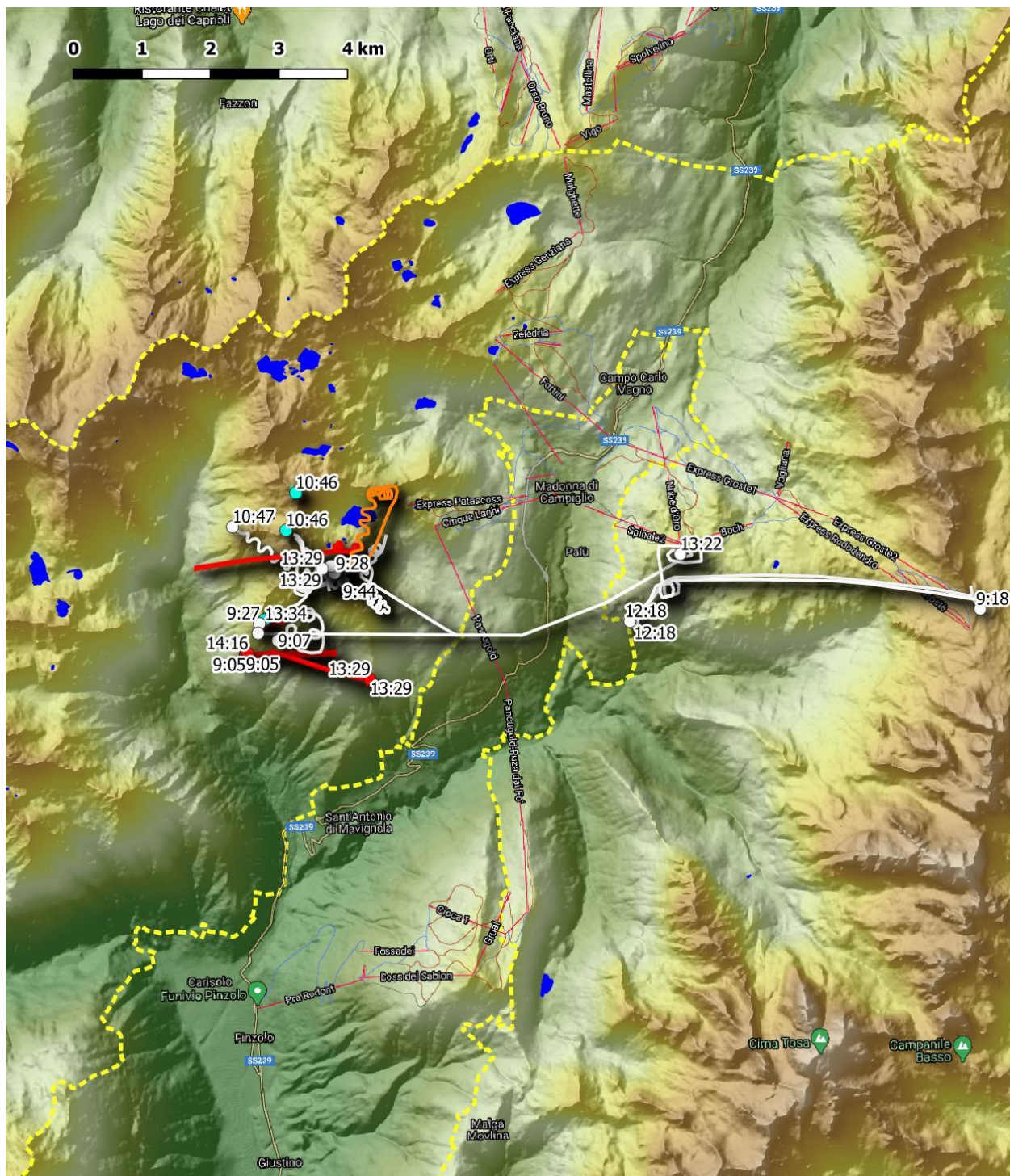


Figura 12 – Carta delle osservazioni del monitoraggio in contemporanea effettuato il 21 maggio 2020. Punti: osservazione iniziale. Linee: traiettoria indicativa di volo. Rosso: adulti. Arancione: subadulti. Azzurro: immaturi. Bianco: indeterminati.

Contemporanea 26 maggio

Poche osservazioni compiute in questa giornata, ma spicca soprattutto l'assenza di osservazioni nell'area di Vallesinella, elemento che andrebbe a suffragare l'assenza di nidi occupati nell'area

Val Brenta/Val Agola. Osservati due individui indeterminati in volteggio insieme sulla Cima Giner, ed un volo a festoni (sempre individuo indeterminato) sopra il Corno delle Plozze.

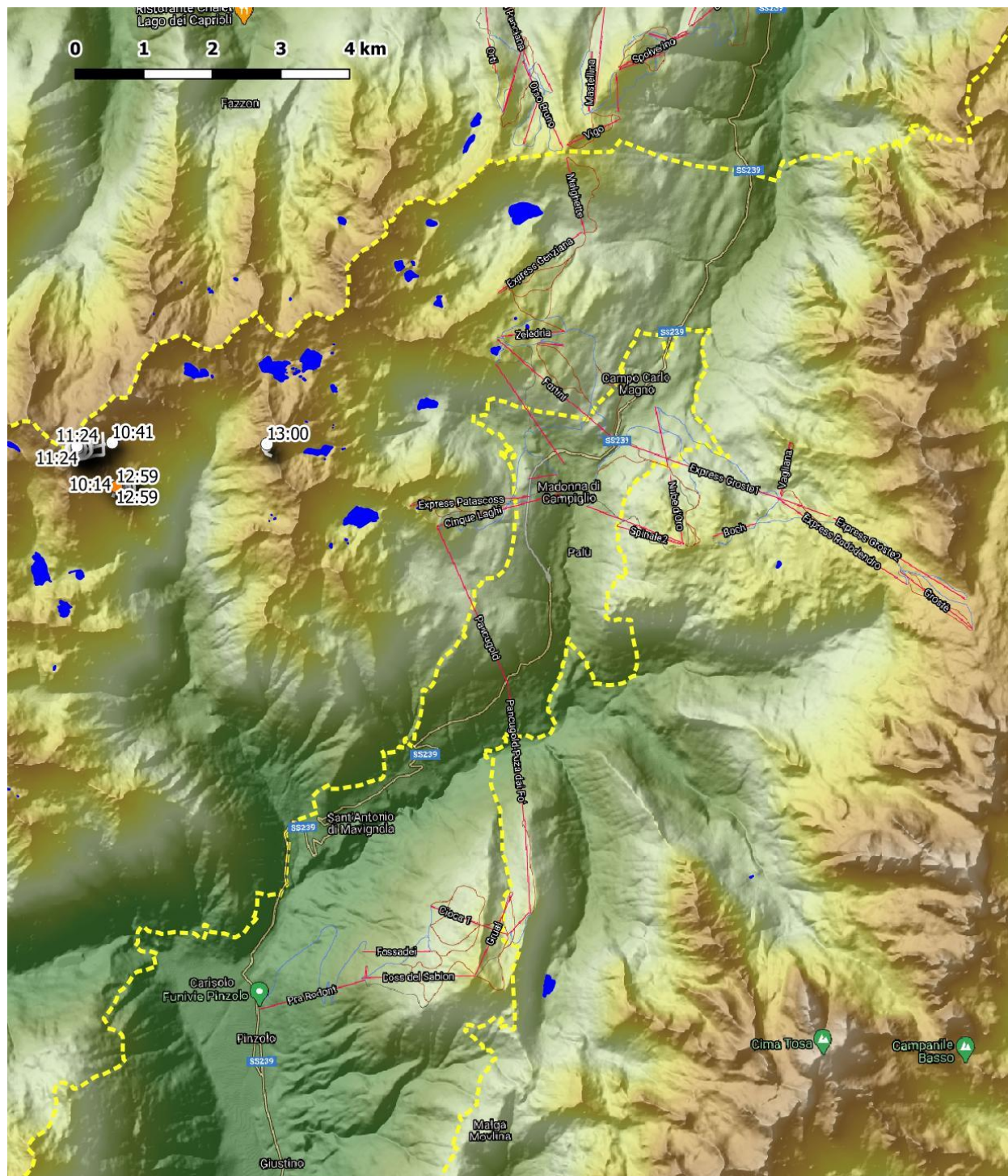


Figura 13 – Carta delle osservazioni del monitoraggio in contemporanea effettuato il 26 maggio 2020. Punti: osservazione iniziale. Linee: traiettoria indicativa di volo. Rosso: adulti. Arancione: subadulti. Azzurro: immaturi. Bianco: indeterminati.

Contemporanea 28 maggio

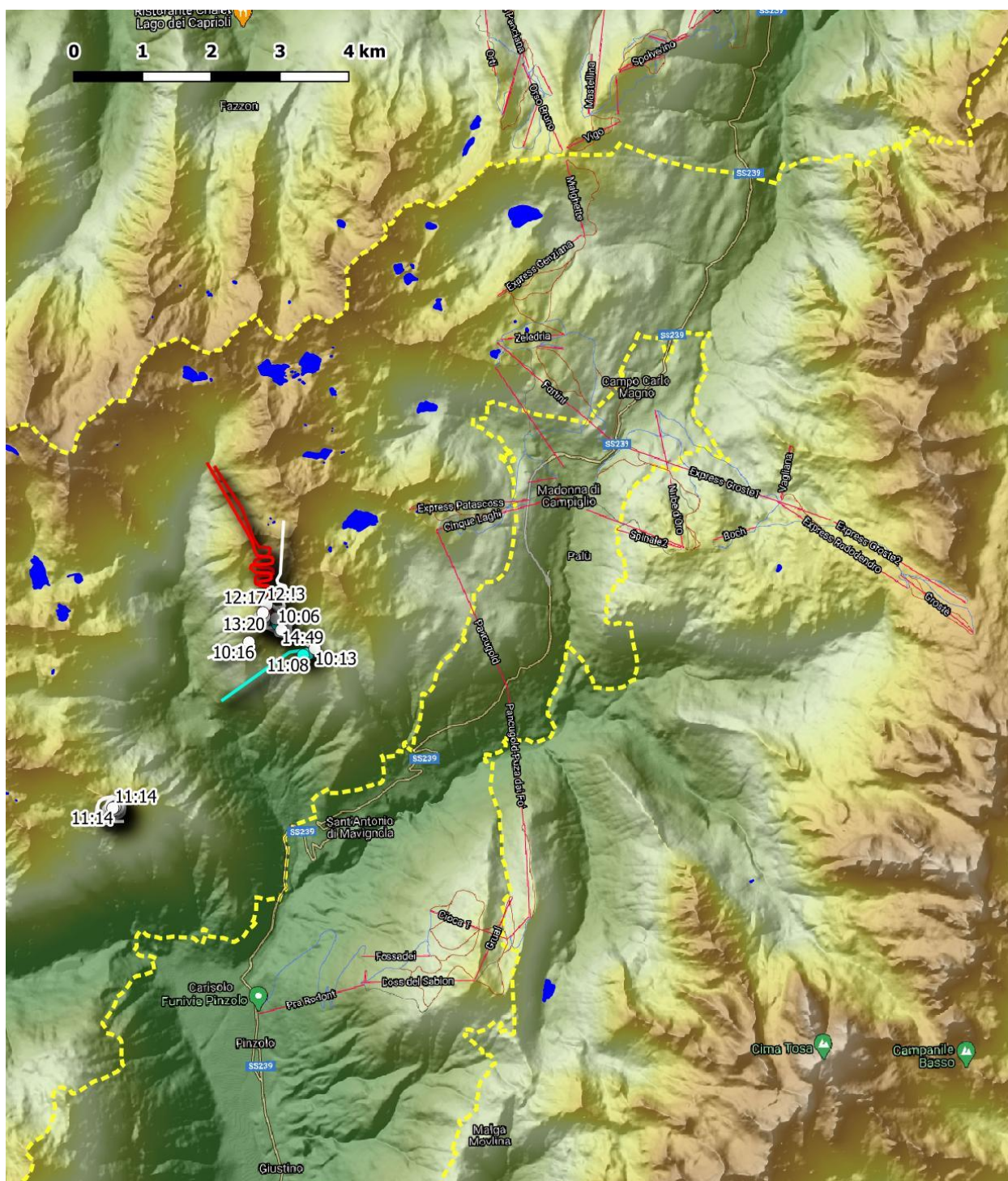


Figura 14 – Carta delle osservazioni del monitoraggio in contemporanea effettuato il 28 maggio 2020. Punti: osservazione iniziale. Linee: traiettoria indicativa di volo. Rosso: adulti. Azzurro: immaturi. Bianco: indeterminati.

Anche in questa giornata nonostante la presenza di due operatori in Val Brenta, nessuna osservazione nell'area. Volo a festoni di una coppia di adulti osservato dal Dos dal Fo verso la testata della Val Nambrone, ma anche diverse altre osservazioni nel corso della giornata di un individuo immaturo e di altri indeterminati.

Emerge, comunque, l'assenza nel corso di tutte le contemporanee effettuate a maggio di osservazioni di individui che trasportano prede, elemento che suggerirebbe come un eventuale tentativo di nidificazione non sia andato a buon fine, nonostante la presenza accertata in modo piuttosto robusto di una coppia con comportamento territoriale.

Contemporanea 12 agosto

Monitoraggio effettuato in periodo post-riproduttivo, utile all'individuazione di eventuali giovani dell'anno involati di recente. Il monitoraggio non ha dato esito in tal senso, suffragando l'ipotesi del mancato successo di un eventuale tentativo di nidificazione della coppia presente in Val Nambrone. Contestualmente non sono stati osservati individui dal punto di osservazione degli Orti della Regina verso l'area Grostè/Boch/Spinale.

Osservata la presunta coppia della Val Nambrone sopra Clemp, verso la testata della Valchestria, oltre a due individui indeterminati, potenzialmente identificabile sempre nella coppia, volteggiare nei pressi del Dos dal Fo prima di scivolare verso l'area di Cornisello.

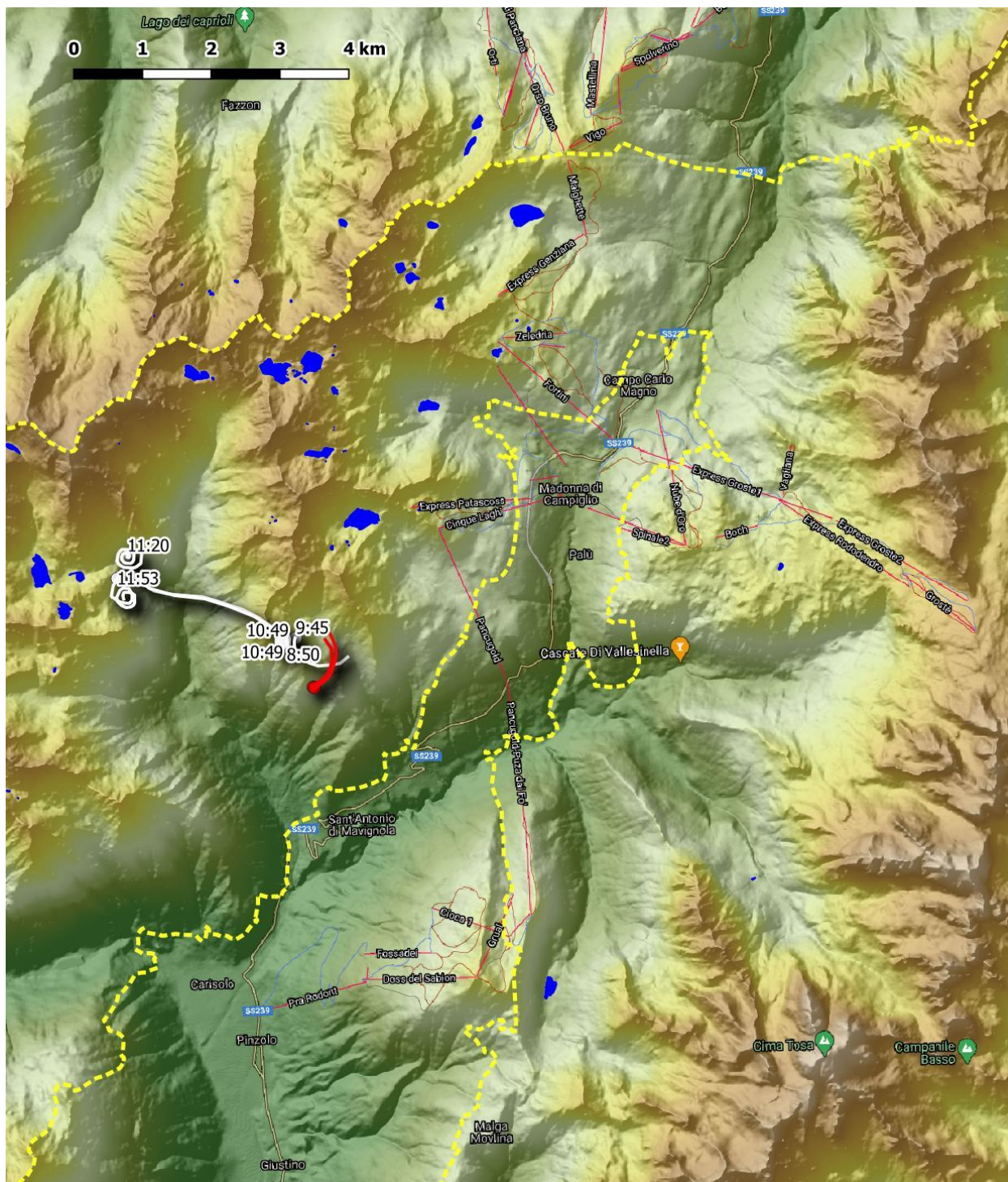


Figura 15 – Carta delle osservazioni del monitoraggio in contemporanea effettuato il 12 agosto 2020. Punti: osservazione iniziale. Linee: traiettoria indicativa di volo. Rosso: adulti. Bianco: indeterminati.

AREA VAL DI NON

Contemporanea 28 febbraio

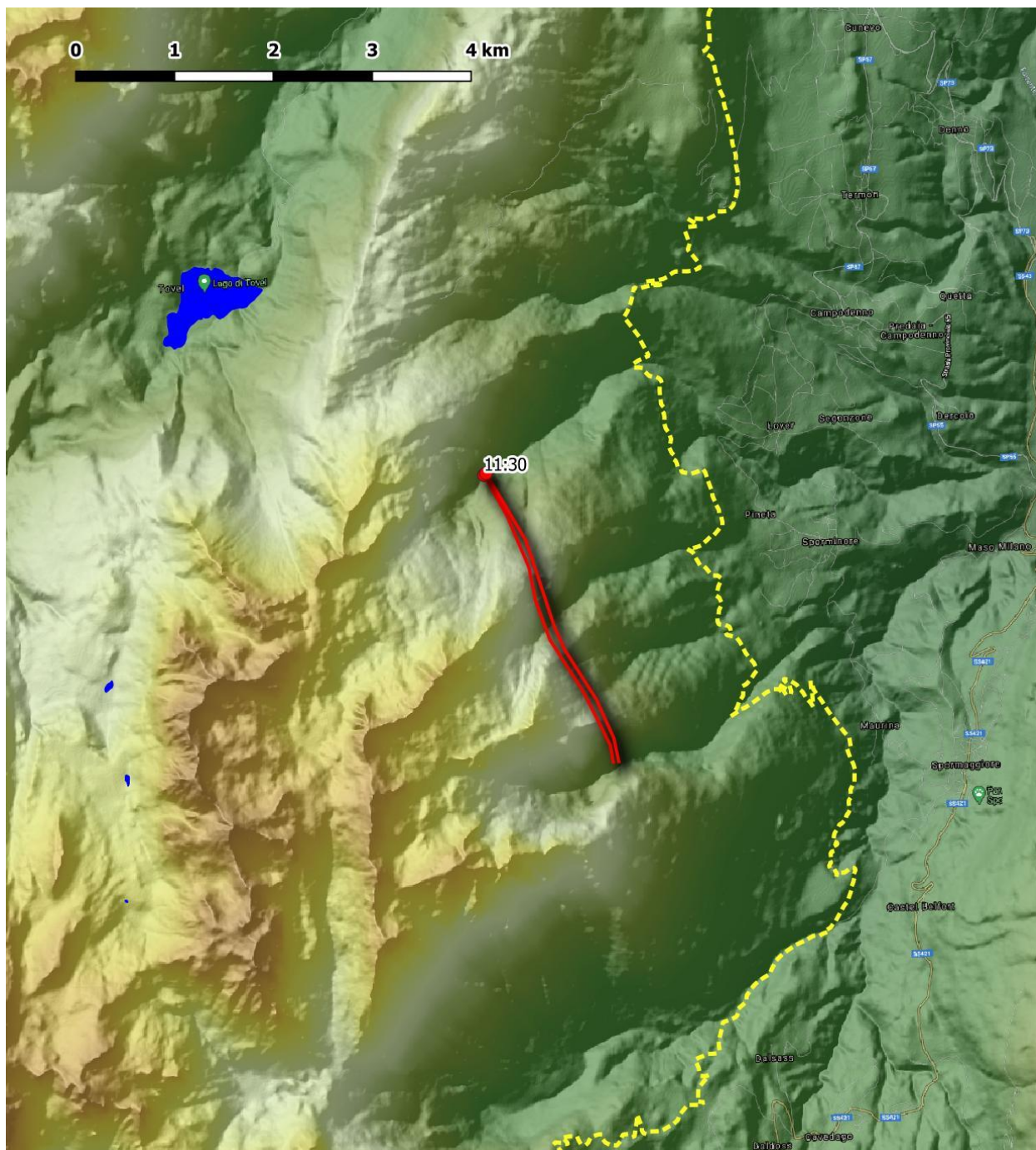
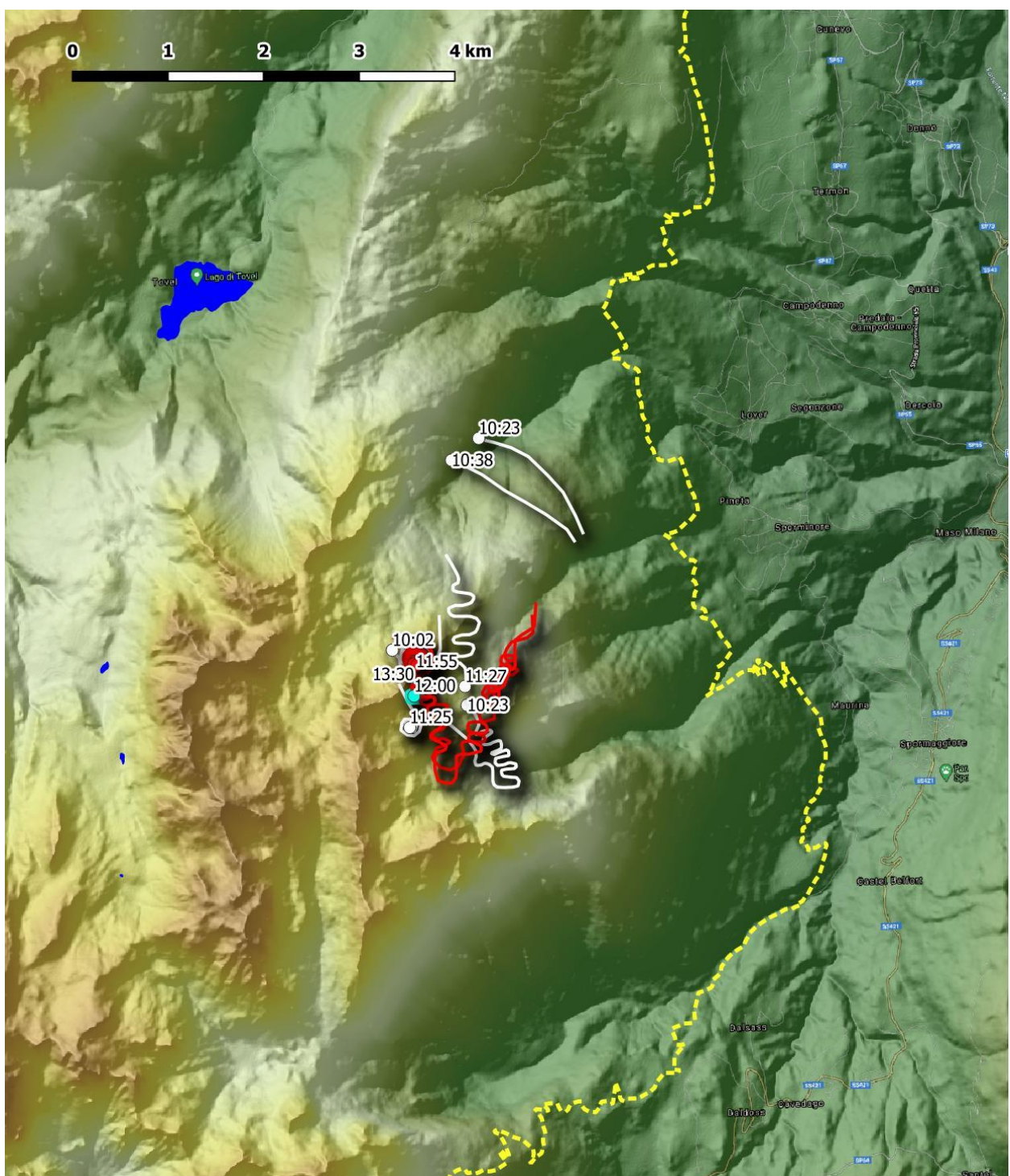


Figura 16 – Carta delle osservazioni del monitoraggio in contemporanea effettuato il 28 febbraio 2020. Punti: osservazione iniziale. Linee: traiettoria indicativa di volo. Rosso: adulti.

Monitoraggio effettuato a grande distanza (a valle di Campodenno), che ha, tuttavia, portato all'osservazione di due individui adulti in volo all'interno del territorio precedentemente identificato come "Val di Non 2", tra la Val Cadin e la Val Goslada.



Anche in questo caso monitoraggio effettuato a grande distanza (dallo stesso punto di osservazione a valle di Campodenno), che conferma la presenza di una coppia territoriale nell'area (volo a festoni), osservata ripetutamente sopra malga Sporata. Voli a festoni anche di individui di età indeterminata, ma plausibilmente identificabili con la medesima coppia. Osservato nell'area anche un individuo immaturo.

5.3.4 DISCUSSIONE

PRESENZA DELLA COPPIA TERRITORIALE "BRENTA" IN VAL NAMBRONE

Il monitoraggio sistematico mediante osservazioni contemporanee effettuato nel corso del 2020 ha portato ad identificare la presenza di una probabile coppia territoriale localizzata in Val Nambrone, area per la quale non risultavano evidenze pregresse in tal senso.

Numerosi elementi concorrono a suffragare l'ipotesi:

- elevato numero di osservazioni della specie in tutta la valle ed in particolare in sinistra idrografica (Dos dal Fo, Monte Nambrone, ma anche l'area della conca del lago Ritort e Valchestria);
- ricorrenti osservazioni di individui adulti (anche in coppia) in a partire da febbraio e protrattesi per tutto maggio fino ad agosto,
- identificazione del sesso (maschio e femmina) dei due individui adulti per confronto dimensionale durante il volo in coppia,
- frequenti osservazioni di comportamenti territoriali (volo a festoni) da parte degli stessi individui adulti, ma anche di individui di età indeterminata, ma plausibilmente identificabili con la coppia locale,
- identificazione individuale del presunto maschio della coppia, riconoscibile per tutto il mese di maggio dall'assenza di una remigante sull'ala destra ed osservato sia nell'area di Nambrone che sul versante Brenta (Val Agola, Vallesinella, Grostè);

Permane, comunque, un certo margine di incertezza sull'effettiva avvenuta nidificazione:

- nonostante uno sforzo di campo profuso non indifferente, qualora esistente, non è stato individuato il nido della coppia e nemmeno si è giunti a restringere un'area sufficientemente piccola da indirizzare uno sforzo mirato a localizzare con precisione il nido;
- sempre a fronte di decine di osservazioni della presunta coppia, non è mai stato osservato alcun trasporto di materiale o prede verso il nido, osservazioni che avrebbero in tal senso fornito un indizio prezioso sia per confermare l'effettiva nidificazione, sia per concentrare gli sforzi di localizzazione del nido. Si sottolinea comunque che lo sforzo di campo nell'area durante il periodo utile alla costruzione del nido sia stato ridotto;
- nei mesi estivi (luglio-agosto, periodo post-involo), non è mai stato osservato alcun individuo giovane dell'anno.

Valutando complessivamente gli elementi sopra forniti, si può dedurre che la Val Nambrone, nel 2020, abbia rappresentato la *core area* del territorio di una coppia (definibile come tale dalle frequenti osservazione di voli a festoni e occasionali comportamenti antagonistici, quindi un *occupied nesting territory*, *sensu* Steenhof *et al.*, 2017), che, tuttavia, per motivi non noti non si sia riprodotta con successo. L'insuccesso riproduttivo di una coppia territoriale può avvenire sia prima della deposizione che successivamente. Tra i motivi possibili che potrebbero aver causato la mancata riproduzione della coppia:

- mancato accoppiamento (le coppie territoriali non si riproducono tutti gli anni, *non-laying pairs*, *sensu* Steenhof *et al.*, 2017);
- disturbo nel periodo riproduttivo (anche di origine antropica);
- accoppiamento non fertile, quindi mancata deposizione;
- fallimento nella schiusa (per anomalie patologiche dei pulcini nati o per fattori esterni, quali eventi meteorologici);
- mortalità dei pulcini al nido (analogamente, per fattori patologici o per fattori esterni).

In considerazione degli elementi osservazionali raccolti, quest'ultima ipotesi appare la meno probabile, ma è plausibile un fallimento della riproduzione antecedente la schiusa. Un elemento non trascurabile in tal senso è rappresentato dai lavori di ristrutturazione del Rifugio "Alberto e

Maria ai Brentei” iniziati in inverno e che hanno determinato un frequente transito di elicotteri all’interno della Val Brenta, presso la quale si collocano i nidi noti della coppia che gravita nella Val Campiglio. Il monitoraggio effettuato il 12 maggio dal personale del Parco ha evidenziato la mancata occupazione di 4 nidi noti della Val Brenta. È pertanto ipotizzabile che il disturbo arrecato dagli elicotteri di supporto ai lavori del Rifugio Brentei abbiano costretto la coppia storicamente localizzata sul versante calcareo del parco a spostarsi in un’area di maggior tranquillità, rappresentata dalla Val Nambrone. L’improvvisa necessità di dislocare la posizione del baricentro del territorio e il possibile fallimento nel trovare in poco tempo una collocazione idonea per la costruzione di un nuovo nido potrebbe aver determinato l’insuccesso riproduttivo della coppia, potenzialmente avvenuto già in fase pre-deposizione. È oltretutto noto che le coppie di Aquila reale costruiscano più nidi anche all’interno della stessa stagione riproduttiva, prima di selezionarne uno da utilizzare per l’effettiva deposizione e allevamento dei pulcini. Un comportamento territoriale (volo a festoni) di un individuo adulto è stato osservato in Val Nambrone il 19 febbraio, ma ancora il 10 marzo una coppia di adulti è stata osservata effettuare volo a festoni tra la Vallesinella e la Val Brenta (vedi Figura 18), suggerendo che la scelta di abbandonare definitivamente l’area possa essere stata tardiva e tale da impedire alla coppia di instaurarsi nella nuova area con successo.

Occorre, tuttavia, sottolineare come la specie sia in grado di tollerare il disturbo causato dal transito di elicotteri (Grubb *et al.*, 2010), e pertanto non sono da escludere altre cause, non note, che possono aver concorso a determinare l’eventuale abbandono dei nidi della Val Brenta e il possibile spostamento della stessa in Val Nambrone.

Il modello di presenza potenziale della specie elaborato per il Parco evidenzia, nei limiti imposti dal modello stesso, alcune aree all’interno della Val Nambrone come potenzialmente idonee alla nidificazione della specie (Figura 19). Emerge in particolare l’area in sinistra idrografica a valle del Dos dal Fo come quella che offre le migliori possibilità di nidificazione per la specie e quella che, pertanto, potrebbe essere oggetto di monitoraggio specifico qualora l’Ente PNAB intendesse approfondire lo studio della presenza dell’Aquila reale in Val Campiglio. L’*output* del modello è rafforzato anche dalla grande volume di osservazioni effettuate sopra il Dos dal Fo (compresi molti voli a festoni) e di altre osservazioni di voli di spostamento in uscita dalla valle al mattino in provenienza apparente proprio dall’area identificata dal modello come idonea.

In generale, l'area Dos dal Fo/Valchestria risulta quella a maggior concentrazione di osservazioni nel periodo 2010-2019, sia occasionali che durante il monitoraggio faunistico standardizzato (vedi Figura 21 e Figura 22), in particolare in periodo invernale (novembre-marzo). Pur considerando l'assenza di un riferimento quantitativo dello sforzo di campo per le varie aree del parco rispetto alle osservazioni occasionali e le caratteristiche topografiche dell'area (che la rendono da un lato molto visibile anche a distanza, ma anche l'esposizione meridionale che la rende una zona ideale per il veleggiamento degli individui data la presenza di correnti ascensionali), non è da escludere completamente che la Val Nambrone sia già stata oggetto di nidificazioni o perlomeno della presenza di individui territoriali anche negli anni scorsi.

Si evidenzia, comunque, come, rispetto al quesito iniziale, il monitoraggio effettuato abbia evidenziato la probabile presenza di un'unica coppia territoriale presente nell'area della Val Campiglio. A conferma di ciò vi sono le numerose osservazioni di individui in attraversamento della Val Campiglio tra l'area Valchestria/Ritort e l'area Spinale/Boch/Grostè, tra cui anche il presunto maschio della coppia con la remigante mancante sull'ala destra. Il versante calcareo della valle rappresenterebbe in tal senso un probabile territorio di caccia della coppia, come peraltro confermato da alcune osservazioni di accenni di azioni predatorie nei pressi di malga Fevri il 14 maggio.

ALTRE COPPIE

L'osservazione in almeno tre occasioni di coppie di adulti o di individui indeterminati con comportamento territoriale nell'area Monte Nambino/Pradalago/Lago Scuro confermerebbe come la zona rientri all'interno del territorio di un'altra coppia, plausibilmente quella identificata come "Meledrio", diversa da quella gravitante in Val Nambrone/Val Brenta (Figura 18).

Pur a fronte di uno sforzo di campo molto inferiore rispetto a quello prodotto per la Val Campiglio, nel corso del 2020 si è, inoltre, potuto verificare la presenza di una coppia territoriale anche per quanto riguardo il territorio "Val di Non 2", che come specificato nel paragrafo 6.3.1, non era stato oggetto di monitoraggio nel 2017.

CONSIDERAZIONI METODOLOGICHE

Il monitoraggio condotto nel 2020 ha evidenziato alcuni elementi di tipo metodologico meritevoli di considerazione.

- il personale del Parco, pur nei limiti imposti dalle problematiche relative alla pandemia da Covid-19, ha potuto accumulare esperienza per quanto concerne il monitoraggio dell'Aquila reale, migliorando le competenze sia in termini di riconoscimento delle classi d'età e dei comportamenti della specie, sia per quanto riguarda gli aspetti logistici relativi ai punti di osservazione e alla pianificazione e gestione di monitoraggi in contemporanea;
- l'identificazione delle classi d'età di Aquila reale in natura, ad eccezione dei giovani dell'anno, è difficile e richiede parecchia esperienza, in considerazione della distanza di osservazione degli individui e alle condizioni di luce tipiche di un'osservazione in natura. Per garantire in futuro un monitoraggio della specie efficace, si evidenzia, comunque, la necessità di migliorare ulteriormente la capacità di discriminazione delle classi d'età al fine di minimizzare, nei limiti del possibile, il numero di individui indeterminati, che risultano essere la netta maggioranza delle osservazioni compiute nel corso dei monitoraggi del 2020 (Figura 20). In prospettiva di proseguire il monitoraggio della specie finalizzata alla rendicontazione sessennale della Direttiva Uccelli (ex-articolo 12) secondo modalità da definire (vedi capitolo 6.4), è opportuno prevedere dei momenti di formazione del personale mirati ad incrementare le competenze. Resta salda la corretta applicazione del metodo da parte del personale durante i monitoraggi 2020, che prevede l'attribuzione ad una classe d'età solo in caso di ragionevole certezza;
- è stato messo a punto un sistema robusto di archiviazione dei dati dell'Aquila reale tramite *shapefile*, integrabile eventualmente con le banche dati faunistiche già in uso da parte del PNAB. Data la peculiare ecologia della specie, risulta fondamentale poter disporre non solo di osservazioni puntiformi, ma anche delle tracce di volo lineari, così come predisposto per il monitoraggio 2020. Il sistema è, comunque, ulteriormente migliorabile, ad esempio aggiungendo uno specifico campo relativo alle caratteristiche anatomiche degli individui (es. penne in muta), che consente di attribuire il dato a livello individuale. Si raccomanda l'uso di una codifica univoca per le variabili categoriche;

- è emerso, tuttavia, come il rapporto costo/beneficio, inteso come risultati ottenuti a fronte del numero di giornate/uomo impiegate, sia risultato complessivamente sfavorevole. Vi è, comunque, la consapevolezza che la definizione dei territori attraverso il monitoraggio in contemporanea richiede un impegno, che qualora in futuro voglia essere riproposto, andrà accuratamente pianificato;
- la difficoltà nell'individuare con certezza la localizzazione del nido (che, come detto, è possibile non sia stato costruito dalla coppia) ha comportato l'impossibilità di arrivare ad uno studio delle aree di caccia utilizzate dalla coppia, pur osservando l'uso da parte della presunta coppia delle aree in sinistra idrografica, sia verso il Monte Spinale/malga Fevri, che la dorsale del Monte Fracinglo tra Val Agola e Val Brenta

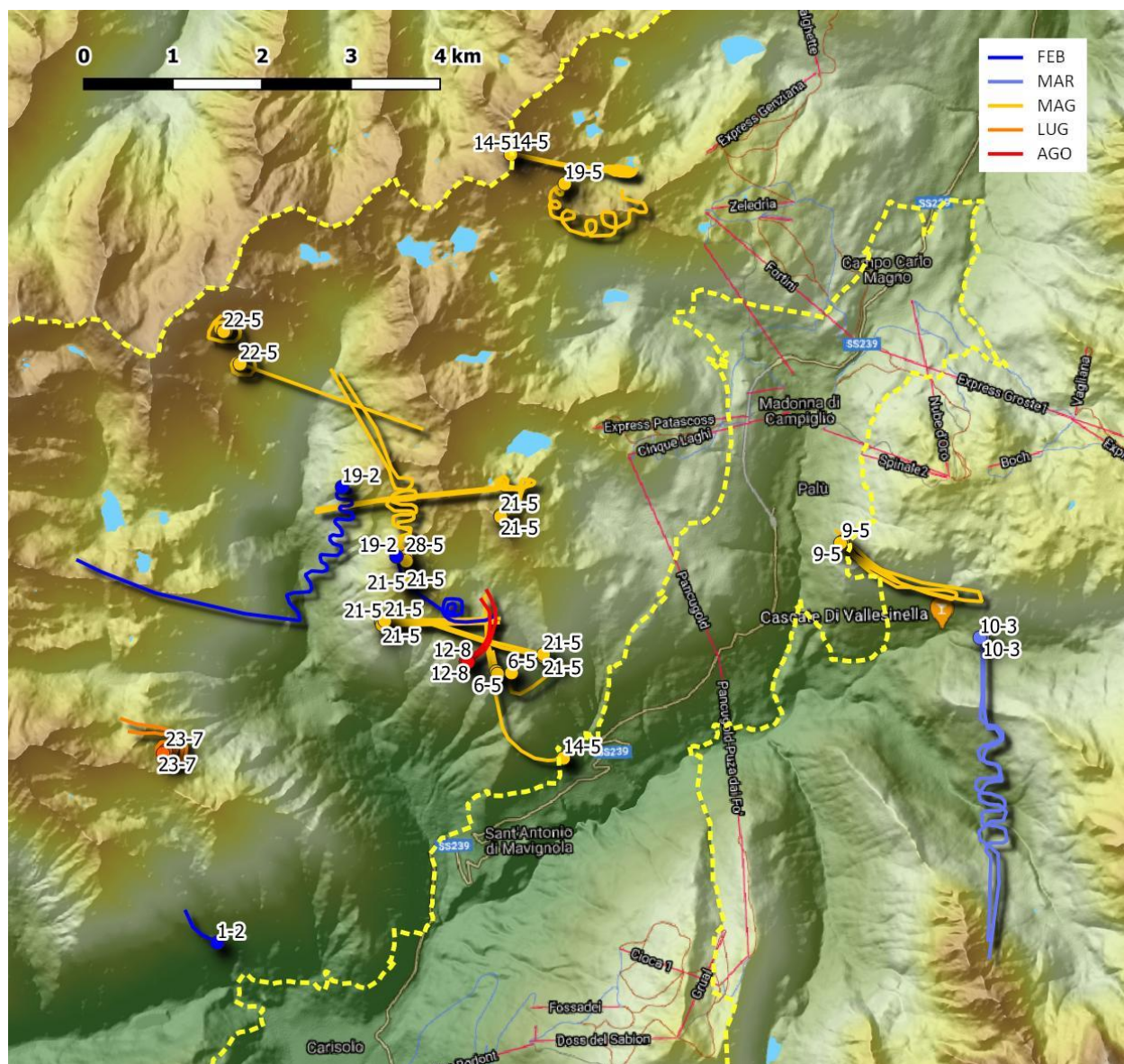


Figura 18 – Osservazioni di individui adulti di Aquila reale nel periodo febbraio-luglio 2020 (sia dati occasionali che derivanti dai monitoraggi in contemporanea). In giallo i confini di PNAB. Si sottolinea come non siano riportate le osservazioni di individui indeterminati, ma plausibilmente riferibili alla coppia territoriale orbitante in Val Nambrone.

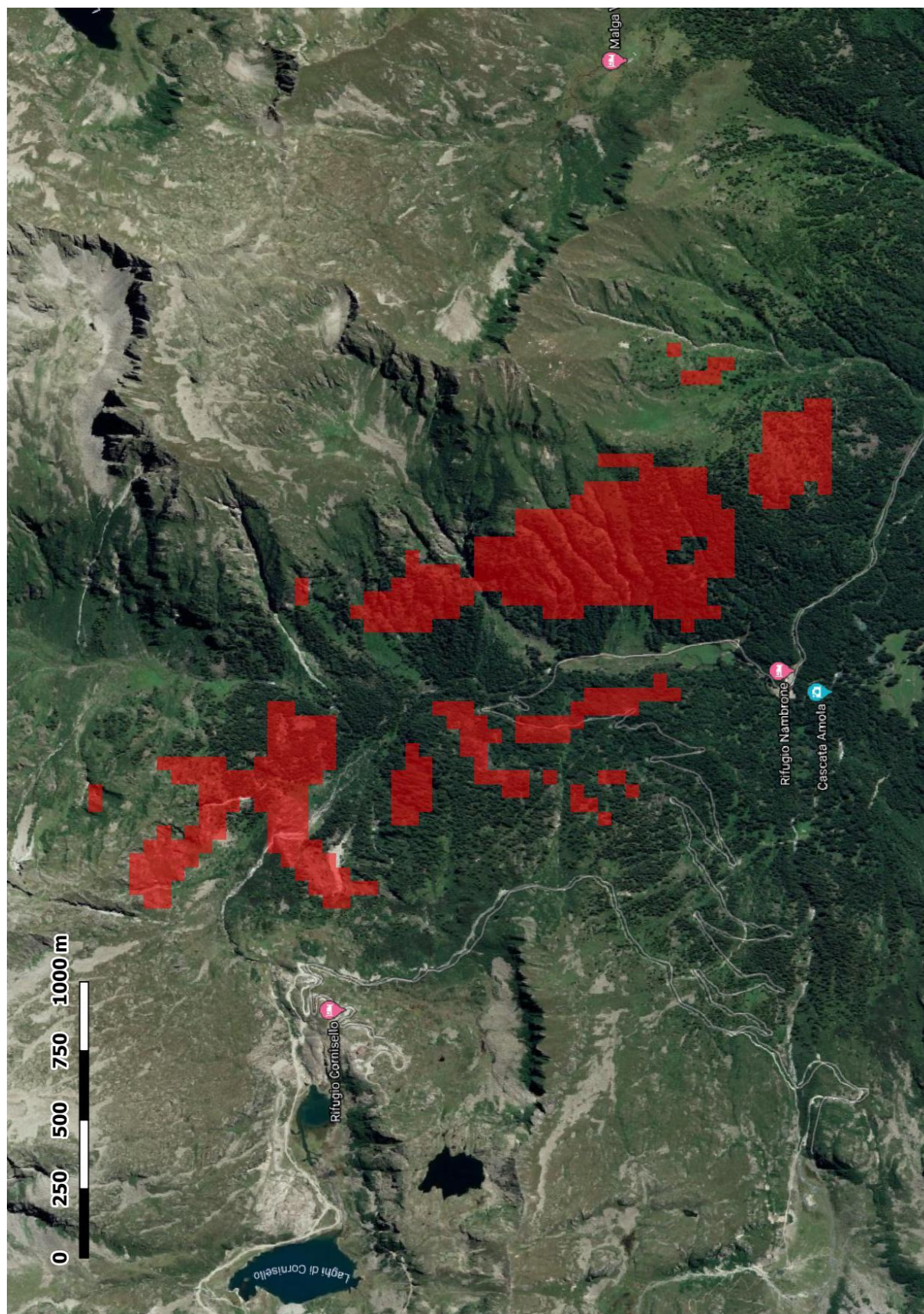


Figura 19 – Dettaglio del modello di distribuzione potenziale dell'Aquila reale (in rosso, vedi paragrafo 5.4.4) in Val Nambrone. L'intero modello è presentato in Figura 30).

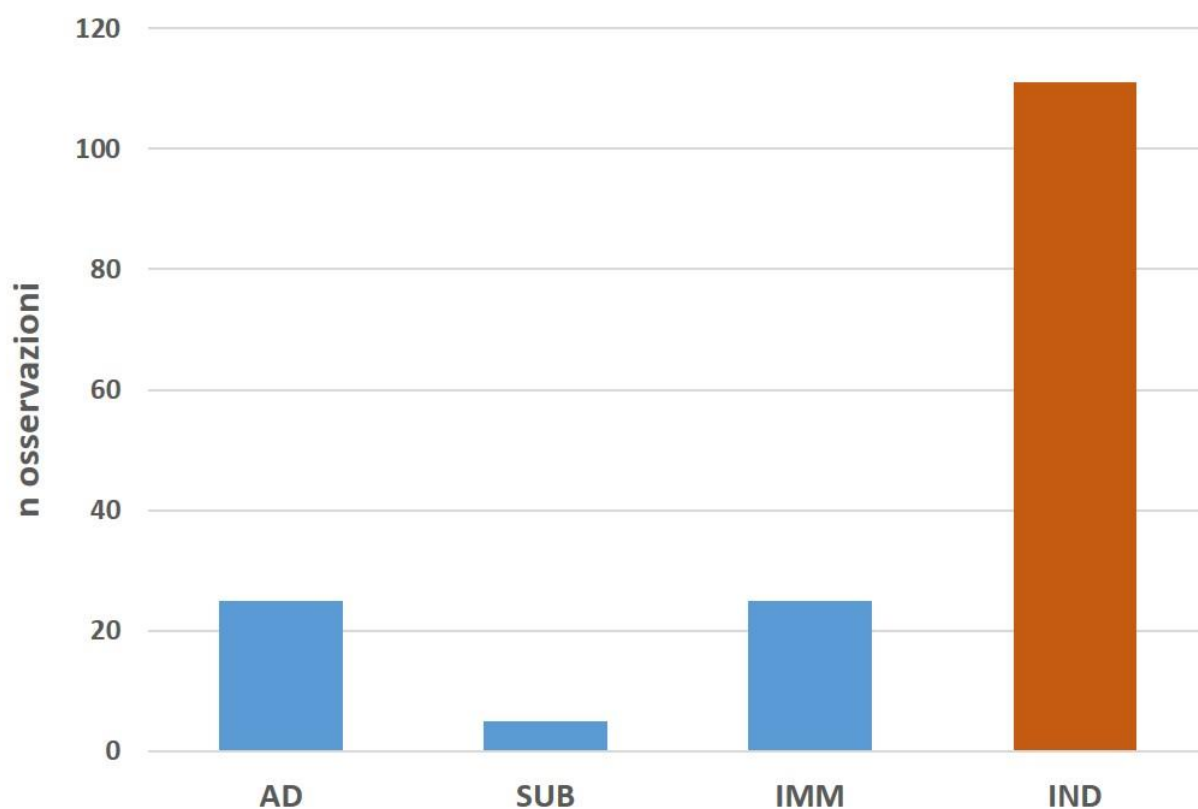


Figura 20 – Riassunto del numero di osservazioni effettuate nel corso dei monitoraggi sistematici e occasionali del 2020 per classi d'età.

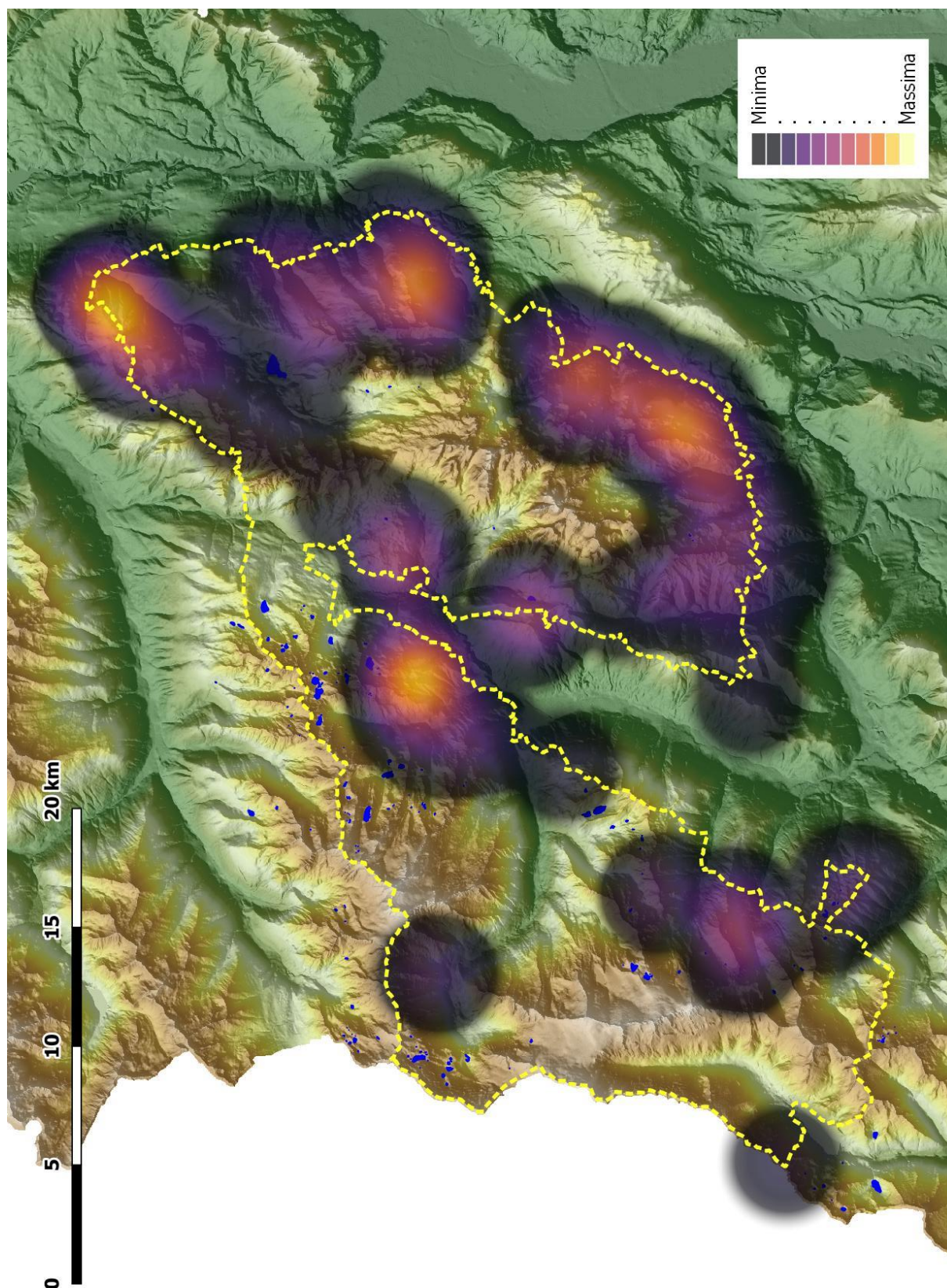


Figura 21 – Mappa di concentrazione (*kernel density estimation*, raggio 3 km) delle osservazioni sistematiche e occasionali, nel periodo 2010-2019 tra novembre e marzo.

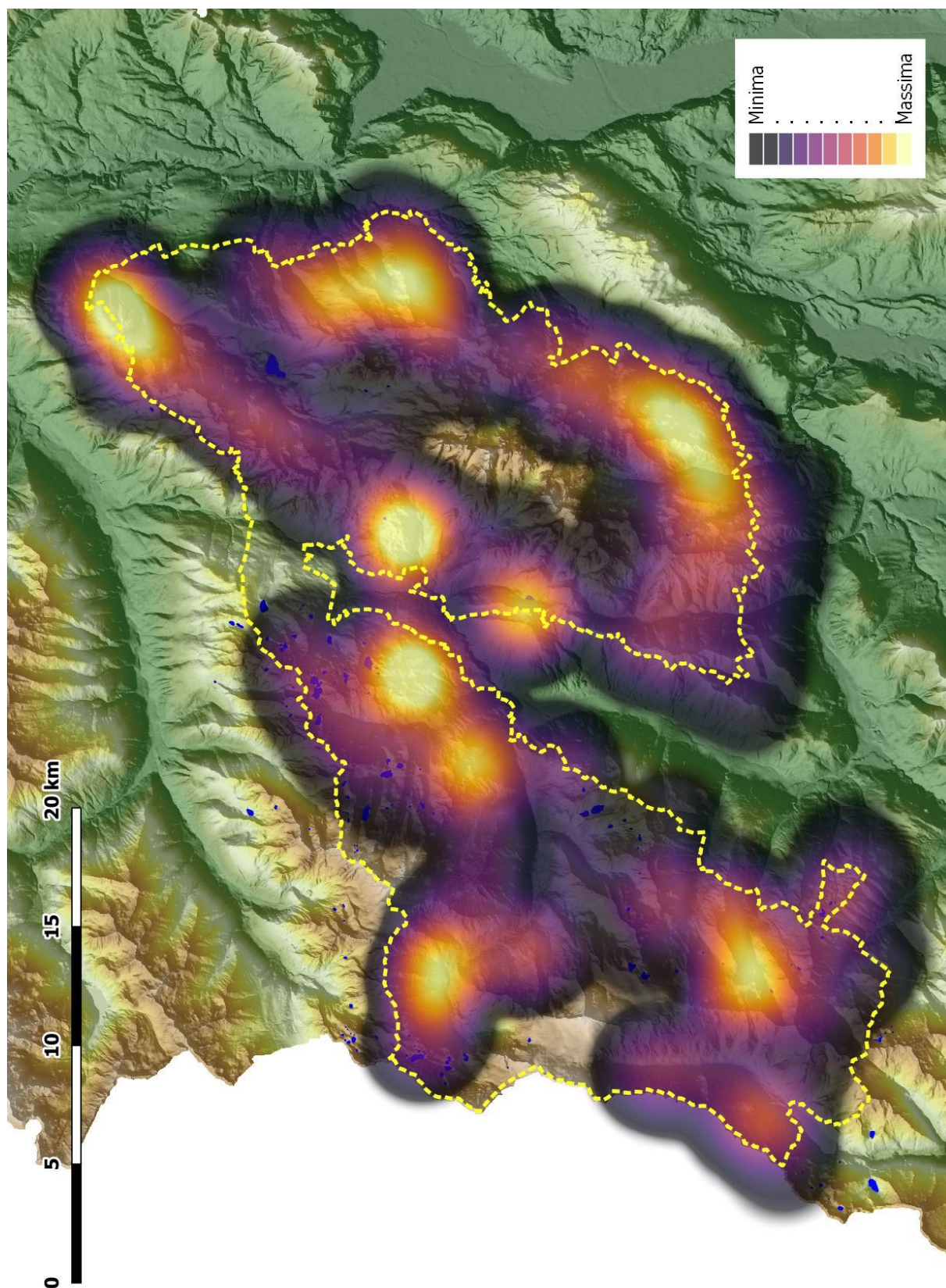


Figura 22 – Mappa di concentrazione (*kernel density estimation*, raggio 3 km) delle osservazioni sistematiche e occasionali effettuate nel periodo 2010-2019 in tutti i mesi.

5.4. AQUILA REALE E DISTURBO ANTROPICO

5.4.1 INTRODUZIONE

Un elemento di criticità che influenza la conservazione, inclusa la distribuzione, della fauna sulle Alpi è rappresentato dal disturbo antropico. Esiste ormai una crescente mole di dati e studi che mostrano come lo stress generato dalle attività umane di vario tipo (ricreative, produttive etc.) e le conseguenze sui parametri fisiologici, che influenzano il successo riproduttivo, rappresentino un fattore di minaccia per una moltitudine di specie, soprattutto mammiferi e uccelli, trovando fondamento nella cosiddetta “ecologia della paura” (Ydenberg e Dill, 1986). Tra gli organismi maggiormente studiati in tal senso ci sono i Galliformi alpini, per i quali esiste una vasta letteratura che evidenzia i rischi legati soprattutto alle attività ricreative (soprattutto invernali, ma anche estive) su diversi indicatori di *fitness* individuale e delle popolazioni (Storch, 2013 per una sintesi). Anche per la grande mammalofauna alpina esistono numerose ricerche in merito, alcune delle quali condotte nel territorio del PNAB (es. Oberosler *et al.*, 2017). Meno noti sono gli effetti del disturbo sull'Aquila reale, in particolare sulle Alpi, per le quali i dati sono scarsi e frammentari.

Grazie alla carta del disturbo antropico dall'Ente PNAB (Chirichella e Chiozzini, 2008, vedi paragrafo 5.4.2) si è indagata l'influenza di questa variabile sulla distribuzione dei siti noti di nidificazione di Aquila reale, attraverso due approcci modellistici differenti (massima entropia e logistico binomiale).

5.4.2 VARIABILI AMBIENTALI

Ai fini della modellistica per lo studio dell'effetto del disturbo antropico sulla nidificazione dell'Aquila reale sono state utilizzate tre tipologie di variabili ambientali: variabili topografiche, variabili di habitat e indici di disturbo. Nel primo caso, si è usato come sorgente di informazione il modello digitale del terreno (DTM) della PAT (alla risoluzione di 10 m) (Figura 23). Nel secondo caso, la fonte è rappresentata dalla Carta degli habitat delle aree protette del Trentino, edita nel 2012 (Figura 24). Per quanto concerne il disturbo antropico, si è usata la carta dall'Ente PNAB (Chirichella e Chiozzini, 2008), che attribuisce a ciascuna particella dei Piani Economici Forestali

un indice di disturbo (risultante dalla valutazione di 15 tipologie di fonti di disturbo diverse) periodicizzato per mese, per stagione, per gruppo di mesi, anche in forma normalizzata rispetto all'estensione della particella. Ciascuno strato informativo è stato successivamente elaborato al fine di ottenere le variabili utilizzati per la modellistica (vedi Tabella 2).

In particolare, le variabili di disturbo e di habitat sono state trasformate applicando una funzione all'interno di una finestra mobile (per il disturbo, il valore mediano; per l'habitat, la proporzione delle categorie di habitat selezionate), al fine di identificare l'effetto della variabile alla scala spaziale cui, plausibilmente, viene percepita dalla specie. In tal modo, un'unica variabile di habitat categorica (la carta degli habitat) viene trasformata in tante variabili continue (una proporzione) quante sono le categorie di habitat selezionate. Per garantire un numero ragionevole di regressori, la carta degli habitat è stata riclassificata in 5 macro categorie di habitat, su base essenzialmente strutturale (aree boschive, aree prative, aree rocciose etc.). Per l'habitat si è scelto un raggio della finestra mobile di 1.000 m, valore arbitrario e sicuramente piccolo rispetto al territorio di una coppia, ma tale da mantenere sufficiente variabilità nella proporzione della copertura delle varie categorie di habitat. Per quanto concerne il disturbo, il raggio selezionato è di 500 m, valore minimo considerato da uno studio condotto in Nord America al di sotto del quale è altamente probabile che un evento di disturbo generi una risposta nell'Aquila reale (Spaul e Heath, 2017).

Ai fini dello studio, sono stati identificati 4 scale temporali/periodi potenzialmente influenzanti la selezione del sito di nidificazione per il quale considerare l'indice di disturbo:

- l'inverno (formazione delle coppie, accoppiamenti, costruzione/manutenzione/selezione nidi);
- primavera (deposizione, cova, schiusa, crescita pulcini);
- febbraio-giugno (omnicomprensivo dei momenti della biologia riproduttiva sopra descritti);
- febbraio-agosto, ancora più generico, che include anche le fasi di involo dei giovani.

La scelta di indagare il disturbo a scala stagionale o a scala più vasta ha lo scopo di verificare se l'Aquila reale sia influenzata da eventi circoscritti temporalmente oppure se subisca l'effetto cumulato di un disturbo di tipo continuo.

Ulteriori dettagli sulle variabili considerate sono riportate in Tabella 2.

Data la non-indipendenza di alcune variabili si è proceduto con l'analisi della correlazione spaziale degli strati informativi delle variabili selezionate, che ha portato all'eliminazione di due variabili dai modelli (rugosità topografica e disturbo febbraio-giugno, altamente correlati rispettivamente con la pendenza e disturbo primavera) (Figura 26).

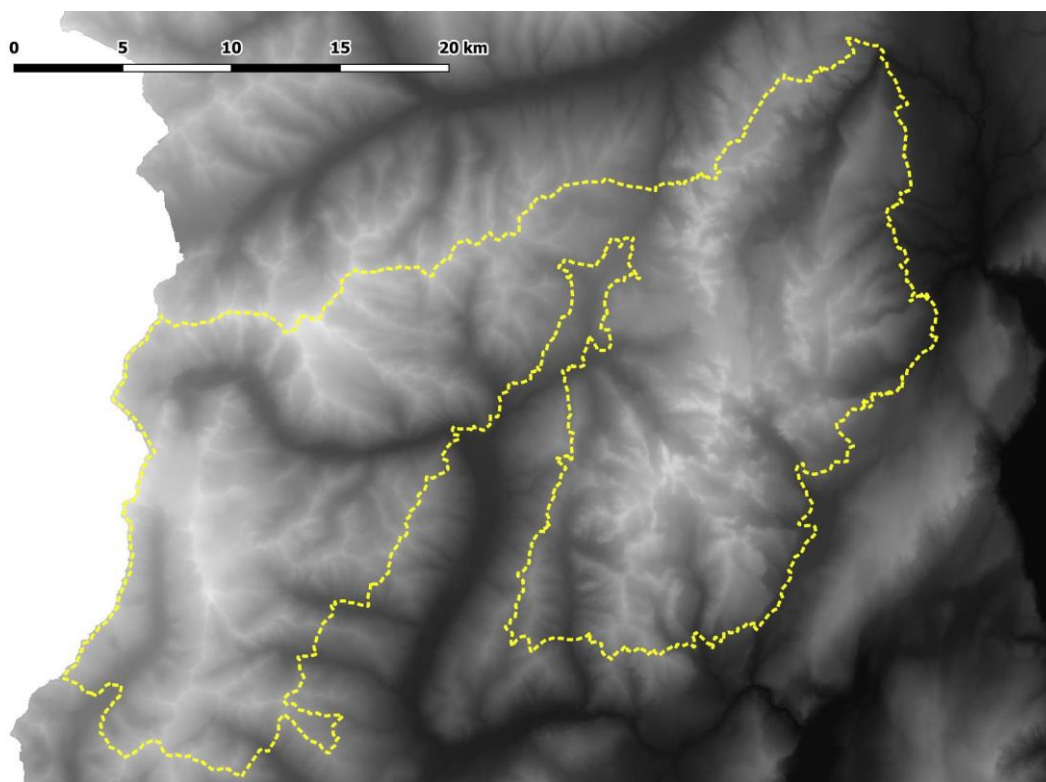


Figura 23 – Modello digitale del terreno (DTM) della PAT (risoluzione 10m). In giallo i confini del PNAB.

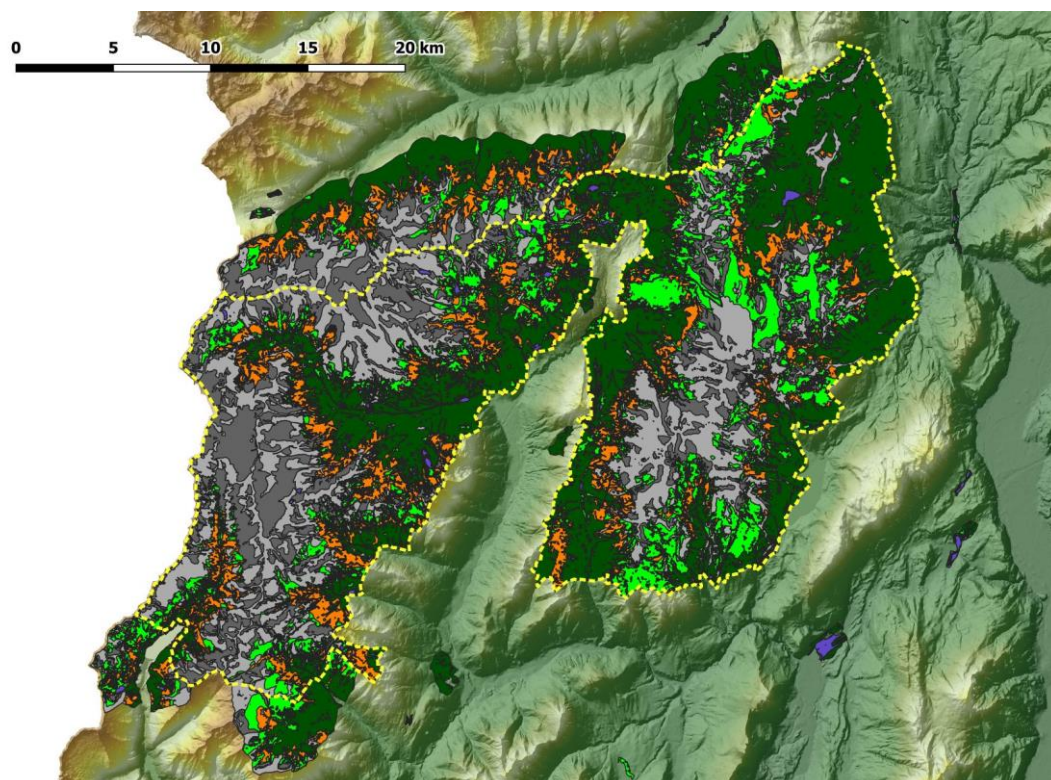


Figura 24 – Carta degli habitat della ZSC/ZPS di pertinenza del PNAB (2012), riclassificata ai fini della modellistica (vedi paragrafi 5.4.4 e 5.4.5). In giallo i confini del PNAB.

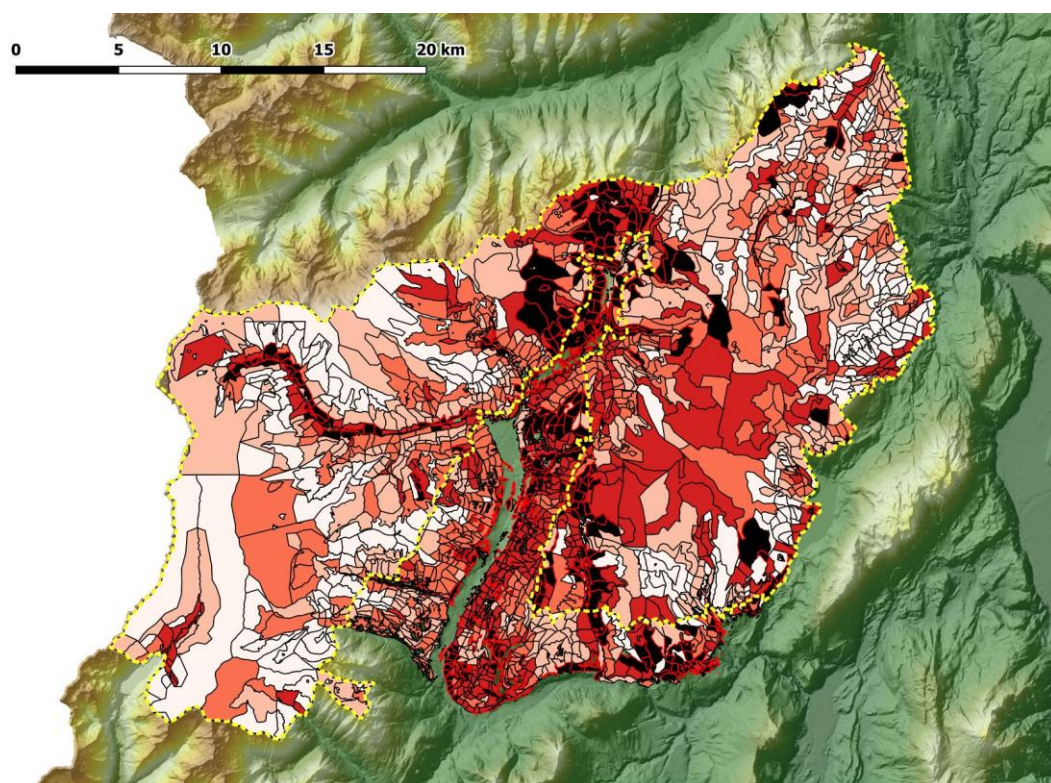


Figura 25 – Carta del disturbo antropico fornita dall'Ente PNAB. A titolo esemplificativo si mostra il disturbo relativo la periodo febbraio-agosto.

Tabella 2 – Variabili considerate per lo studio dell'influenza del disturbo antropico sui siti di nidificazione dell'Aquila reale nel PNAB. In grigio le variabili scartate a seguito dell'analisi della correlazione (vedi Figura 26).

CATEGORIA	NOME VARIABILE	DESCRIZIONE	TIP. VARIABILE	UNITA'	MIN	MAX
TOPOGRAFIA	DTM_Easting	indice di esposizione ad est	continua	indice	-1	+1
	DTM_Northing	indice di esposizione a nord	continua	indice	-1	+1
	DTM_Roughness	indice di rugosità (differenza tra altitudine min e max all'interno di un quadrato di 3x3 pixel del DEM)	continua	m	-inf	+inf
	DTM_Elevation	altitudine	continua	m	0	+inf
	DTM_Slope	pendenza	continua	gradi (°)	0	90
HABITAT	HAB_altra_roccia_perc1000m	proporzione di area classificata come habitat rocciosi (eccetto pareti) in un intorno di 1000m (314 ha)	continua	proporzione	0	1
	HAB_arbust_perc1000m	proporzione di area classificata come arbusteto in un intorno di 1000m (314 ha)	continua	proporzione	0	1
	HAB_boschi_perc1000m	proporzione di area classificata come bosco in un intorno di 1000m (314 ha)	continua	proporzione	0	1
	HAB_pareti_perc1000m	proporzione di area classificata come pareti rocciose in un intorno di 1000m (314 ha)	continua	proporzione	0	1
	HAB_prati_perc1000m	proporzione di area classificata come prato in un intorno di 1000m (314 ha)	continua	proporzione	0	1
DISTURBO	DIST_FebAgo_median500m	valore mediano indice disturbo feb-ago in un intorno di 500m (78,5 ha)	continua	indice	0	+inf
	DIST_FebGiu_median500m	valore mediano indice disturbo feb-giu in un intorno di 500m (78,5 ha)	continua	indice	0	+inf
	DIST_Inv_median500m	valore mediano indice disturbo inverno in un intorno di 500m (78,5 ha)	continua	indice	0	+inf
	DIST_Prim_median500m	valore mediano indice disturbo primavera in un intorno di 500m (78,5 ha)	continua	indice	0	+inf

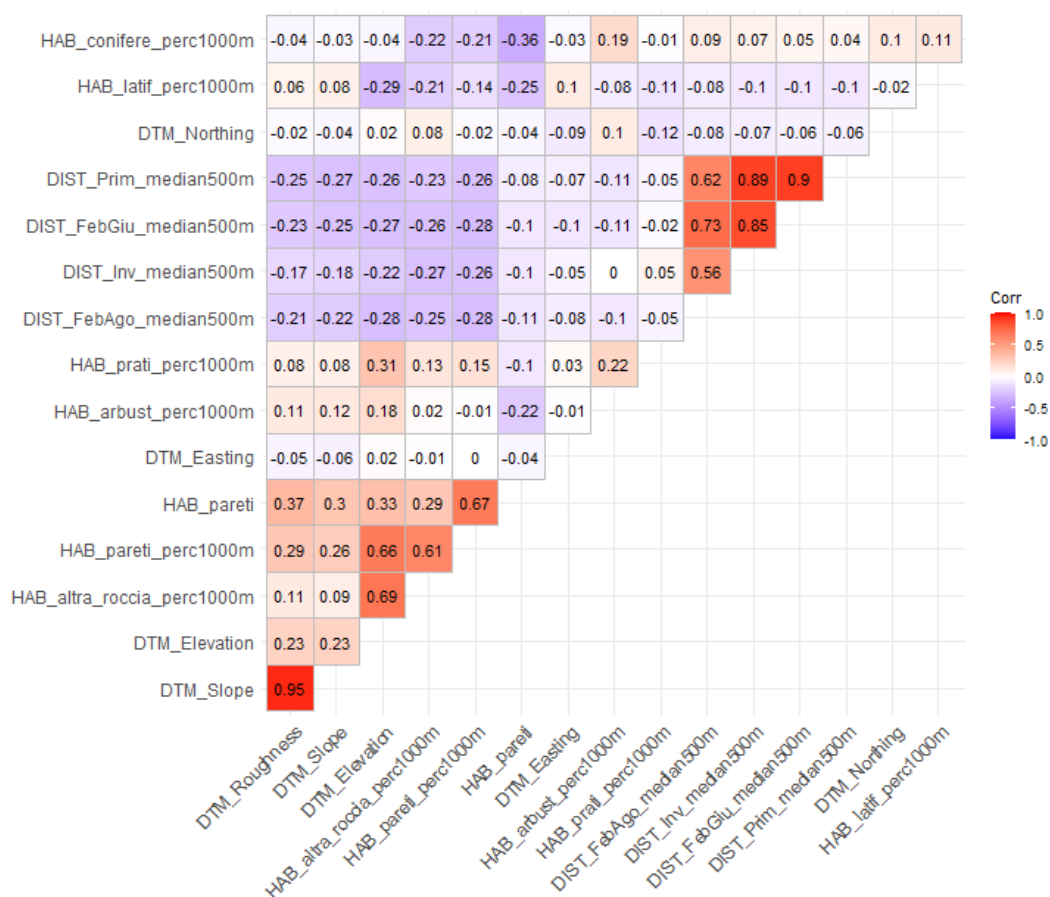


Figura 26 – Correlogramma delle variabili selezionate. Intensità di rosso crescenti indicano correlazione positiva crescente, intensità di blu crescenti indicano correlazione negativa crescente.

5.4.3 AREA DI STUDIO

Occorre sottolineare che i diversi strati informativi utilizzati differiscono per copertura geografica. L'area vasta indagata per lo studio dei territori di Aquila reale è grossomodo coincidente con il territorio di pianificazione individuato dal primo Piano Faunistico del PNAB (Schröder, 1995) e si estende oltre i limiti di pertinenza geografica sia della carta del disturbo sia la carta degli habitat e pertanto i dati relativi alla sinistra idrografica della Val di Non, del Dosso dell'Asino, oltre a quelli della Val Daone e della bassa Val di Fumo non sono stati considerati.

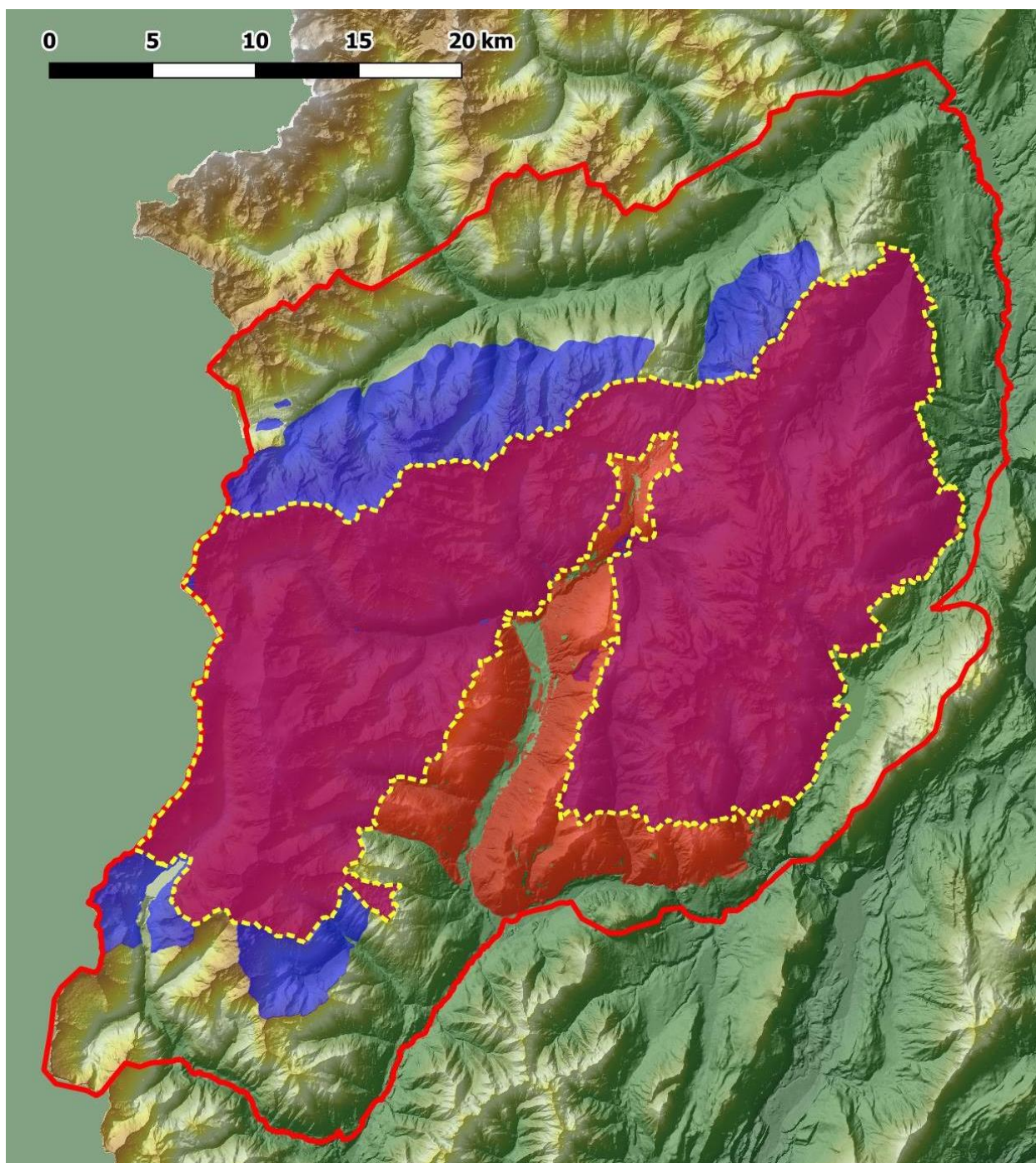


Figura 27 – Rapporto topologico tra gli strati informativi considerati ai fini del presente studio. Linea rossa: limite territori Aquila reale. Blu: area coperta esclusivamente dalla carta degli habitat (vedi Figura 24). Rosso: area coperta esclusivamente dalla carta del disturbo antropico (vedi Figura 25). Viola: area coperta sia dalla carta degli habitat che dalla carta del disturbo antropico e coincidente con l'area del PNAB (linea gialla).

La carta degli habitat, disponibile per le aree protette provinciali, comprende tutto il territorio del PNAB e le aree Natura 2000 adiacenti ad esso (ZSC IT3120165 “Vermiglio – Folgarida”; ZSC IT3120176 “Monte Sadron”, ricadente inoltre all’interno della ZPS IT3120159 “Brenta”; ZSC IT3120165 “Re’ di Castello – Breguzzo”, parzialmente ricadente inoltre all’interno della ZPS

IT3120158 “Adamello Presanella”). La carta del disturbo è stata predisposta per il territorio del PNAB e per le aree forestali adiacenti della Val Rendena (e valli laterali) e del Banale.

Ferma restando la copertura del DTM a scala provinciale, ne consegue che soltanto per l'area del PNAB è stato possibile procedere con lo studio (area viola in Figura 27).

5.4.4 ANALISI INFLUENZA DISTURBO TRAMITE MODELLO A MASSIMA ENTROPIA (MAXENT)

METODI

Si riportano qui di seguito in sintesi alcune informazioni relative al modello MaxEnt:

- Implementato in R 4.0.2 (pacchetto *dismo* 1.3);
- Punti di presenza: 115 (usati 78);
- Punti di *background*: generati in rapporto 10:1 rispetto ai punti di presenza (1150), distribuiti in modo non randomizzato, ma a densità proporzionali alla densità dei punti di presenza, al fine di migliorare l'accuratezza del modello;
- Variabili: vedi Tabella 2;
- *Jackknife test*: sì;
- *Cutoff*: sì (*maximum training sensitivity plus specificity – cloglog threshold* = 0.339)

RISULTATI E DISCUSSIONE

Il modello mostra un'elevata accuratezza nel predire la localizzazione dei nidi di Aquila reale nel PNAB (AUC=0.939). Analizzando il contributo delle variabili nel modello attraverso il ricampionamento *jackknife*, che verifica il miglioramento dell'accuratezza del modello aggiungendo singolarmente ogni variabile, si osserva come la variabile che contribuisce maggiormente nel determinare la presenza dell'Aquila reale risulta essere la pendenza (Figura 28), come peraltro atteso data la nota abitudine della specie a nidificare su pareti o cenge rocciose, o comunque, anche nei rari casi di nidificazioni su pianta (circa il 10% nel PNAB), su terreni particolarmente acclivi.

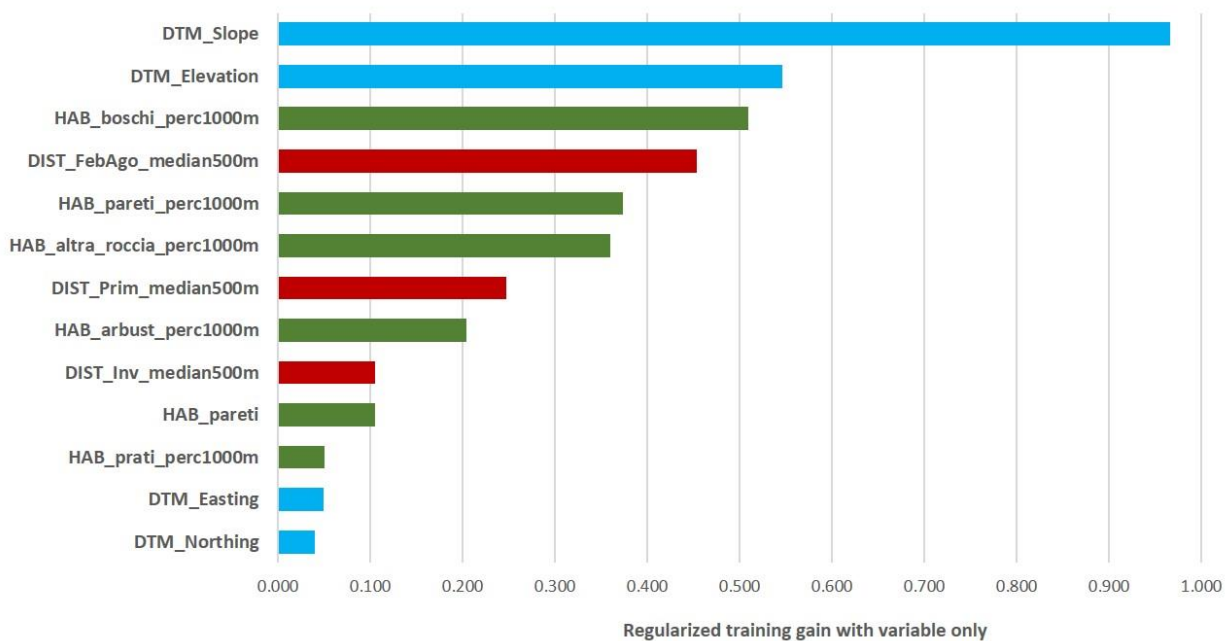


Figura 28 – Incremento dell'accuratezza del modello MaxEnt aggiungendo ciascuna variabile del modello.
Azzurro: variabili topografiche. Verde: variabili di habitat. Rosso: variabili relative al disturbo.

È rilevante notare come le variabili di disturbo non siano secondarie alle variabili ambientali (habitat e topografia) nel determinare la presenza della specie. Si osserva in particolar modo un certo contributo del disturbo cumulato da febbraio ad agosto nell'influenzare l'accuratezza del modello, che in altri termini risulta giocare un peso non secondario nel determinare la localizzazione dei nidi. Minore appare invece l'effetto del disturbo primaverile e, quasi trascurabile, quello invernale.

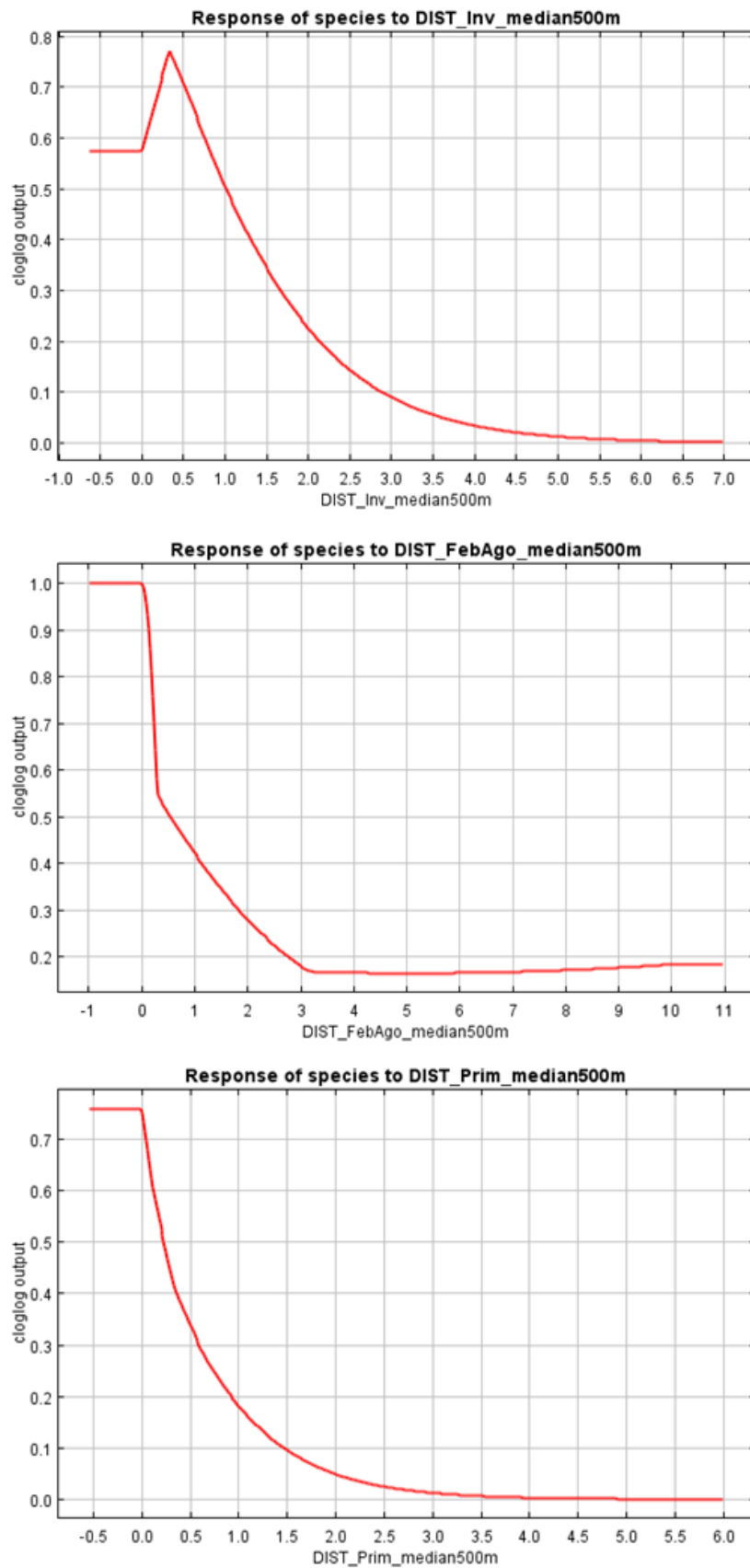


Figura 29 – Effetto delle variabili di disturbo sulla presenza dei nidi di Aquila reale come calcolato dal modello MaxEnt (in ordinata, la probabilità di presenza).

La relazione è, comunque, invariabilmente negativa per tutte e tre le variabili di disturbo considerate (Figura 29): maggiore è la probabilità di presenza di nidi di Aquila reale a fronte di un minore disturbo antropico in un'area di circa 80 ha.

La predizione spaziale del modello mostra come particolarmente idonei alla nidificazione dell'Aquila reale i contrafforti della Val Genova, caratterizzati da elevate pendenze e disturbo antropico molto limitato (Figura 30).

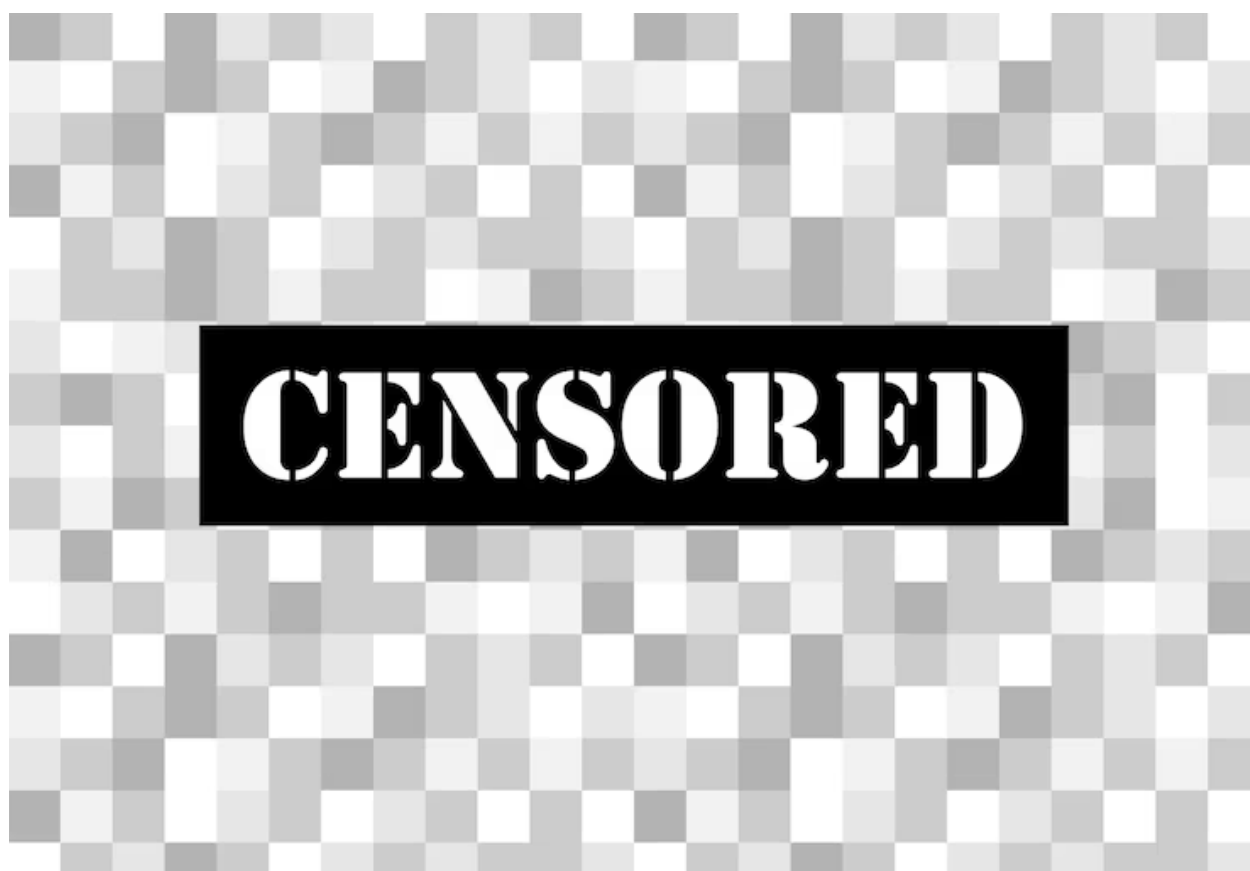


Figura 30 – Risultato spaziale della predizione del modello MaxEnt dell'idoneità per la nidificazione dell'Aquila reale nel PNAB (in rosso). In azzurro i nidi noti all'interno dei confini del PNAB (in giallo).

Tra le aree restituite dal modello come idonee per la nidificazione, ma dove non risultano nidi noti si sottolinea nuovamente la Val Nambrone, elemento che rafforza l'ipotesi della presenza di una coppia territoriale nell'area (vedi paragrafo 0), ma anche la sinistra idrografica della Valle delle Seghe (Molveno), il versante a ovest del lago di Nembia e gran parte della sinistra idrografica della Valle di Tovel.

5.4.5 ANALISI INFLUENZA DISTURBO TRAMITE MODELLO LOGISTICO BINOMIALE

METODI

Si riportano qui di seguito in sintesi alcune informazioni relative al modello logistico binomiale:

- Implementato in R 4.0.2 (pacchetto *stats* 4.0.2);
- Punti di presenza: gli stessi del modello Maxent (vedi paragrafo 0)
- Punti di pseudo-assenza: gli stessi del modello Maxent (vedi paragrafo 0)
- Variabili: vedi Tabella 2;
- Metodo: GLM binomiale (funzione link *logit*), seguito da selezione automatica delle variabili sulla base del Δ AIC (funzione *dredge* del pacchetto *MuMIn* 1.43.17).

RISULTATI E DISCUSSIONE

La devianza spiegata dal modello è piuttosto elevata ($D^2=0.52$). Il peso delle variabili evidenziato dal modello logistico non si discosta molto dai risultati emersi dal modello MaxEnt, come indicato dalla devianza del modello spiegata dalle singole variabili (Tabella 3). Si conferma, come atteso, l'effetto marcato della pendenza, ma spicca in particolare l'effetto anche in questo caso del disturbo antropico riferito al periodo febbraio-agosto, che sulla base del modello logistico è ancora più influente dell'altitudine e della presenza di boschi, cui segue l'effetto del disturbo primaverile. Si conferma il ruolo assolutamente marginale del disturbo invernale. La relazione tra probabilità di presenza di nidi e disturbo è anche in questo caso come atteso di tipo inverso, per tutte le tre variabili di disturbo indagate (Figura 31). L'effetto trascurabile delle pareti rocciose (sia come variabile categorica, sia come variabile continua relativa alla proporzione di territorio occupato in un raggio di 1000 m) è plausibilmente spiegabile nella difficoltà del modello GLM nel pesare adeguatamente variazioni minime di una variabile pur ecologicamente importante (la proporzione di pareti rocciose è sempre minima rispetto alle altre categorie di habitat e planimetricamente viene ulteriormente sottostimata).

Tabella 3 – Devianza spiegata da ciascuna variabile del modello logistico (binomiale presenza/assenza) ordinata dalla più esplicativa alla meno esplicativa. Azzurro: variabili topografiche. Verde: variabili di habitat. Rosso: variabili relative al disturbo.

VARIABILE	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
DTM_Slope	1	145.773	960	296.988	1.455E-33
DIST_FebAgo_median500m	1	55.068	966	497.043	1.164E-13
DTM_Elevation	1	43.209	961	442.761	4.919E-11
HAB_boschi_perc1000m	1	26.105	957	269.472	3.233E-07
DIST_Prim_median500m	1	9.809	964	487.223	1.737E-03
HAB_altra_roccia_perc1000m	1	8.162	955	261.158	4.277E-03
DTM_Easting	1	1.028	963	486.195	3.105E-01
HAB_prati_perc1000m	1	0.737	958	295.578	3.906E-01
HAB_arbust_perc1000m	1	0.673	959	296.315	4.119E-01
DTM_Northing	1	0.225	962	485.970	6.353E-01
HAB_pareti_perc1000m	1	0.152	956	269.320	6.964E-01
HAB_pareti	1	0.012	954	261.146	9.134E-01
DIST_Inv_median500m	1	0.011	965	497.032	9.169E-01
NULL			967	552.111	

Il processo di selezione automatica delle variabili ha calcolato 15 modelli differenti considerabili di qualità equivalente ($\Delta AIC < 2$). Di questi 15 modelli, è stata osservata la frequenza complessiva di ciascuna delle variabili (Figura 32). Due sole variabili vengono selezionate in tutti 15 i modelli (la pendenza e la proporzione di habitat rocciosi, eccetto le pareti), mentre in 14 modelli su 15 viene selezionato il disturbo primaverile. Molto inferiore è la frequenza del disturbo complessivo tra febbraio e agosto, selezionato in soli 2 modelli su 15, mentre nessun modello include il disturbo invernale. L'elevata frequenza del disturbo primaverile nei modelli migliori, a fronte di una moderata capacità esplicativa nel modello globale, può essere spiegata in termini di esclusività dell'informazione portata. In altri termini, il disturbo primaverile, pur avendo un effetto quantitativamente moderato sulla scelta della localizzazione dei nidi per l'Aquila reale, rappresenta una variabile che introduce un'informazione che nessun'altra variabile è in grado di portare.

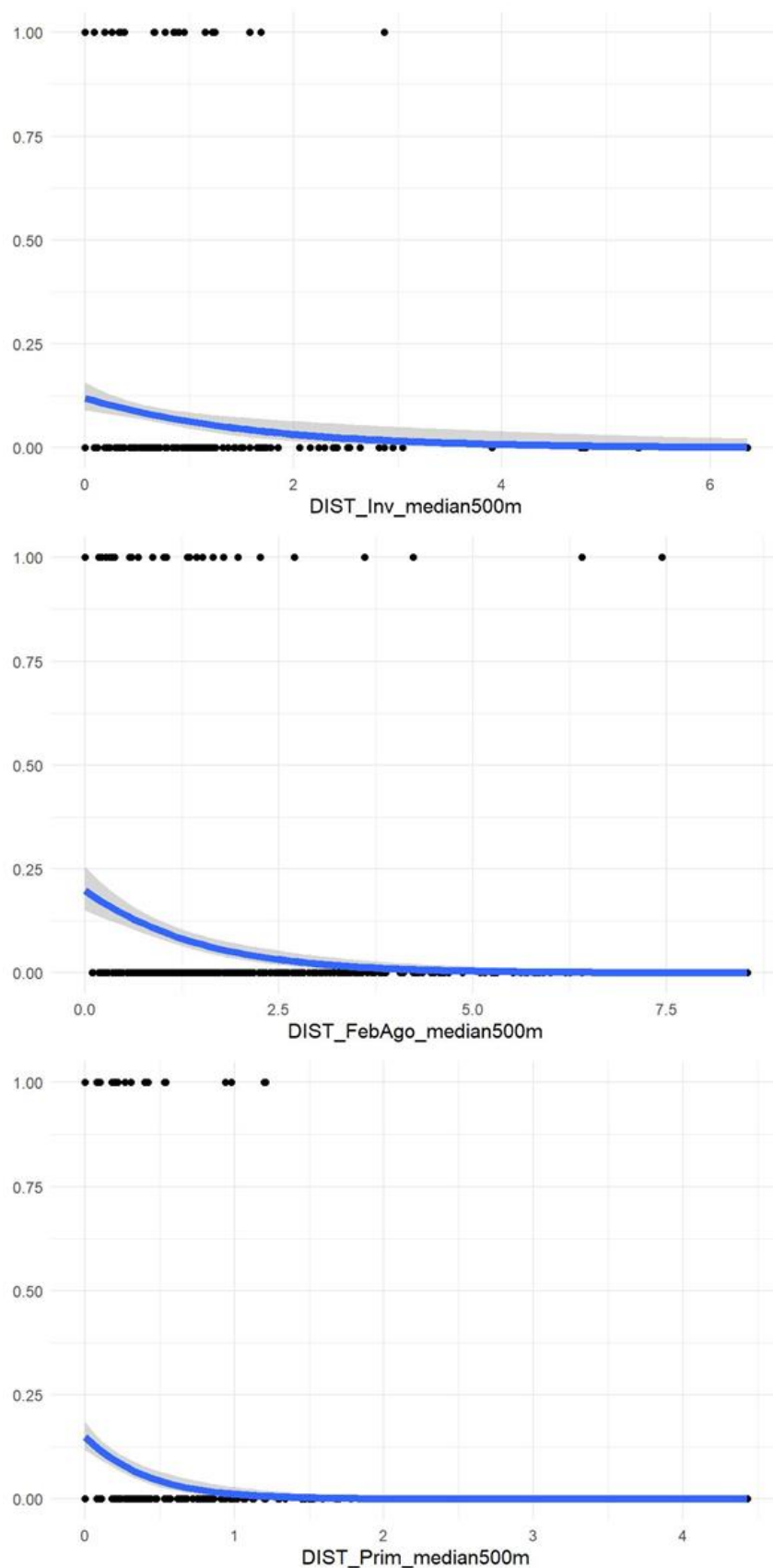


Figura 31 – Effetto delle variabili di disturbo sulla presenza dei nidi di Aquila reale come calcolato dal modello logistico binomiale (in ordinata, la probabilità di presenza).

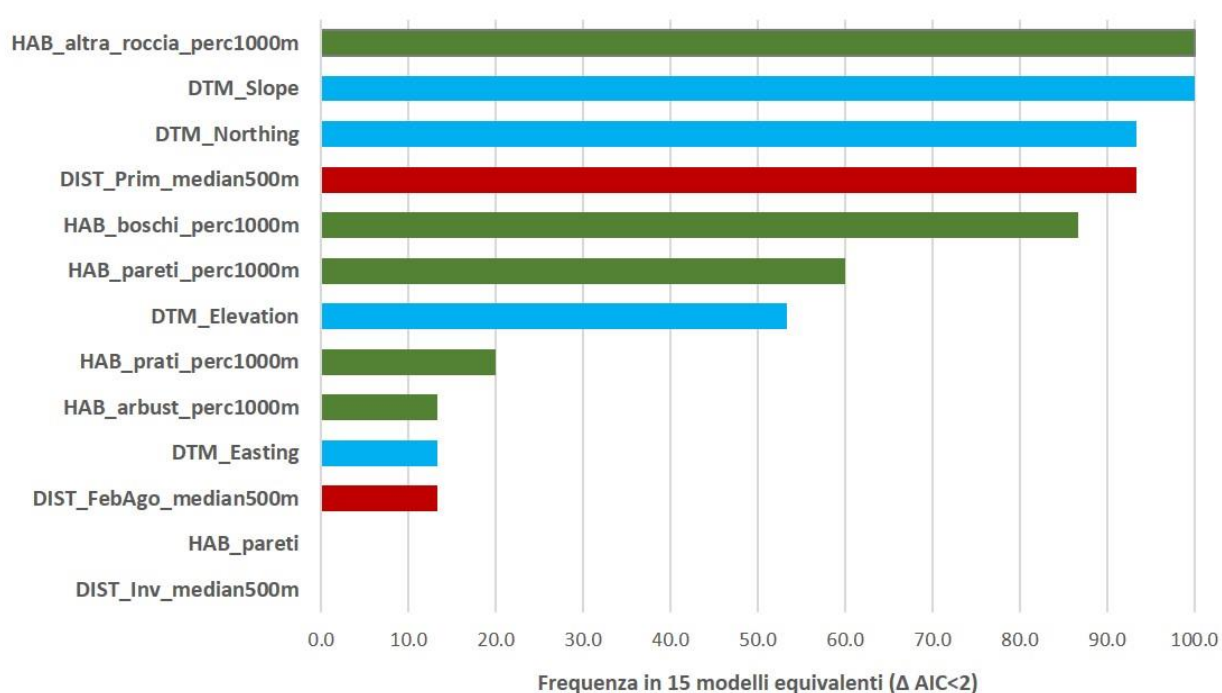


Figura 32 – Frequenza (percentuale) delle variabili in 15 modelli logistici considerabili equivalenti ($\Delta AIC < 2$ rispetto al modello migliore). Azzurro: variabili topografiche. Verde: variabili di habitat. Rosso: variabili relative al disturbo.

5.4.6 CONSIDERAZIONI

Sulla base dei due modelli elaborati, emerge l'importanza non trascurabile del disturbo antropico nel determinare la scelta della localizzazione dei nidi dell'Aquila reale. Le variabili di disturbo, ed in particolare il disturbo primaverile ed il disturbo complessivo tra febbraio e agosto, hanno un'influenza del tutto paragonabile a "classiche" variabili ambientali di tipo topografico o di copertura del suolo. Emerge in particolar modo l'effetto trascurabile del disturbo invernale, corrispondente al periodo pre-riproduttivo, rispetto al disturbo primaverile e più in generale al disturbo relativo al periodo più strettamente riproduttivo e post-riproduttivo. Dal momento che la costruzione o le attività di manutenzione avviene in inverno, ne consegue che la specie selezionerebbe il sito di deposizione non tanto in funzione del disturbo contingente nel periodo pre-riproduttivo, ma piuttosto "prevedendo" il disturbo durante il periodo di cova e crescita dei pulcini. Non si tratta ovviamente di chiromanzia: piuttosto, è ipotizzabile che l'Aquila reale, animale longevo e riproduttivo non prima dei 6 anni di età, abbia una approfondita conoscenza del territorio che precede l'attività riproduttiva, tale da permettergli di individuare negli anni precedenti le aree più sensibili per la riproduzione e regolarsi di conseguenza. Più complesso

capire se il disturbo rilevante per l'aquila sia circoscritto alla primavera, o più in generale ci sia un'influenza negativa temporalmente più vasta, in primo luogo per l'elevata correlazione delle due variabili, che di fatto non sono indipendenti.

Si tratta di risultati preliminari, che tuttavia meriterebbero un approfondimento specifico, sia in termini di dati di campo che per quanto riguarda l'analisi dei dati.

5.4.7 DEFINIZIONE MAPPA SENSIBILITÀ AQUILA REALE

In considerazione del modello distributivo elaborato e dell'influenza del disturbo antropico riscontrato a livello di particella forestale, è stata elaborata una mappa di sensibilità rispetto all'Aquila reale, sovrapponendo il modello alla carta delle particelle forestali (Figura 33). Sulla base della proporzione della parcella interessata dall'idoneità per la nidificazione dell'Aquila reale, si è provveduto a classificare le stesse secondo 3 categorie di sensibilità crescente (Figura 34):

- sensibilità moderata (5-33% di copertura);
- sensibilità elevata (34-66% di copertura);
- sensibilità molto elevata (>66% di copertura).

La carta così elaborata rappresenta uno strumento potenzialmente utilizzabile per la gestione delle attività all'interno del Parco e per gli operatori coinvolti, al fine di minimizzare possibili interferenze con l'attività riproduttiva della specie.

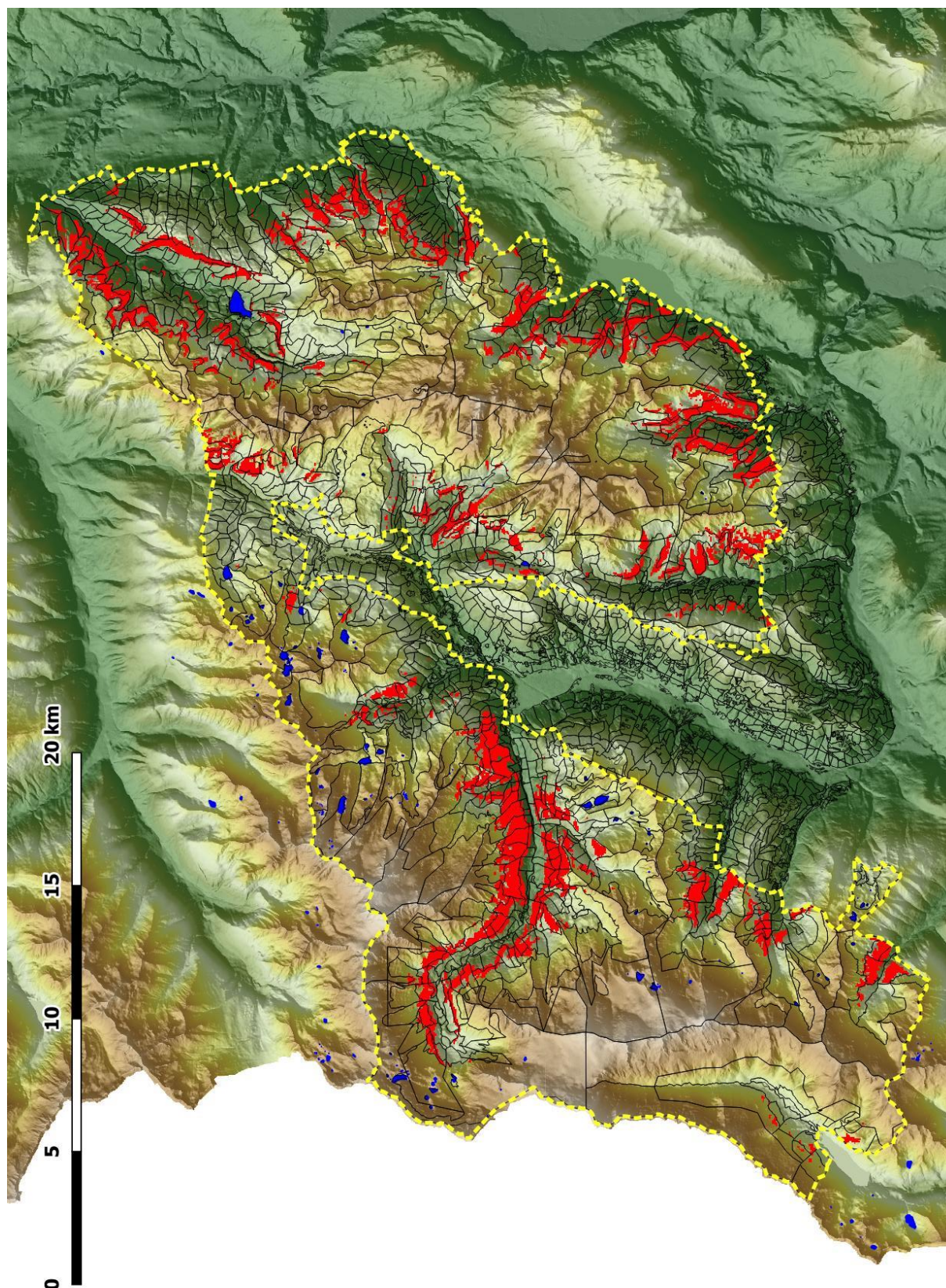


Figura 33 – Modello di presenza potenziale sovrapposto alle particelle forestali. In giallo, i confini del PNAB.

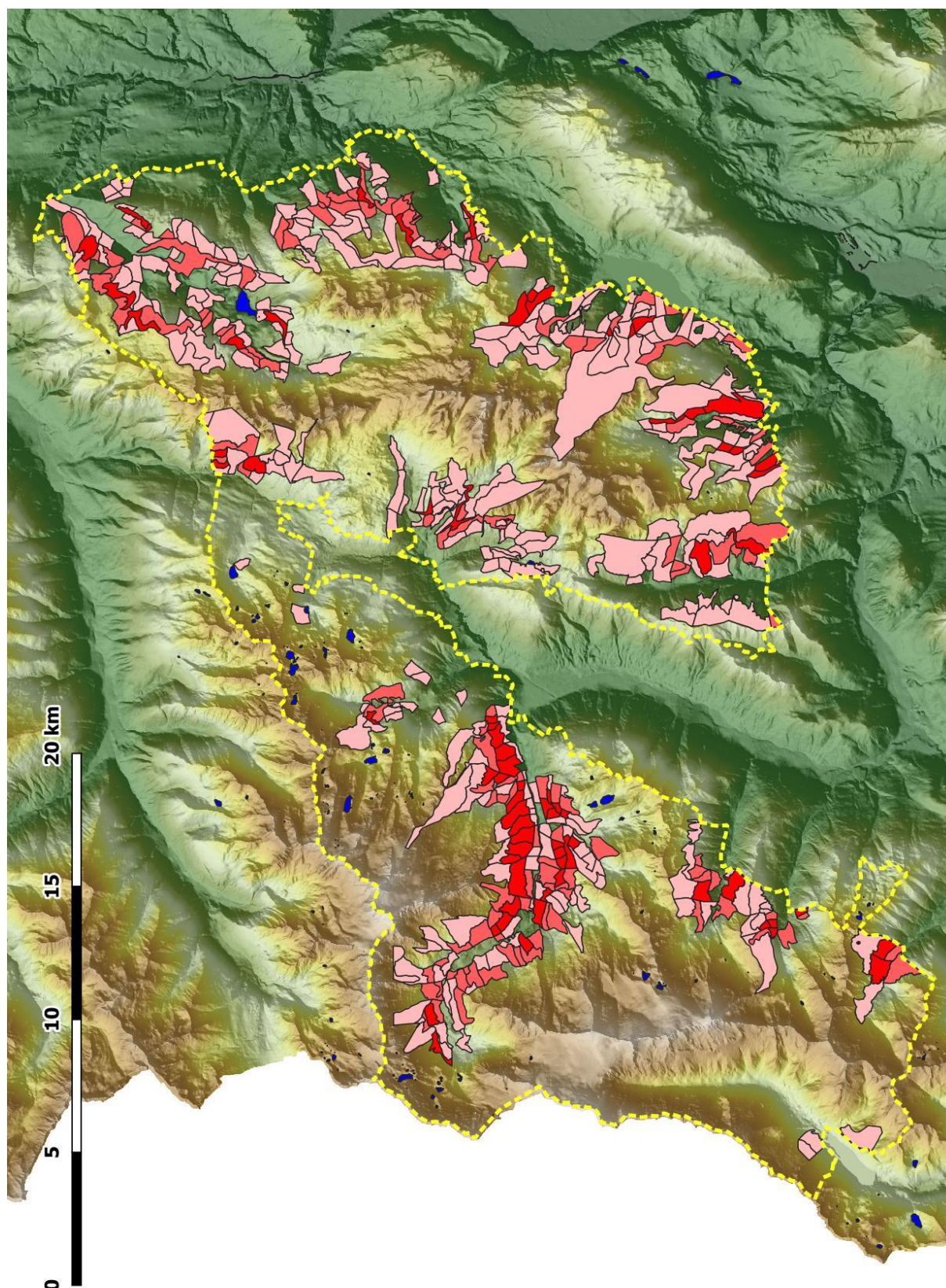


Figura 34 – Classificazione delle particelle forestali secondo classi di sensibilità crescenti per la nidificazione dell'Aquila reale all'interno del PNAB. Rosa chiaro: sensibilità moderata (area parcella potenzialmente idonea alla nidificazione dell'Aquila reale tra 5% e il 33%). Rosa scuro: sensibilità elevata (34-66%). Rosso: sensibilità molto elevata (>66%). In giallo, i confini del PNAB.

5.5. PROPOSTE PER IL MONITORAGGIO DELL'AQUILA REALE

5.5.1 INTRODUZIONE

Il PNAB intende procedere con una pianificazione del monitoraggio dell'Aquila reale con l'obiettivo di ottenere nell'arco di un sessennio un quadro complessivo dello stato di conservazione della specie, ai fini della rendicontazione delle specie in All. I della Direttiva Uccelli 2009/147/CE ai sensi dell'art. 12, che prevede che gli Stati membri UE relazionino riguardo ai progressi compiuti relativi all'attuazione della Direttiva, analogamente a quanto previsto dall'art. 17 della Direttiva Habitat 92/43/CEE per le specie non avifaunistiche. Alla luce della riduzione delle risorse umane disponibili sopraggiunta negli ultimi anni, risulta non più attuabile il monitoraggio completo di tutte le coppie così come effettuato nel periodo 1996-2017 e sopraggiunge pertanto l'esigenza di pianificare il monitoraggio in modo da ottimizzare le risorse garantendo un risultato robusto ai fini della rendicontazione.

In tal senso, esistono diverse soluzioni possibili, ciascuna delle quali offre vantaggi, ma presenta parallelamente criticità. La PAT ha prodotto nel 2014 le Linee guida per il monitoraggio della Rete Natura 2000 provinciali, nell'ambito dell'Azione A5 del Progetto LIFE11/NAT/IT/000187 "T.E.N." (Trentino Ecological Network) volto a definire metodi e modalità per il monitoraggio delle specie in All. II e IV della Direttiva Habitat e in All. I della Direttiva Uccelli (Pedrini e Brambilla, 2014). Il documento specifica per quanto concerne le modalità di monitoraggio dell'Aquila reale *"[...] il monitoraggio annuale del successo riproduttivo entro i parchi del Trentino, svolto con la collaborazione del personale delle aree protette stesse, e in altre aree campione quali esempi particolarmente rappresentativi della realtà provinciale [...]. Monitoraggio del successo riproduttivo di un campione della popolazione di aquila reale, da condursi nelle due aree campione del Parco Adamello Brenta e Parco dello Stelvio [...], da realizzarsi in collaborazione col personale dei parchi e Museo"*. Quello del monitoraggio annuale così come presentato dalle Linee guida è una possibile ipotesi, ma risulta come detto difficilmente praticabile sull'intero territorio del Parco.

5.5.2 IPOTESI DI MONITORAGGIO

Per la stima dello sforzo di campo necessario ad attuare le seguenti ipotesi di monitoraggio si rimanda ancora alle Linee guida, che prevedono tre uscite tra marzo e luglio ai nidi, al fine di valutare il successo riproduttivo.

MONITORAGGIO COMPLETO OGNI 6 ANNI

Nell'ottica di ottenere dati ai fini della rendicontazione è ipotizzabile eseguire un censimento completo dei territori in tutta l'area del Parco nel corso di un'unica stagione riproduttiva ogni 6 anni.

- **Sforzo annuale di campo necessario (escluso pianificazione ed elaborazione dati):**
 - (min) 6 gg per territorio (3 ricerca nido + 3 monitoraggio) * 18 territori = 108 gg/uomo;
 - 2 contemporanee * 6 macroaree * 4 persone = 48 gg/uomo.
- **Vantaggi:**
 - consente di organizzare in modo più semplice le risorse umane e le risorse economiche, concentrando tutti gli sforzi in un unico anno.
- **Criticità:**
 - non consente di seguire la variazione annuale dei parametri riproduttivi e del numero di coppie nidificanti;
 - in contrasto con quanto previsto dalle Linee guida;
 - rischio elevato di estrapolare, invece che stimare, lo stato di conservazione della specie sulla base di una "fotografia" ogni 6 anni, la quale potrebbe essere fortemente condizionata da situazioni contingenti di quel particolare anno (es. scarso successo riproduttivo di un'annata all'interno di annate buone, ma non misurate);
 - rischio elevato di condizioni meteorologiche avverse che non consentano di portare a termine il monitoraggio, sia in caso di annata particolarmente critica, ma anche in condizione meteorologiche ordinarie (si tratterebbe, comunque, di avere a disposizione non meno di 70 gg di meteo idoneo su 150 gg utili al monitoraggio in area alpina);
 - necessità di effettuare diverse contemporanee per finalizzare meglio la ricerca dei nidi;
 - difficoltà nel migliorare le competenze del personale.

MONITORAGGIO DI 2 TERRITORI DIVERSI/ANNO + MONITORAGGIO TERRITORI RESTANTI IL 6° ANNO

Questa ipotesi prevede di garantire uno sforzo minimo annuale per il monitoraggio di 2 territori diversi per 5 anni, cui segue un monitoraggio dei territori non indagati negli anni precedenti nel 6° anno.

- **Sforzo annuale di campo necessario (escluso pianificazione ed elaborazione dati):**
 - Primi 5 anni → 18 gg/uomo;
 - Il 6° anno → (ipotizzando la presenza di 18 territori nel parco) 48 gg/uomo.
- **Vantaggi:**
 - possibilità di allocare risorse umane interne per 5 anni;
 - garantisce un monitoraggio di minima nel Parco su base annuale;
 - metodo flessibile, che consente di recuperare eventuali “buchi” nel monitoraggio o di selezionare i nidi da monitorare annualmente sulla base di fattori contingenti;
 - garantisce una continuità nella formazione del personale;
 - possibilità di attivare piccole collaborazioni con altri enti (es. Muse) o con reti di osservatori volontari a supporto del personale interno (es. affidando 1 territorio all'anno).
- **Criticità:**
 - analogamente all'ipotesi precedente, non consente di seguire la variazione annuale dei parametri riproduttivi e del numero di coppie nidificanti;
 - analogamente all'ipotesi precedente, in contrasto con quanto previsto dalle Linee guida;
 - complessivamente, si ottiene ugualmente un quadro completo ogni 6 anni, dal momento che le due coppie monitorate annualmente non sono sufficienti per estrapolare i dati di successo riproduttivo all'intera area del PNAB;
 - richiederebbe idealmente alcuni monitoraggi in contemporanea.

MONITORAGGIO DI 6 TERRITORI DIVERSI/ANNO

Questa ipotesi prevede due possibili alternative:

- A. Concentrare il monitoraggio in 3 anni e poi per tre anni sospendere;
- B. Ripetere 2 volte il monitoraggio di tutti i nidi nel sessennio.

Il secondo caso ovviamente comporta il raddoppio delle risorse necessarie all'interno del sessennio.

- **Sforzo annuale di campo necessario (escluso pianificazione ed elaborazione dati):**
 - 36 gg/uomo.
- **Vantaggi:**
 - orizzonte temporale triennale, pianificabile in modo relativamente semplice (in caso di alternativa A, lasciando gli altri tre anni dedicabili per altre attività di monitoraggio);
 - sforzo annuale consistente, ma plausibilmente gestibile dall'Ente con risorse interne;
 - eventualmente integrabile con l'attivazione di collaborazioni con altri enti (es. Muse) o con reti di osservatori volontari a supporto del personale;
 - in caso di alternativa B, monitoraggio dei nidi su base triennale, che rappresenta un buon compromesso rispetto alle indicazioni delle Linee guida, e possibilità di estrapolare con maggior robustezza i dati all'intero territorio del Parco.
- **Criticità:**
 - impegno di risorse umane non trascurabile;
 - in caso di alternativa A, analogamente alle ipotesi precedenti, non consente di seguire la variazione annuale dei parametri riproduttivi e del numero di coppie nidificanti.

MONITORAGGIO IN CONTEMPORANEA POST-RIPRODUTTIVO

Questa ipotesi prevede l'effettuazione di almeno due monitoraggi in contemporanea su tutto il territorio del Parco tra fine luglio e fine agosto, periodo durante il quale i giovani dell'anno appena involati sono ancora filopatrici, rimanendo all'interno del territorio parentale. L'obiettivo del monitoraggio è ottenere una stima della produttività annua a livello di territorio del Parco. Questo metodo può essere applicato su base annuale come metodo integrativo delle soluzioni precedentemente descritte.

- **Sforzo annuale di campo necessario (escluso pianificazione ed elaborazione dati):**
 - 2 contemporanee * 20 persone = 40 gg/uomo.
- **Vantaggi:**

- monitoraggio concentrato in un periodo ristretto;
 - metodo standardizzabile;
 - metodo speditivo;
 - possibilità di sfruttare reti di osservatori volontari, minimizzando l'uso di risorse interne;
 - facilmente spendibile sotto il profilo della comunicazione.
- **Criticità:**
 - organizzazione delle attività non trascurabile;
 - richiede un certo grado di formazione degli osservatori, soprattutto sotto il profilo metodologico;
 - dato finale potenzialmente soggetto a grado elevato di imprecisione.

6. IL FRANCOLINO DI MONTE NEL PARCO NATURALE ADAMELLO BRENTA

6.1. INTRODUZIONE

6.1.1 FENOLOGIA

Il Francolino di monte (*Bonasa bonasia*) rappresenta certamente il più elusivo ed il meno conosciuto dei galliformi alpini, in considerazione di fattori eco-etologici che riducono la *detectability* della specie (ridotta dimensione, limitati *display* visivi ed acustici, basse densità, spesso in habitat ecotonali con densa copertura arbustiva) e di fattori più strettamente gestionali.

La specie è sedentaria, compie erratismi autunno-invernali di portata limitata, più evidenti nelle femmine e nei giovani, in relazione al disgregarsi delle covate o in situazioni meteorologiche sfavorevoli. La dispersione post-natale è comunque di limitata estensione (4 km in media nei maschi e 2 km nelle femmine), con massimo osservato pari a 25 km (Montadert *et al.*, 2006). La deposizione avviene a inizio aprile-metà giugno con un massimo tra fine aprile e metà maggio e schiuse dopo circa 25 giorni. Involò a 30-40 gg con involò precoce a 15-20 gg (Brichetti *et al.*, 2004).

6.1.2 QUADRO DISTRIBUTIVO

Il francolino di monte è nidificante sulle Alpi centrali e orientali, più scarso e localizzato nella Alpi centro-occidentali (Lardelli *et al.*, in preparazione), sebbene la distribuzione reale della specie sia largamente sottostimata a causa della sua elusività; in tempi storici ritenuta più diffusa sulle Alpi occidentali (Brichetti *et al.*, 2004). Nidifica a quote comprese tra 350 e 1800 m, in particolare nella fascia 1200-1600 m (Lardelli *et al.*, in preparazione), con estremi altitudinali fino ad oltre 2000 m (Brichetti e Fracasso, 2018).

Consistenza della popolazione

La popolazione italiana è stimata in 5000-6000 coppie, mentre stime più recenti indicano meno di 5000 coppie (Brichetti e Fracasso 2018). Si sottolinea comunque la sostanziale incertezza sulla reale consistenza della popolazione nazionale, frutto della mancanza di dati standardizzati, tanto da far classificare la specie come carente di dati (DD) dalla recente Lista rossa nazionale (Gustin *et al.*, 2019). Il *trend* delle popolazioni è variabilmente in decremento, stabile, o con fluttuazioni locali (Brichetti *et al.*, 2004).

Stato di conservazione

Non-SPEC, con *trend* stabile a livello europeo (BirdLife International, 2017), è considerata minacciata dal recente report 2013-2018 Art. 12 (nature-art12.eionet.europa.eu/article12/), ma classificata come LC dalla lista rossa continentale (BirdLife International, 2015). A livello nazionale, lo stato di conservazione è considerato complessivamente inadeguato (Gustin *et al.*, 2016), in particolare per i parametri “range” e “habitat”, mentre non risulta classificabile il parametro “popolazione” a causa dell’assenza di dati di consistenza affidabili a livello nazionale. Per questo motivo la specie è classificata come DD dalla Lista rossa italiana (Gustin *et al.*, 2019), che modifica la precedente classificazione LC (Peronace *et al.*, 2012). La specie non è più oggetto di prelievo venatorio nella PAT dal 1988 e più in generale a livello nazionale dal 1997, a seguito del DPCM 29 aprile 1997 che modificava la L. 157/92 che nella sua versione originaria annoverava la specie tra quelle oggetto di prelievo. È inserita negli Allegati I e II della Direttiva Uccelli (2009/147/CE).

Fattori di pressione e di minaccia

Recenti studi evidenziano come il cambiamento di uso del suolo (e.g. cessazione di attività selvicolturali) abbia nel breve-medio termine effetti negativi sulla specie, mentre nel lungo termine, condizioni di maturità forestale garantiscono eterogeneità di habitat elevata e ideale per la specie (Braunisch *et al.*, 2019). Analogamente, l’adattamento della specie a climi freddi la rende vulnerabile al cambiamento climatico, sia sulla base di dati pregressi (Scridel *et al.*, 2017) sia secondo scenari futuri (Braunisch *et al.*, 2013). Altre minacce identificate a livello internazionale e pertinenti per la popolazione alpina comprendono (Storch, 2007):

- degradazione degli habitat forestali

- predazione (es. cinghiali)

A livello nazionale le possibili minacce e le pressioni sono causate da ulteriori fattori (Brichetti *et al.*, 2004):

- distruzione, trasformazione e frammentazione habitat, compreso l'abbandono delle pratiche agricole tradizionali e costruzione strade forestali;
- uccisioni illegali;
- disturbo antropico;
- parassitosi.

6.2. INDAGINI PREGRESSE SULLA SPECIE

Il PNAB ha intrapreso negli anni diverse iniziative volte a migliorare la conoscenza della distribuzione, del *trend* delle popolazioni e dell'autoecologia della specie nell'area del Parco e, più estesamente, in quella ricompresa nel Piano faunistico dello stesso. Dati di presenza sul Francolino di monte frutto delle segnalazioni effettuate dal personale dell'Ente sono disponibili a partire dal 2005 nell'ambito del progetto di monitoraggio faunistico mirato (MFM: standardizzato secondo un protocollo d'azione) e monitoraggio faunistico occasionale (MFO). Nel 2008 è stato condotto uno studio specifico sulla determinazione delle potenzialità faunistiche del territorio provinciale, coordinato dall'Ente PNAB e comprendente anche i Galliformi alpini (Mustoni *et al.*, 2008), seguito poi dal "Progetto Galliformi" (2007-2009), focalizzato principalmente sul gallo cedrone, in particolare sulla definizione di un protocollo metodologico di monitoraggio e sull'effetto del disturbo antropico, nel corso del quale sono state raccolte diverse indici di presenza occasionali anche sul Francolino di monte (Mustoni *et al.*, 2010). Più recentemente, nel 2015 l'Ente Parco ha intrapreso uno studio specifico sulla specie volto a definire una metodologia di monitoraggio efficace per la realtà territoriale del Parco, migliorare le conoscenze sulla distribuzione e sugli habitat frequentati dalla specie e stimare il successo riproduttivo (Chelodi, 2016; Zanrosso, 2016). Nell'ambito del progetto è stato condotto un monitoraggio della presenza di maschi territoriali in periodo primaverile mediante punto di emissione/ascolto (*playback*) collocati lungo 6 transetti individuati nella porzione settentrionale del Parco (di cui 1 esterno ai confini), per un totale di 60 punti (10 per transetto), ripetuti 4 volte

tra aprile e giugno. Il protocollo di monitoraggio prevedeva inoltre un'indagine relascopico-diametrica per ogni punto di emissione/ascolto finalizzata alla caratterizzazione a microscala degli habitat utilizzati dal Francolino di monte, modellizzati in un GLM insieme con variabili fisiotopografiche ricavate dal DTM provinciale, dal quale è emersa una selezione verso aree particolarmente acclivi. Complessivamente, la specie è stata contattata in 8 punti su 60 (14 contatti complessivi).

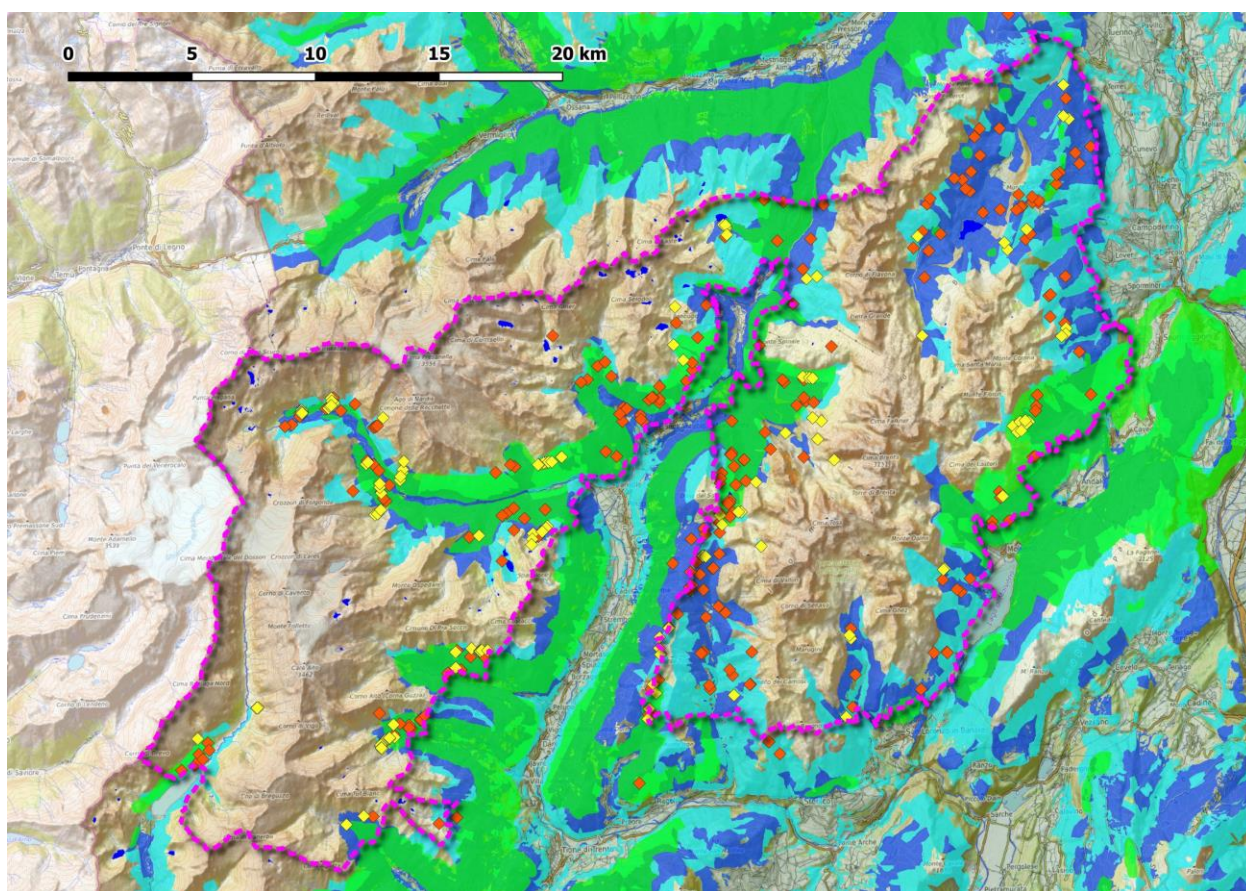


Figura 35 – Informazioni pregresse sul Francolino nell'area PNAB. In verde, la distribuzione reale (Mustoni et al., 2008); in blu scuro le aree con idoneità "ottima" e in azzurro "buona" secondo il MVA provinciale (Mustoni et al., 2008). In giallo le localizzazioni delle osservazioni MFM (2005-2018), in arancione le osservazioni del MFO (2005-2018) (dati forniti dall'Ente Parco).

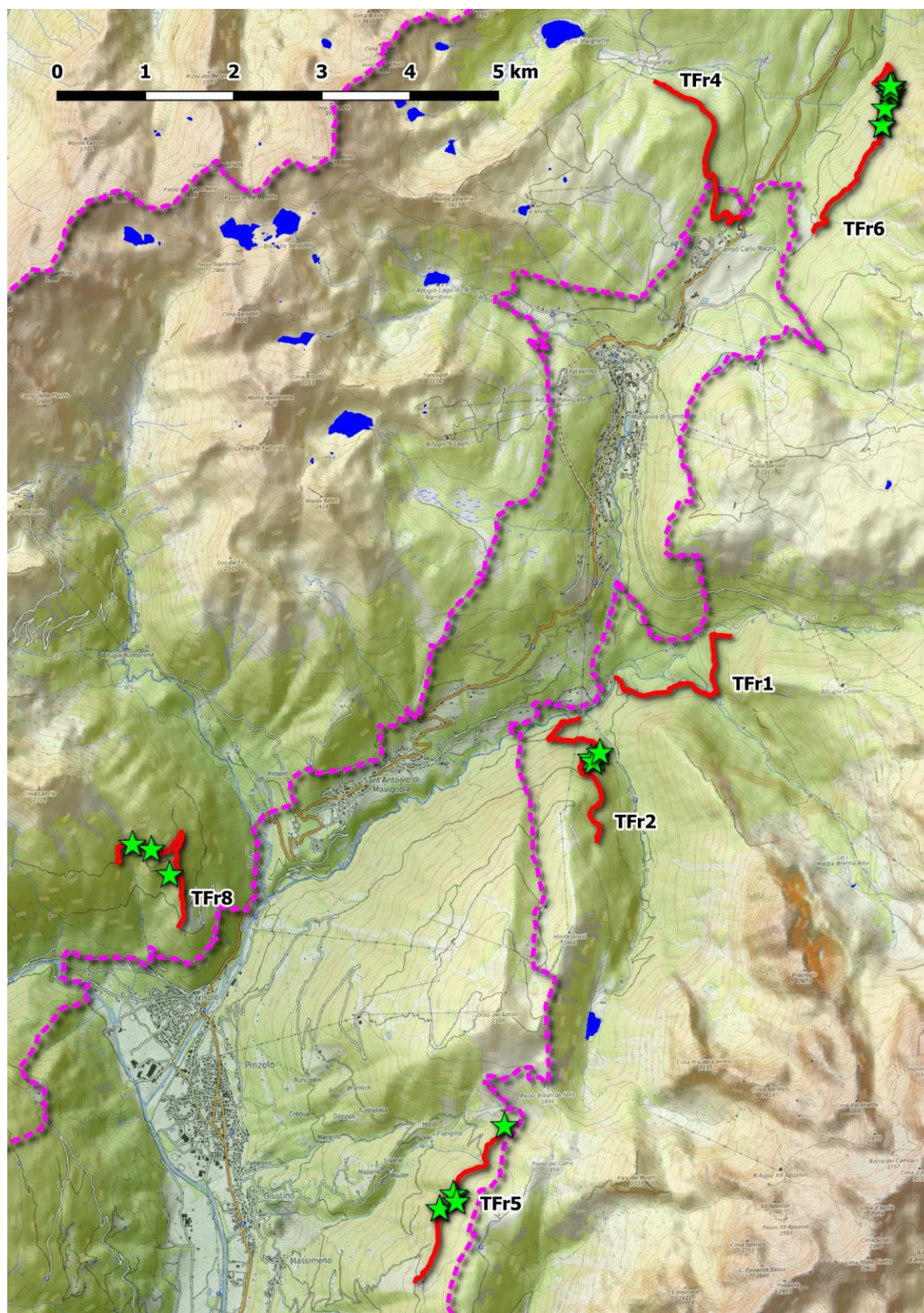


Figura 36 – Localizzazione dei 6 transetti individuati nel monitoraggio 2015 e dei contatti positivi.

6.3. MONITORAGGIO DEL FRANCOLINO DI MONTE NEL 2021

6.3.1 OBIETTIVO E METODI

L'Ente parco si è posto l'obiettivo per il 2021 di monitorare la presenza del Francolino di monte in modo più estensivo rispetto a quanto effettuato nel 2015, grazie alla possibilità di avvalersi di risorse umane supplementari. In particolare, il piano sperimentale è stato disegnato in modo da valutare gli effetti del disturbo antropico sulla presenza del Francolino di monte, coerentemente con quanto indagato nel 2020 in relazione all'aquila reale (Carlini, 2020).

Gli obiettivi dello studio condotto nel 2021 possono essere riassunti nei seguenti punti:

- aggiornare la conoscenza sulla distribuzione della specie all'interno del PNAB e delle aree contigue;
- stimare la densità di maschi territoriali all'interno del PNAB e delle aree contigue;
- evidenziare l'effetto del disturbo antropico sulla presenza della specie in periodo riproduttivo;
- testare l'efficacia e la fattibilità tecnico-logistica del piano di monitoraggio individuato, in funzione delle esigenze di rendicontazione dello status della specie secondo quanto previsto dall'Art. 12 Direttiva "Uccelli" 2009/147/CE.

STUDIO PRELIMINARE

A tal proposito è stato condotto uno studio preliminare, condotto su GIS, volto ad individuare l'ubicazione di una serie di transetti idonei al monitoraggio della specie, finalizzati all'applicazione del metodo dei punti di emissione/ascolto (vedi paragrafo successivo) e caratterizzati da contesti ambientali con livelli differenti di disturbo antropico. A seguito delle riunioni intercorse con l'Ente Parco, è stato concordato un piano di monitoraggio strutturato su 18 transetti, sulla base delle risorse umane messe a disposizione dall'Ente nel 2021. Si è optato per un disegno sperimentale bilanciato, identificando 6 transetti per ciascuno di 3 livelli di disturbo crescenti (basso, medio, alto).

La categorizzazione dei transetti in tal senso è stata effettuata sulla base della carta del disturbo antropico dall'Ente PNAB (Chirichella e Chiozzini, 2008), che attribuisce a ciascuna particella dei

Piani Economici Forestali un indice di disturbo (risultante dalla valutazione di 15 tipologie di fonti di disturbo diverse) periodicizzato per mese, per stagione, per gruppo di mesi, anche in forma normalizzata rispetto all'estensione della particella. In particolare, si è scelto di categorizzare i transetti sulla base del disturbo cumulato nel periodo febbraio-agosto, corrispondente alla fenologia riproduttiva della specie.

Altre variabili sono state considerate per l'identificazione dei transetti:

- presenza nota della specie sulla base della mappa di distribuzione reale (Mustoni *et al.*, 2008);
- equa distribuzione geografica, evitando di concentrare gli sforzi in un'unica porzione dell'area di studio (in particolare tra versante siliceo e versante carbonatico);
- considerazioni logistiche
 - distanza dalla sede dell'Ente Parco. A tal proposito si è scelto in accordo con l'Ente di indagare esclusivamente l'area della Val Rendena/Campiglio, evitando la porzione orientale del Parco;
 - accessibilità delle aree con mezzi motorizzati, al fine di massimizzare l'efficacia dello sforzo di campo;
 - accessibilità delle aree in funzione dell'innevamento, che nel periodo di monitoraggio (aprile/maggio) rappresenta un ostacolo rilevante;
 - utilizzo della sentieristica esistente;
 - dislivello dei transetti limitato, in modo da massimizzare lo sforzo all'interno della fascia altitudinale tipica della specie;
- integrazione dei transetti identificati all'interno del monitoraggio 2015 in quello del 2021, capitalizzando il lavoro già effettuato dall'Ente.

In considerazione di questo ultimo punto, la fase pianificatoria ha, pertanto, portato all'identificazione di 12 transetti nuovi, in aggiunta ai 6 transetti già monitorati nel 2015. Questi ultimi sono stati anch'essi categorizzati sulla base del disturbo antropico.

La lunghezza media dei transetti identificata è pari a 2550 m (min 2250, max 3200), valore che consente di effettuare un numero di punti di emissione/ascolto (vedi metodo in seguito) compreso tra 15 e 20, in funzione delle caratteristiche specifiche di ciascun transetto.

Tabella 4 – Elenco dei transetti identificati per il monitoraggio 2021.

ID_TRANSETTO	DISTURBO	DENTRO AREA PNAB	MONITORAGGIO 2015	LUNGH. (m)
A_CLEMP	alto	x		2500
A_MALGA_CAMPO	alto	(x)		2350
A_MALGA_PLAN	alto		x	2350
A_MALGHETTE	alto	(x)	x	2650
A_PALASTRO	alto			2750
A_RITORT	alto	(x)		2550
M_ANCISA	medio			2250
M_BORZAGO_SX1	medio			2350
M_BORZAGO_SX2	medio			2550
M_S_VALENTINO_SX	medio			2600
M_VALAGOLA	medio	x	x	2800
M_VALLESINELLA	medio	x	x	2350
B_BORZAGO_DX	basso			2300
B_BREGUZZO	basso			2450
B_CAVRIA	basso	x	x	2400
B_IRONE	basso			2700
B_MONDIFRA	basso	x	x	2700
B_S_VALENTINO_DX	basso			3200

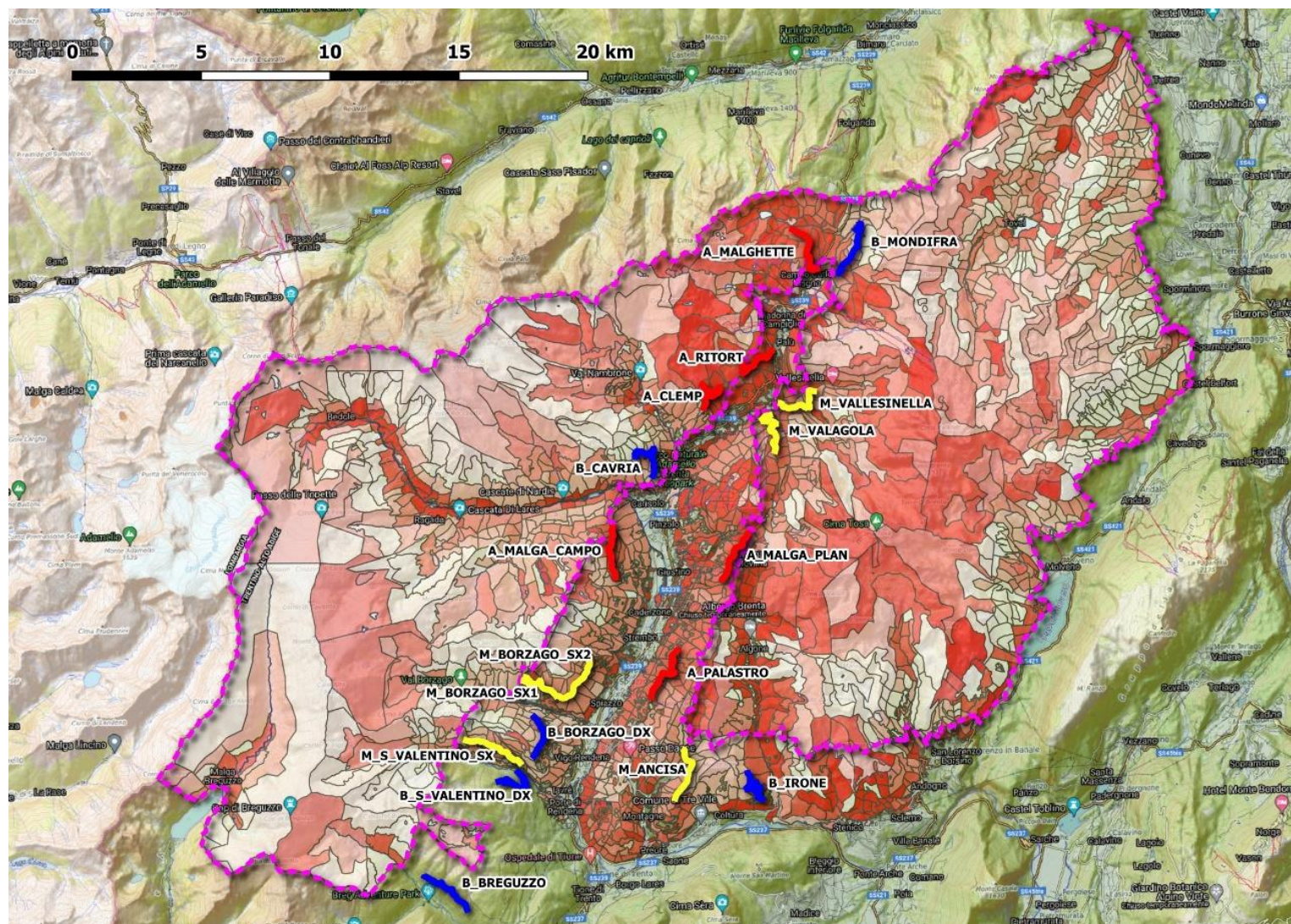


Figura 37 – Classificazione dei transesti in relazione al disturbo antropico febbraio-agosto (poligoni con gradiente di rosso). Rosso=disturbo alto; giallo=disturbo medio; blu=disturbo basso

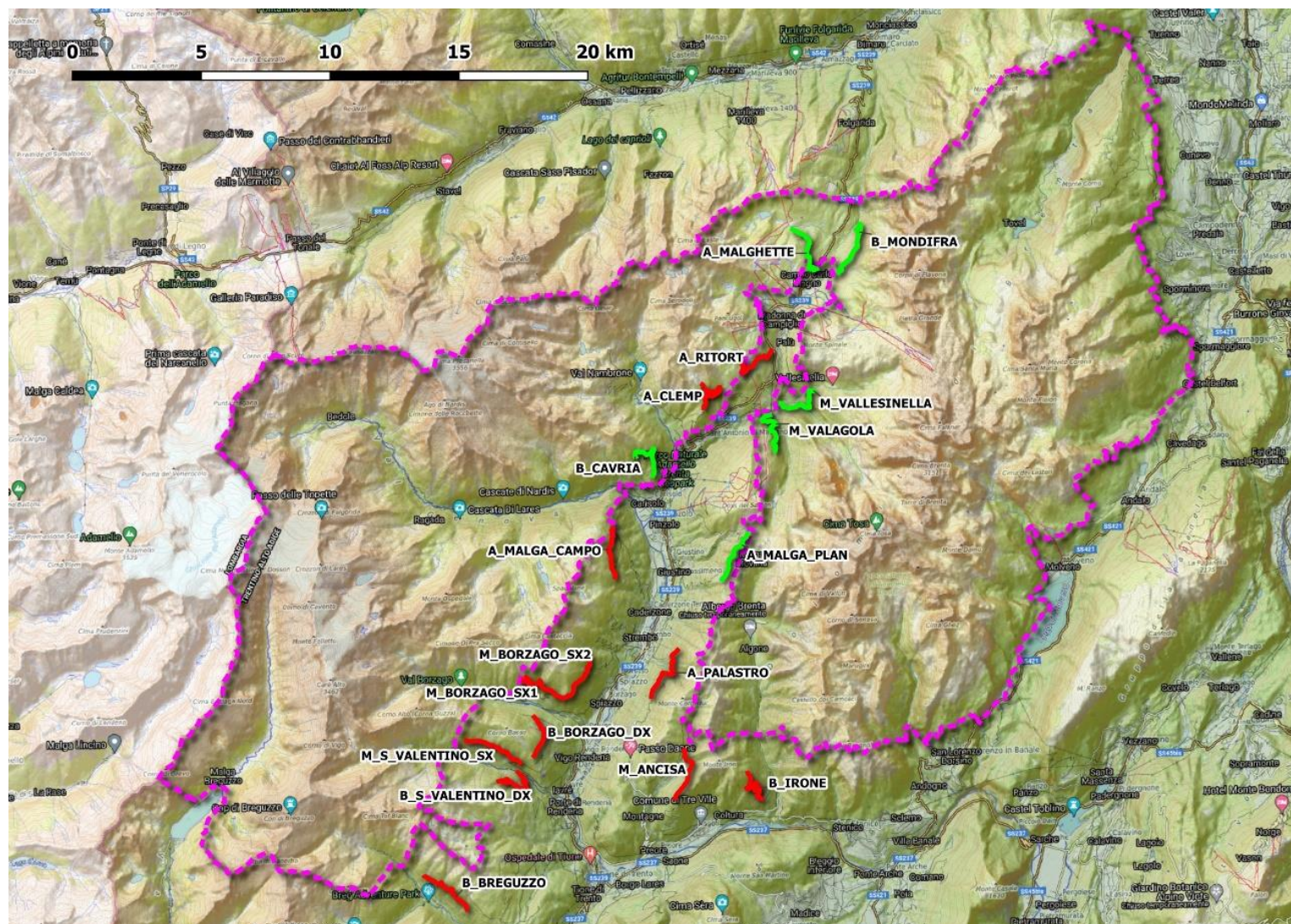


Figura 38 – Classificazione dei transetti rispetto al monitoraggio 2015. Verdi=transetti monitorati anche nel 2015; rosso=transetti identificati ad hoc per il monitoraggio 2021

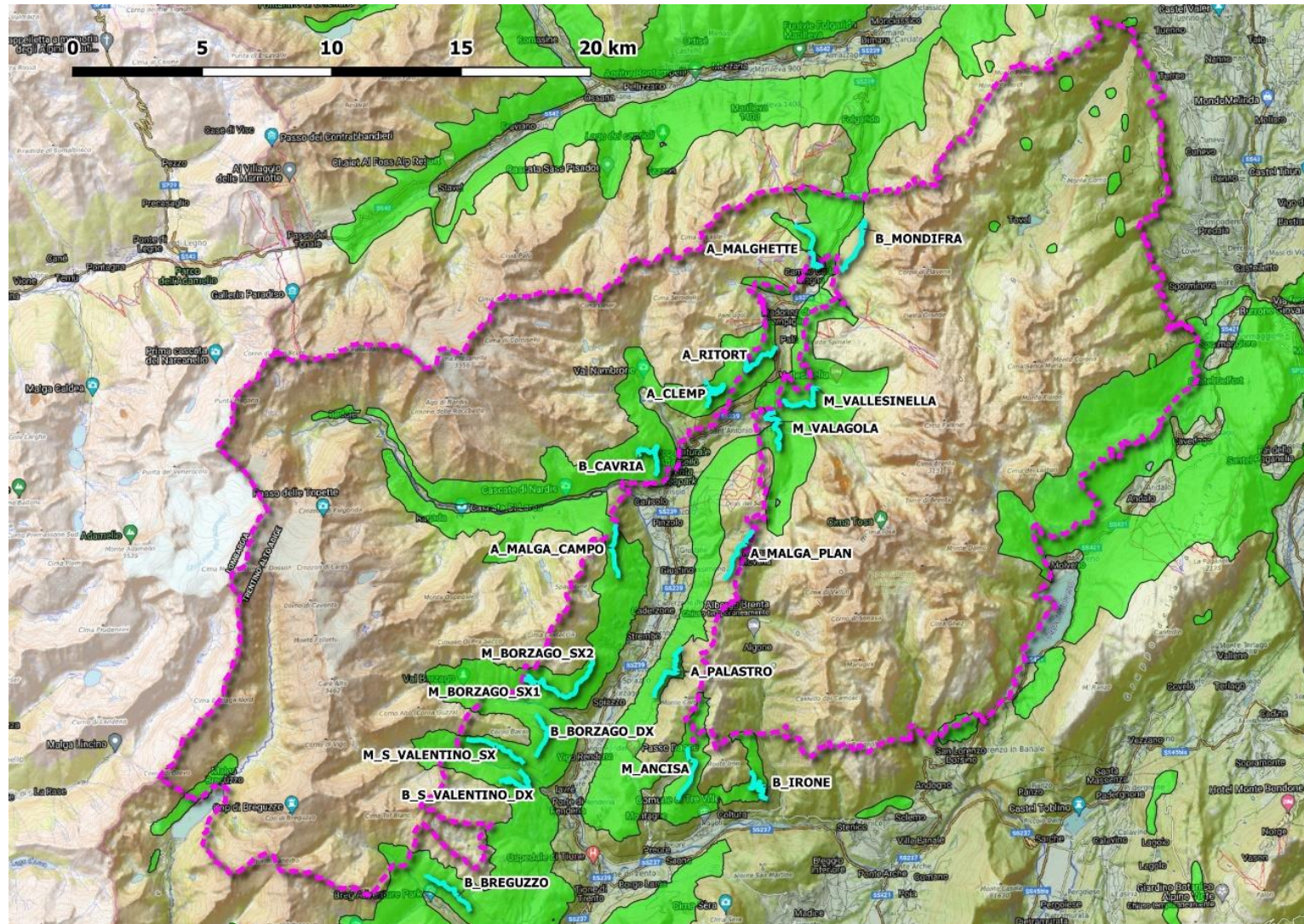


Figura 39 – Ubicazione dei transesti in relazione alla mappa di distribuzione reale della specie (Mustoni *et al.*, 2008)

METODI

Come metodologia standardizzata di monitoraggio del Francolino di monte è stata selezionata quella dei punti di emissione/ascolto (*playback*), che rappresenta il metodo più largamente usato in Europa (es. Francia, Montadert *et al.*, 2006, Mathieu *et al.*, 2021; Cechia, Klaus e Ludwig, 2021; Fennoscandia, Swenson *et al.*, 1991; Polonia, Matysek *et al.*, 2020), in Italia (Carlini *et al.*, 2014; Gagliardi e Tosi, 2012; Rassati, 2012) ed in Trentino (Pedrini e Brambilla, 2014; Scridel *et al.*, 2019) e già applicata nel PNAB nel corso del monitoraggio 2021. Il metodo prevede la stimolazione acustica del canto dei maschi territoriali attraverso l'emissione di un richiamo acustico pre-registrato durante il periodo primaverile, in corrispondenza con il periodo di massima territorialità e della formazione delle coppie (soprattutto il mese di aprile). Lungo i transetti, che vengono percorsi nelle prime ore del mattino (a partire dall'alba per circa 3-4 ore), vengono identificati dei punti di emissione/ascolto ogni 100-200 m circa (in funzione della topografia e delle caratteristiche vegetazionali dell'area). Secondo Mathieu *et al.* (2021) la distanza di rilevamento di un individuo cantore raramente supera gli 80 m, e pertanto consigliano di non superare la distanza di 160 m tra un punto e l'altro. A differenza del canto di altri galliformi (es. coturnice) infatti, quello del Francolino di monte tende a propagarsi poco nell'ambiente, sia per il timbro particolarmente acuto (7-8 kHz) sia per l'intensità sonora limitata, rendendo necessario quindi un numero di soste particolarmente elevato per coprire l'area da indagare (Gagliardi e Tosi, 2012). Per ciascun punto d'ascolto è stata applicata la seguente procedura:

- 5 minuti di ascolto senza stimolazione acustica (per verificare la presenza di maschi in canto spontaneo)
- 1 minuto circa di emissione di una strofa pre-registrata di circa 20 secondi mediante cassa wireless o simile, nelle 4 direzioni cardinali
- 5 minuti di ascolto post-stimolazione acustica.

In media, per ogni transetto sono stati individuati 14 punti di emissione/ascolto (min 12, max 17). Per ciascun punto di ascolto gli operatori impegnati sul campo hanno provveduto a compilare una scheda di campo (realizzata adattando quella utilizzata nel 2015), indicando l'esito, la modalità di contatto (se prima o dopo stimolazione) e alcuni metadati (meteo, visibilità, rumore, presenza neve). La scheda di campo era corredata sul retro da una mappa del transetto, anch'essa predisposta ad hoc nella fase pianificatoria, dove gli operatori hanno riportato

l'ubicazione di ogni punto, codificato con un ID poi riportato sulla scheda di rilievo. Ogni punto è stato inoltre georeferenziato con il GPS (*waypoint*) e gli operatori hanno inoltre provveduto a marcarli sul terreno mediante uno spray colorato sul tronco dell'albero più vicino o su una roccia. Per ciascun transetto sono state effettuate 2 ripetizioni nel corso della stagione riproduttiva, una nella seconda metà di aprile e una nella prima metà di maggio (in 4 occasioni sempre nella seconda metà di aprile), al fine di incrementare la contattabilità della specie. Il valore mediano del periodo intercorso tra la prima e la seconda ripetizione è di 14 giorni (min 6, max 23). A seguito della esiguità dei contatti positivi nel corso del monitoraggio primaverile (vedi paragrafo 0) in accordo con l'Ente Parco si è optato per effettuare una terza ripetizione in periodo autunnale, in corrispondenza del secondo periodo di territorialità dei maschi. Questa ripetizione è stata effettuata tra la seconda metà di settembre e la prima di ottobre. Tutti i dati sono successivamente stati riportati in un database georeferenziato (ESRI shapefile).

Tabella 5 – Riassunto delle date di monitoraggio e numero di punti di emissione/ascolto effettuato per ciascun transetto

ID_TRANSETTO	DISTURBO	N PUNTI	DATE		
			PRIM_01	PRIM_02	AUTUNNO
A_CLEMP	alto	12	27/04/2021	10/05/2021	01/10/2021
A_MALGA_CAMPO	alto	12	21/04/2021	05/05/2021	28/09/2021
A_MALGA_PLAN	alto	14	28/04/2021	07/05/2021	17/09/2021
A_MALGHETTE	alto	15	27/04/2021	07/05/2021	17/09/2021
A_PALASTRO	alto	17	16/04/2021	30/04/2021	01/10/2021
A_RITORT	alto	14	29/04/2021	05/05/2021	24/09/2021
M_ANCISA	medio	14	23/04/2021	04/05/2021	21/09/2021
M_BORZAGO_SX1	medio	12	20/04/2021	10/05/2021	08/10/2021
M_BORZAGO_SX2	medio	16	20/04/2021	13/05/2021	08/10/2021
M_S_VALENTINO_SX	medio	15	19/04/2021	04/05/2021	07/10/2021
M_VALAGOLA	medio	15	22/04/2021	07/05/2021	01/10/2021
M_VALLESINELLA	medio	13	14/04/2021	29/04/2021	12/10/2021
B_BORZAGO_DX	basso	13	21/04/2021	28/04/2021	08/10/2021
B_BREGUZZO	basso	14	26/04/2021	04/05/2021	12/10/2021
B_CAVRIA	basso	14	19/04/2021	03/05/2021	24/09/2021
B_IRONE	basso	13	19/04/2021	03/05/2021	24/09/2021
B_MONDIFRA	basso	17	27/04/2021	05/05/2021	12/10/2021
B_S_VALENTINO_DX	basso	14	16/04/2021	30/04/2021	07/10/2021

Figure 1. The effect of the number of nodes (n) on the performance of the proposed algorithm. The figure shows two plots side-by-side. The left plot shows the execution time (in seconds) on the y-axis (ranging from 0 to 10) versus the number of nodes (n) on the x-axis (ranging from 10 to 100). The right plot shows the average error rate (%) on the y-axis (ranging from 0 to 10) versus the number of nodes (n) on the x-axis (ranging from 10 to 100).

LA FORMAZIONE DEGLI OPERATORI

Il 12 aprile è stata effettuata una formazione a distanza degli operatori coinvolti nel monitoraggio finalizzata a fornire le conoscenze teoriche sulla biologia della specie, sui metodi di censimento e su come applicarli al contesto del PNAB, della durata di circa 2 ore.

6.3.2 RISULTATI E DISCUSSIONE

PRESENZA E DENSITÀ

Complessivamente sono stati individuati 254 punti di emissione/ascolto, ciascuno dei quali ripetuti 3 volte. Ipotizzando un raggio di contattabilità di 100 m per ciascuno, l'area indagata totale effettivamente indagata risulta pari a 671 ha, di poco inferiore al valore massimo teorico di 798 ha (senza sovrapposizioni tra punti contigui). I punti di ascolto positivi sono risultati complessivamente 7, in 5 transetti su 18 (Tabella 6). Solo in un transetto (A_CLEMP) si sono registrati contatti in più di una ripetizione. Nello specifico, i due contatti sono avvenuti in punti contigui, distanti poco più di 100 m, pertanto è plausibile che si tratti dello stesso individuo territoriale contattato in entrambe le occasioni. Di conseguenza, il numero di maschi territoriali complessivi è pari a 6 individui. Ne deriva una densità di 0,89 individui / 100 ha di area effettivamente indagata. Si tratta di un valore evidentemente basso (la specie è nota arrivare a 15 coppie/100 ha in contesti planiziali di habitat ottimali centro-europei, Mathieu *et al.* 2021), ma risulta nell'ordine di grandezza sulle Alpi, dove le densità sono ben inferiori, con valori intorno ad 1-3 coppie / 100 ha (Brichetti e Fracasso, 2018). In Trentino, presso il PN Paneveggio – Pale di San Martino la densità media stimata nel periodo 2015-2016 è stata pari a 3,2 maschi / 100 ha (min 2,00, max 5,2) (Scridel *et al.*, 2019). In FVG in due area campione la densità media stimata di territori osservata in 3 anni di rilevamento (2008-2010) è di 2,92 terr./ 100 ha e di 4,17 terr./ 100 ha (min 2,50, max 5,00) (Rassati, 2012). Occorre sottolineare che i valori di densità riportati in letteratura sono spesso difficilmente confrontabili, in quanto dipendono inevitabilmente da un denominatore il cui valore è frutto di stime spesso arbitrarie e/o assunti che non posso essere verificati. È tuttavia evidente che la presenza del Francolino di monte all'interno dell'area indagata nel 2021 appare largamente sottostimata, sia rispetto alle potenzialità, sia rispetto alla probabile effettiva presenza della specie. In tal senso, i risultati del monitoraggio condotto nel 2021 appaiono non significativi e non rappresentativi dell'effettiva presenza della specie nel

territorio del Parco. Per spiegare tale possibile difetto del campionamento è possibile ragionare solo in termini speculativi, dal momento che non si hanno a disposizione dati per un confronto. La scarsità di contatti registrata potrebbe essere spiegata da una ridotta territorialità dei maschi ed una conseguente ridotta frequenza dei *display* acustici (spontanei o stimolati) occorsa nel 2021. Una sensibile riduzione nelle presenze stimate della specie attraverso l'applicazione di un protocollo di campionamento simile a quello utilizzato nel PNAB nel 2021 viene riportato anche per il PN Paneveggio – Pale di San Martino (Partel, com. pers.), suggerendo la presenza di fattori che influenzano negativamente la territorialità del Francolino di monte operanti a scala almeno regionale. Occorre premettere che tra i tetraonini alpini, il Francolino di monte è quello caratterizzato da territorialità/aggressività verso i conspecifici meno spiccata, testimoniata dall'estrema rarità degli scontri fisici corpo a corpo durante il periodo riproduttivo, che invece sono ben noti tra i tetraonini poliginici (gallo cedrone, fagiano di monte), ma anche in quelli monogamici come la pernice bianca. Ad ulteriore conferma, i territori (intesi come aree difese attivamente da conspecifici) del Francolino in aree ad elevata densità possono distare anche solo 300 m, valore che si riduce fino a poco più di 100 m se si considera l'*home range* stagionale (Montadert e Léonard, dati telemetrici non pubblicati). Inoltre, la territorialità e la sua manifestazione acustica è nota scemare fino a non manifestarsi nel tutto nel caso di coppie formate e stabilizzate in un'area (Mathieu *et al.*, 2021). Sembra, inoltre, che maschi non accoppiati (evento non raro dato lo squilibrio della *sex ratio* verso i maschi) possano vivere in modo "discreto" in prossimità di coppie stabilizzate, tanto che eventi di *extra pair mating* sembrano non essere infrequenti nella specie. Questo sembra essere un limite intrinseco del metodo utilizzato. Montadert *et al.* (2006) hanno, infatti, mostrato un'elevata variazione dell'indice di risposta (n contatti/100 punti) sia intra-annuale (ripetizioni dello stesso transetto in una stagione) sia inter-annuale (IR medio nello stesso transetto in anni diversi), mettendo questo in relazione ad una limitata tendenza dei maschi a rispondere al richiamo preregistrato (vedi paragrafo 0).

Pur in assenza di studi specifici relativi al Francolino di monte, per altri tetraonini è inoltre noto l'effetto delle condizioni meteorologiche sull'intensità e frequenza del *display*, che viene ridotto in presenza di meteo avverso che si protrae in più giorni (es. *Centrocercus urophasianus* in Nord America, Fremgen *et al.*, 2018; Fagiano di monte, Baines, 1996).

Tali considerazioni possono essere messe in relazione all'esito del monitoraggio 2021, potenzialmente influenzato da fattori che potrebbero aver ridotto la contattabilità della specie. In particolare, in Trentino l'inizio della primavera (marzo ed aprile, coincidenti con l'inizio e la fase centrale della stagione riproduttiva) è stata caratterizzata da condizioni meteoclimatiche anomale, con scarsissime precipitazioni (soprattutto a marzo, record storico negativo, dati MeteoTrentino) e temperature piuttosto rigide soprattutto ad aprile, seguite poi da elevate precipitazioni unite ancora a temperature rigide nel mese di maggio. Non è semplice ricondurre univocamente questa anomalia meteorologica all'alterazione la territorialità dei maschi. Tuttavia, è possibile che la fenologia del *display* sia stata anticipata rispetto alla calendarizzazione annuale media, con un picco della territorialità tra la fine di marzo e l'inizio di aprile (e pertanto al di fuori del periodo di svolgimento del monitoraggio), influenzata dalle condizioni relativamente miti (con frequenti eventi favonici) e senza precipitazioni di marzo, e successivamente "attenuata" dalle temperature particolarmente rigide di aprile. Appare meno plausibile in tal senso un posticipo della fenologia nel mese di maggio, come dimostra anche l'ancor più ridotto numero di contatti ottenuto in questo mese. L'estensione della scala spaziale dell'anomalia meteorologica, che ha interessato uniformemente il Trentino, supporterebbe questa ipotesi, data l'analogo esito del monitoraggio condotto nel PN Paneveggio – Pale di San Martino.

Poco plausibili altre ipotesi che – viceversa – riconoscendo la bontà del dato ottenuto siano volti a spiegare tale ridotto numero di territori, quali un'elevata mortalità invernale causata dall'eccezionale nivometria dell'inverno 2020-2021, dato che la specie è ben adattata a sopportare inverni rigidi di tipo siberiano, o uno scarso successo riproduttivo nella stagione 2020, che non giustificerebbe un risultato così deficitario.

Se si mettono in relazione gli esiti del monitoraggio condotto nel 2015 con quello condotto nel 2021 nei 6 transetti oggetto di indagine in entrambe le occasioni, appare evidente che la completa assenza di punti positivi del 2021 (0 su 88 punti) a fronte degli 8 punti (su 60) positivi del 2015 non sembra trovare giustificazioni nella dinamica di popolazione della specie (Tabella 7).

Tabella 6 – Risultato complessivo del monitoraggio 2021 (n punti positivi/contatti per ciascun transetto effettuato)

ID_TRANSETTO	DISTURBO	PRIM_01		PRIM_02		AUTUNNO	
		DATA	CONT.	DATA	CONT.	DATA	CONT.
A_CLEMP	alto	27/04/2021		10/05/2021	1	01/10/2021	
A_MALGA_CAMPO	alto	21/04/2021	2	05/05/2021		28/09/2021	
A_MALGA_PLAN	alto	28/04/2021		07/05/2021		17/09/2021	
A_MALGHETTE	alto	27/04/2021		07/05/2021		17/09/2021	
A_PALASTRO	alto	16/04/2021		30/04/2021		01/10/2021	
A_RITORT	alto	29/04/2021	1	05/05/2021	1	24/09/2021	
M_ANCISA	medio	23/04/2021		04/05/2021		21/09/2021	
M_BORZAGO_SX1	medio	20/04/2021		10/05/2021		08/10/2021	
M_BORZAGO_SX2	medio	20/04/2021		13/05/2021		08/10/2021	1
M_S VALENTINO_SX	medio	19/04/2021		04/05/2021		07/10/2021	
M_VALAGOLA	medio	22/04/2021		07/05/2021		01/10/2021	
M_VALLESINELLA	medio	14/04/2021		29/04/2021		12/10/2021	
B_BORZAGO_DX	basso	21/04/2021		28/04/2021		08/10/2021	
B_BREGUZZO	basso	26/04/2021	1	04/05/2021		12/10/2021	
B_CAVRIA	basso	19/04/2021		03/05/2021		24/09/2021	
B_IRONE	basso	19/04/2021		03/05/2021		24/09/2021	
B_MONDIFRA	basso	27/04/2021		05/05/2021		12/10/2021	
B_S VALENTINO_DX	basso	16/04/2021		30/04/2021		07/10/2021	

Tabella 7 – Confronto tra i risultati del monitoraggio 2015 e 2021 per i transetti che sono stati indagati entrambi gli anni (punti positivi/punti totali)

ID_TRANSETTO	DISTURBO	PUNTI POS. 2015	PUNTI POS. 2021
A_MALGA_PLAN	alto	2/10	0/14
A_MALGHETTE	alto	0/10	0/15
M_VALAGOLA	medio	1/10	0/15
M_VALLESINELLA	medio	0/10	0/13
B_CAVRIA	basso	2/10	0/14
B_MONDIFRA	basso	3/10	0/17
TOTALE		8/60	0/88

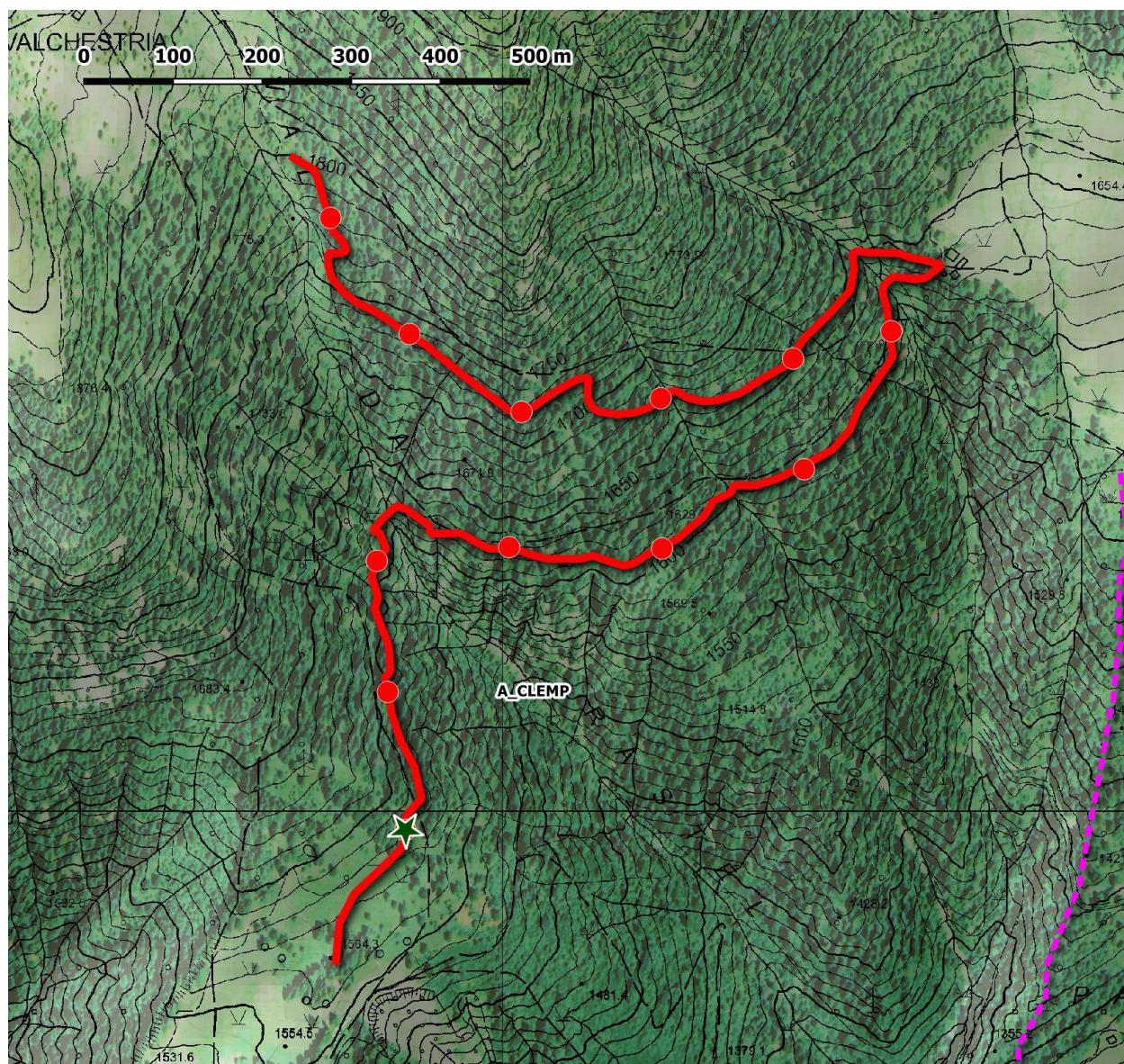


Figura 42 – Transetto A_CLEMP e punti di emissione/ascolto effettuati. La stella verde scura indica il punto positivo (seconda ripetizione primaverile)

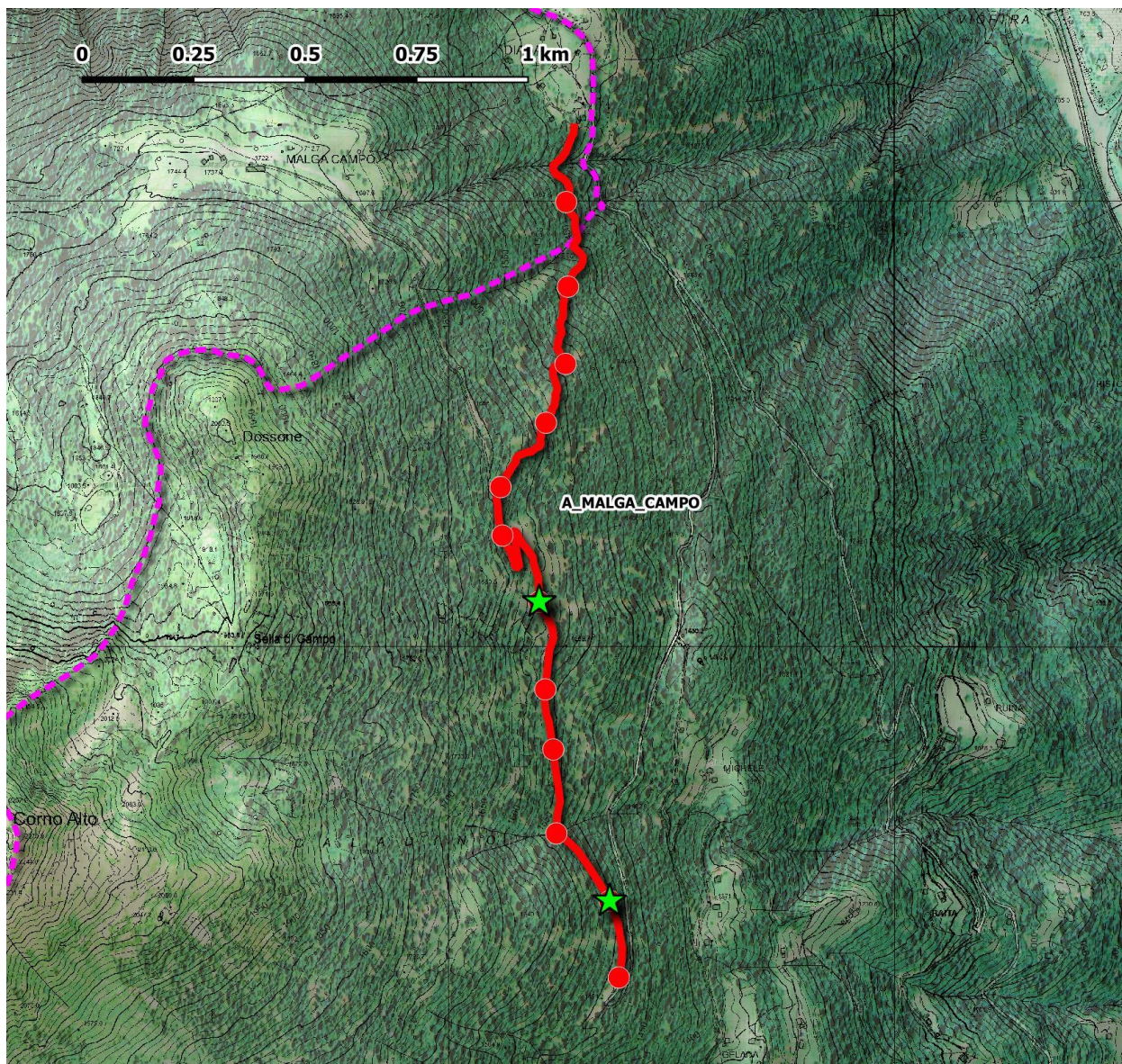


Figura 43 - Transetto A_MALGA_CAMPO e punti di emissione/ascolto effettuati. La stella verde chiaro indica i punti positivi (prima ripetizione primaverile)

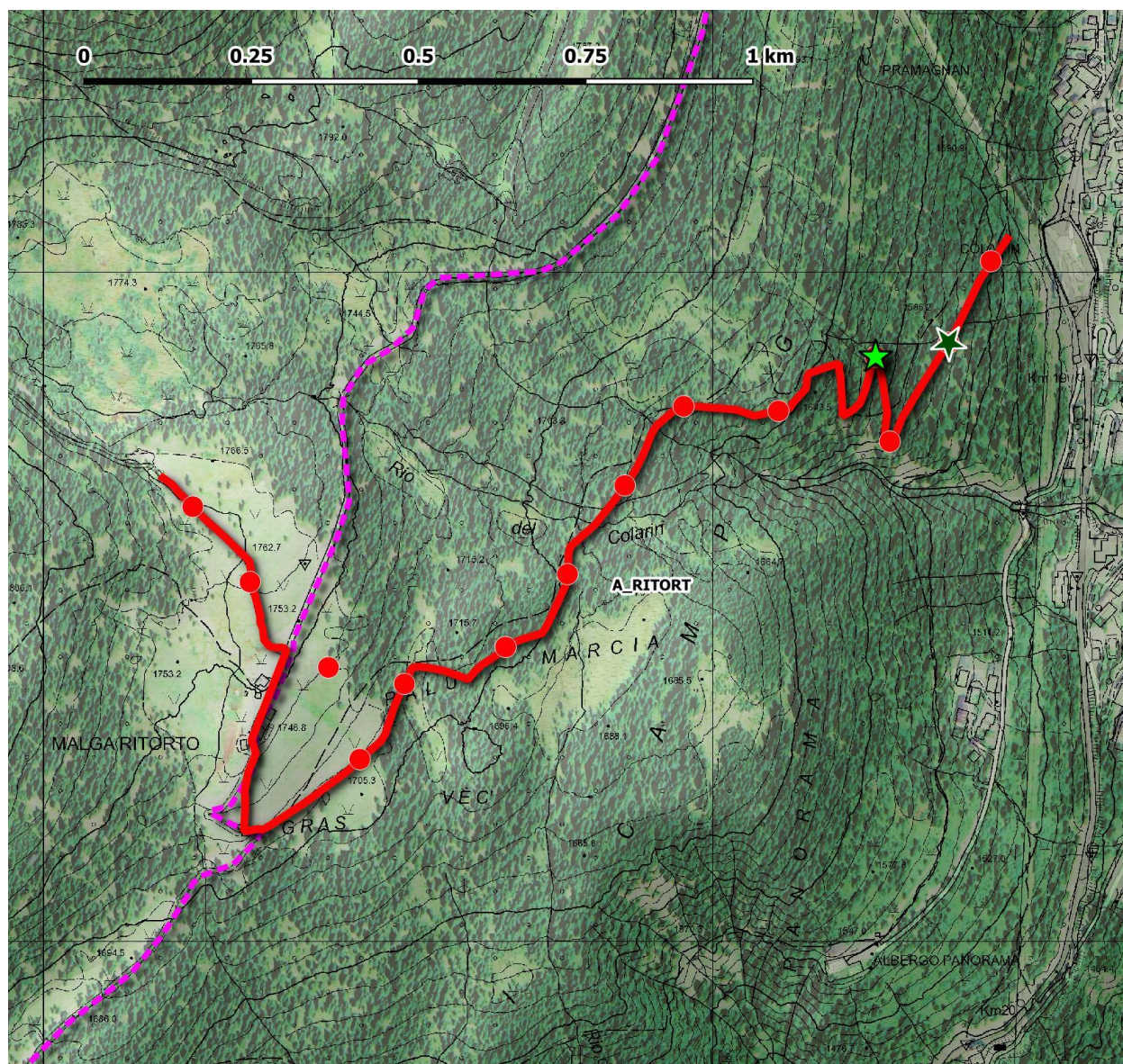


Figura 44 - Transetto A_RITORT e punti di emissione/ascolto effettuati. La stella verde chiaro indica il punto positivo nella prima ripetizione primaverile, quella verde scuro il punto positivo nella seconda ripetizione primaverile

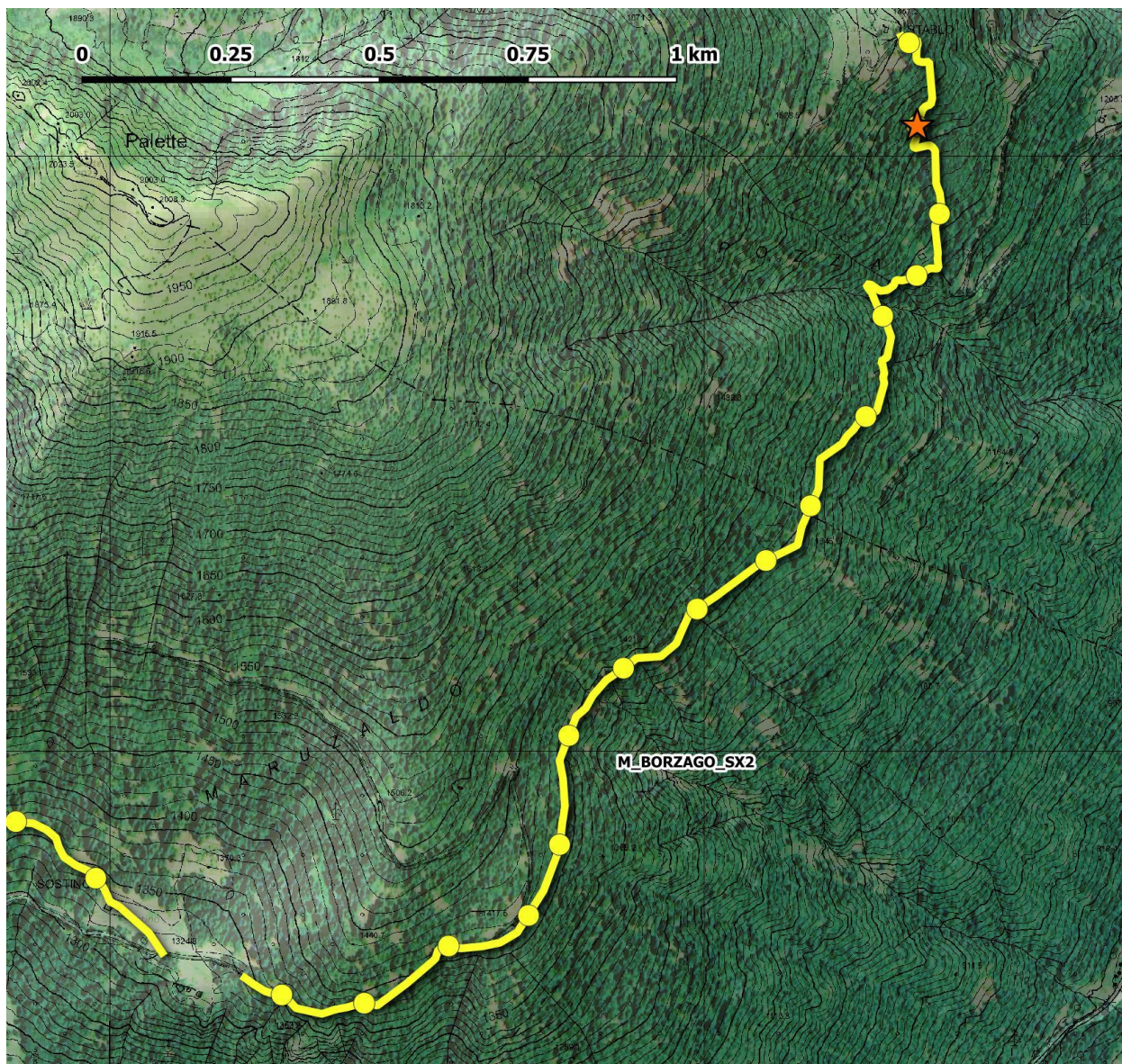


Figura 45 - Transetto M_BORZAGO_SX2 e punti di emissione/ascolto effettuati. La stella arancione indica il punto positivo (ripetizione autunnale)

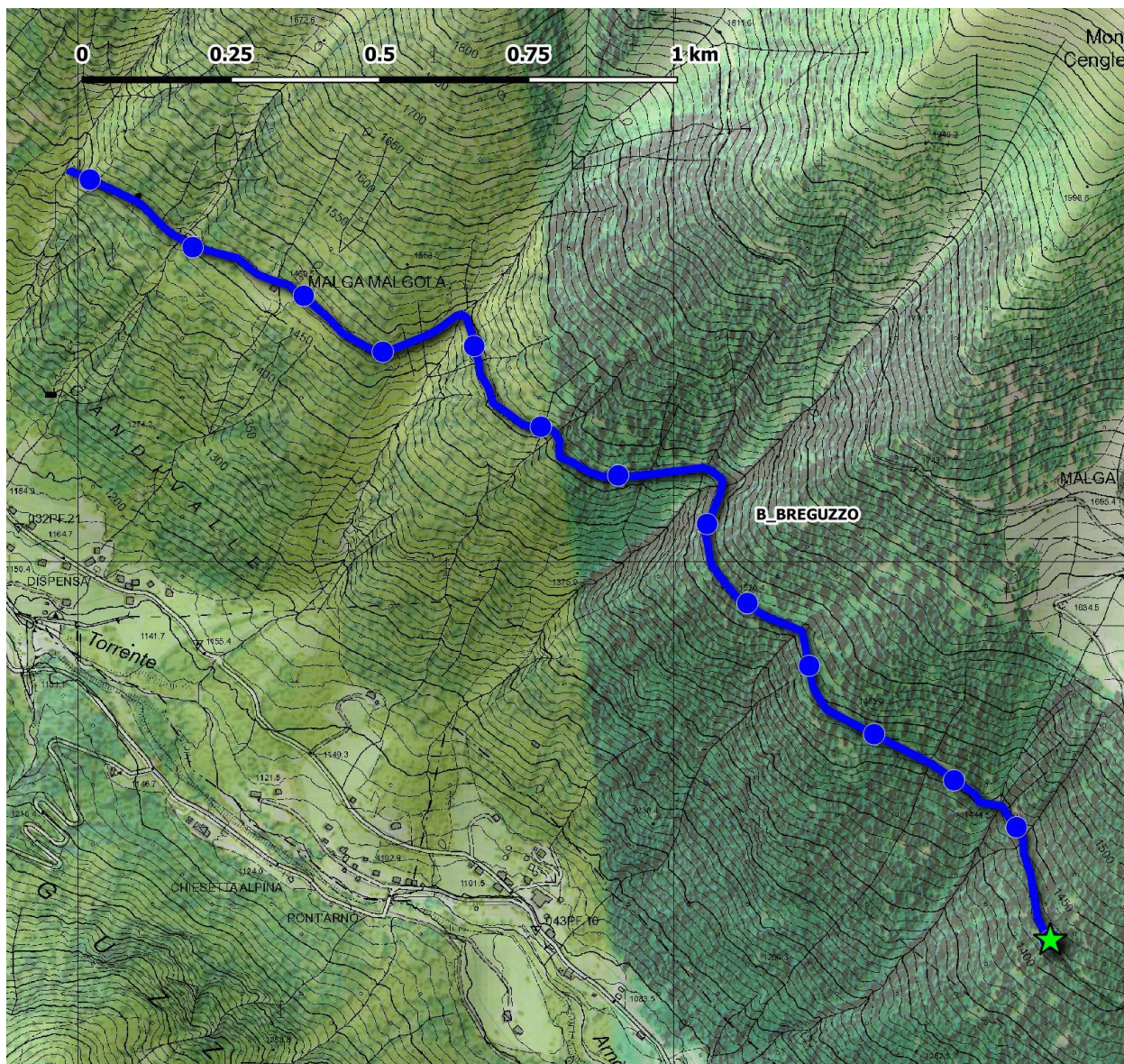


Figura 46 - Transetto B_BREGUZZO e punti di emissione/ascolto effettuati. La stella verde chiaro indica il punto positivo (prima ripetizione primaverile).

DISTURBO

Pur con un campione statistico evidentemente non rappresentativo, si è provato ugualmente a mettere in relazione la presenza del Francolino di monte con il disturbo antropico.

Dei 5 transetti su 18 che hanno avuto almeno un contatto positivo con la specie, 3 sono stati classificati con disturbo “alto” (A_CLEMP, A_MALGA_CAMPO, A_RITORT), uno “medio” (M_BORZAGO_SX2”, in autunno) ed uno “basso” (B_BREGUZZO). In tal senso, i risultati, ancorché non significativi statisticamente, non supporterebbero l’ipotesi di un effetto negativo del disturbo antropico sulla presenza del Francolino di monte in periodo riproduttivo. Tale risultato

sembrerebbe coerente con altri studi (anche relativamente al periodo invernale, es. Sachot *et al.*, 2003) secondo i quali la specie sarebbe indifferente alla presenza umana in virtù dell'elevato mimetismo che lo renderebbe particolarmente confidente (Bernard-Laurent e Magnani, 1994). Diforme è invece la conclusione uno studio condotto nel PN Paneveggio – Pale di San Martino sull'utilizzo dello habitat in inverno, che mostrerebbe un effetto negativo della presenza di strade principali e secondarie sulla presenza, cui tuttavia si contrappone un effetto positivo della presenza di sentieri (Forti, 2019). Analoghe conclusioni traggono anche Matysek *et al.* (2020) per un'area del PN Tatra (Polonia), dove evidenziano un effetto negativo delle attività escursionistiche sulla presenza della specie.

Oltre alla classificazione dei transetti secondo 3 classi di disturbo fatta a priori durante la fase preliminare, nel corso della realizzazione del monitoraggio per ciascun punto di emissione/ascolto è stato annotato il livello di rumore. Occorre precisare che questo metadato non si riferiva esclusivamente al rumore antropogenico, ma più in generale al disturbo sonoro, incluso quello naturale. Tuttavia, analizzando il rumore registrato in corrispondenza dei punti positivi rispetto a quelli negativi emerge un significativo effetto (ANOVA, $F_{1,760}=5.394$, $p=0.020^*$), con quasi 1 categoria di intensità di rumore inferiore dei punti positivi rispetto ai negativi (-0.943, media punti negativi = 1.372; media punti positivi = 0.429) (Figura 47). Il dataset è evidentemente insufficiente per trarre conclusioni, tuttavia tale risultato potrebbe suggerire sia un effettivo disturbo acustico che influenzerebbe in modo negativo la presenza del Francolino di monte, sia – più semplicemente – un incremento della contattabilità della specie in condizioni di ascolto ottimali e non disturbate. A parziale supporto di questa seconda ipotesi, si osserva come il rumore registrato nei punti di emissione/ascolto sembri non correlato con il livello disturbo secondo la categorizzazione a priori. Al contrario, i punti dei transetti con disturbo “alto” sono quelli dove si è registrato in media il minor disturbo acustico (media 1.266), seguiti dai punti dei transetti a disturbo “basso” (media 1.318) ed infine i transetti a disturbo “medio” (media 1.506) (Figura 49). Una differenza significativa si registra solo tra queste ultime due classi (Tukey HSD, alto-medio, -0.240, $p_{adj}=0.031^*$) a favore come detto dei transetti con disturbo “alto”. Pertanto, escludendo come spiegazione quella di una classificazione preliminare dei transetti completamente errata, si può propendere per un'effettiva relazione positiva tra contattabilità della specie e la presenza di rumori (naturali o antropici) che ostacolano sia l'efficacia del richiamo, sia la capacità dell'operatore di ascoltare un eventuale risposta.

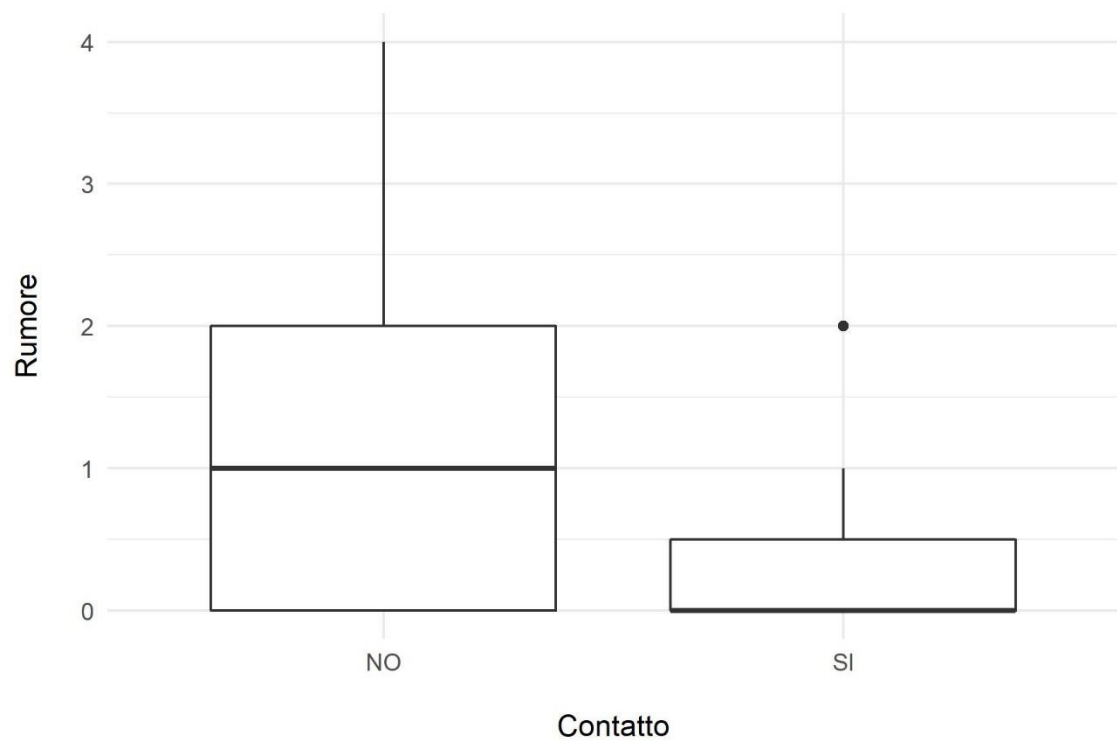


Figura 47 – Distribuzione del rumore (così come rilevato sul campo) nei punti dove la specie è stata contattata (n=7) e dove invece l'emissione/ascolto ha dato esito negativo (n=755)

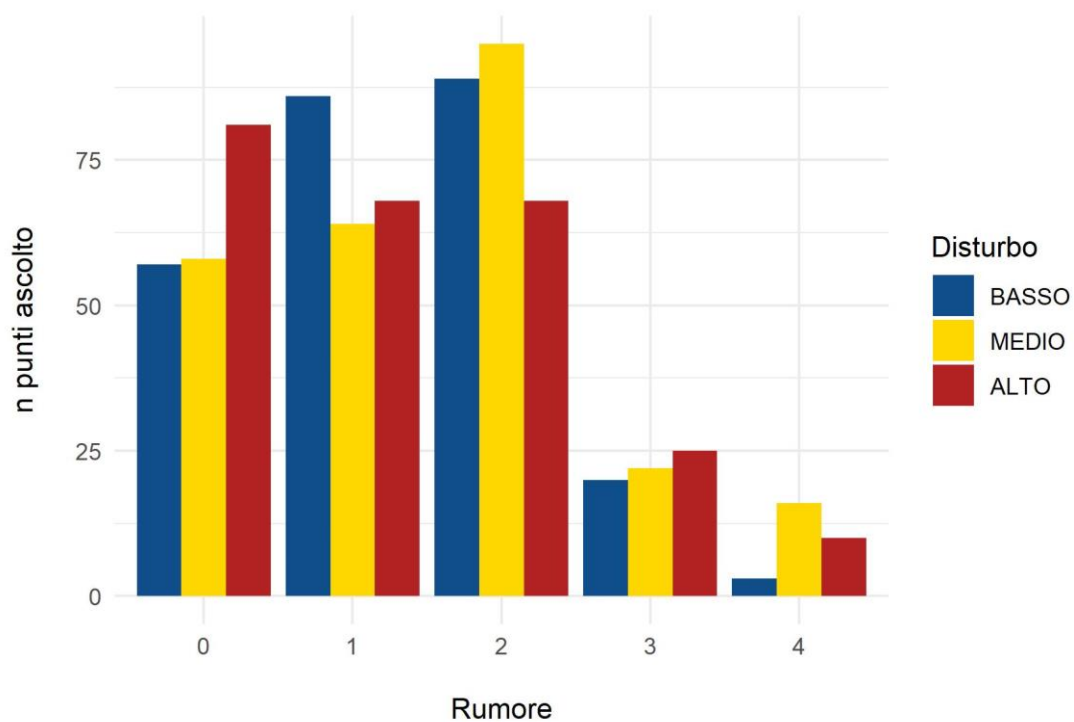


Figura 48 – Numero di punti d'ascolto classificati per intensità del rumore (rilevato sul campo, da 0 a 4) e secondo la classificazione del disturbo dei transetti

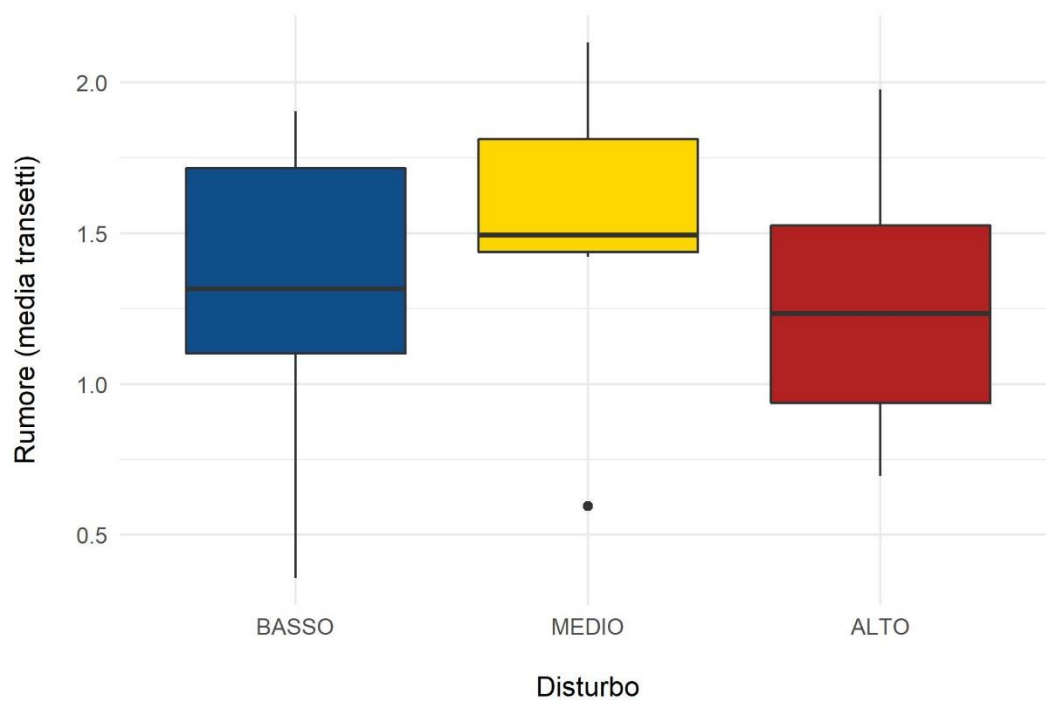


Figura 49 - Distribuzione del rumore dei transetti (valore medio di ogni transetto) per classi di disturbo antropico

CONSIDERAZIONI SUL MONITORAGGIO 2021

Come sottolineato nei paragrafi precedenti, il monitoraggio effettuato nel 2021 sul Francolino di monte, nonostante un notevole investimento di risorse umane, non ha portato a risultati robusti e facilmente interpretabili. Al contrario, si osserva un possibile difetto di campionamento che ha condotto ad una probabile sottostima della presenza della specie nell'area del PNAB. Data la pianificazione accurata del monitoraggio in sinergia con l'Ente Parco, valorizzando e sviluppando ulteriormente il lavoro svolto nel 2015 che aveva portato a buoni riscontri, la formazione degli operatori coinvolti e l'applicazione del protocollo sviluppato, il sotto campionamento della specie è plausibilmente da ricercare in fattori esterni alla metodologia stessa (quali, ad esempio, fattori meteorologici e/o fenologici della specie). Per motivi logistici, il monitoraggio non è tuttavia potuto iniziare prima di metà aprile, periodo solitamente coincidente con il picco della frequenza e dell'intensità del *display* della specie. Non è pertanto da escludere anche un possibile difetto nel periodo di campionamento, elemento che, in sinergia con i fattori esterni di cui sopra, ha contribuito alla riduzione dell'efficacia del monitoraggio.

Sebbene, quindi, il 2021 possa teoricamente configurarsi come "anno sfortunato", è opportuno valutare attentamente soluzioni alternative di monitoraggio che minimizzino il rischio di inefficacia dello stesso causato da eventi esterni la cui frequenza non è nota, ma che potrebbero presentarsi in modo ricorrente.

Pertanto, nel capitolo seguente si propongono delle soluzioni alternative di monitoraggio della specie, basate sulla *review* della letteratura esistente e delle esperienze di monitoraggio attuate in Europa, finalizzate alla definizione di una metodologia di monitoraggio della specie utile alle finalità dell'Ente Parco e dei suoi obblighi rendicontativi.

L'applicazione di un protocollo di monitoraggio a larga scala del Francolino di monte nel PNAB per la prima volta, ha comunque prodotto un incremento delle competenze nel personale dell'Ente, una parte del quale non aveva mai avuto modo di cimentarsi in questo tipo di attività. Si tratta di un'esperienza che potrà avere dei risvolti positivi nel prosieguo delle attività di conservazione della specie nel PNAB, grazie all'aumentata capacità di indagine e di familiarità con l'applicazione di un protocollo di monitoraggio mediante l'uso del *playback*.

6.4. PROPOSTE PER IL MONITORAGGIO DEL FRANCOLINO DI MONTE

6.4.1 INTRODUZIONE

L'Ente Parco intende procedere con una pianificazione del monitoraggio del Francolino di monte con l'obiettivo di ottenere nell'arco di un sessennio un quadro complessivo dello stato di conservazione della specie, ai fini della rendicontazione delle specie in All. I della Direttiva Uccelli 2009/147/CE ai sensi dell'art. 12, che prevede che gli Stati membri UE relazionino riguardo ai progressi compiuti relativi all'attuazione della Direttiva, analogamente a quanto previsto dall'art. 17 della Direttiva Habitat 92/43/CEE per le specie non avifaunistiche. Sopraggiunge pertanto l'esigenza di pianificare il monitoraggio in modo da ottimizzare le risorse umane garantendo un risultato robusto ai fini della rendicontazione.

In tal senso, si procede qui di seguito a descrivere le metodologie messe a punto in varie parti d'Europa per il monitoraggio della specie, secondo una *review* della letteratura scientifica e della *grey literature* (report tecnici) consultabili.

6.4.2 METODI E PROTOCOLLI IN USO

LINEE GUIDA PAT (PEDRINI E BRAMBILLA, 2014)

La PAT ha prodotto nel 2014 le Linee guida per il monitoraggio della Rete Natura 2000 provinciali, nell'ambito dell'Azione A5 del Progetto LIFE11/NAT/IT/000187 "T.E.N." (Trentino Ecological Network) volto a definire metodi e modalità per il monitoraggio delle specie in All. II e IV della Direttiva Habitat e in All. I della Direttiva Uccelli (Pedrini e Brambilla, 2014). Il documento specifica che il monitoraggio del Francolino di monte "[...] venga svolto attraverso sentieri campione all'interno dei parchi e di altre aree significative, con utilizzo di stimolazione acustica (playback del canto territoriale) per aumentare l'efficacia del campionamento". Il documento specifica inoltre tempi (durante il mese di aprile) e lo sforzo (tre uscite per sentiero campione). Quanto alla distanza e la frequenza di emissione dei richiami, il documento demanda ad un'analisi di dettaglio delle condizioni ambientali locali.

ALTRI METODI IN USO**Quadrati (Blondel, 1969; Wiesner et al., 1977; Mathieu et al., 2021)**

Si tratta del solo metodo identificabile come censimento esaustivo (ad eccezione del campionamento genetico non invasivo). Il principio del metodo è analogo a quello del mappaggio dei territori, usato soprattutto per i monitoraggi dei passeriformi e prevede che l'area da censire (quadrata) sia percorsa in modo denso da una rete di transetti (il più possibile lineari e distanziati di max 160 m) condotti in visite successive (da marzo a giugno, min 5 ripetizioni). Ogni individuo osservato, ascoltato (è possibile stimolare il canto mediante *playback*) e tutti i segni di presenza (fatte, piume, impronte) vengono riportati su una mappa e/o georeferenziati con GPS. Al termine del periodo di monitoraggio, la "nube" di localizzazioni identifica un territorio. L'assunto è l'esistenza di territori quasi esclusivo, sebbene studi telemetrici più recenti hanno mostrato come circa il 20% dei maschi (soprattutto giovani e maschi non accoppiati) non sono territoriali (Montadert, dati non pubblicati). Il metodo richiede un notevole sforzo di risorse umane ed è efficace in condizioni di densità elevate. Inoltre, è applicabile solo a contesti relativamente pianeggianti, dove è possibile spostarsi in modo tendenzialmente lineare (es. Polonia, Wiesner et al., 1977). Tale metodo non si discosta troppo dal campionamento genetico non invasivo (vedi in seguito), che rappresenta un'evoluzione naturale del metodo.

Obiettivo: stima numero/densità territori

Vantaggi: metodo esaustivo

Criticità: difficoltà di applicazione al contesto alpino, elevato sforzo di campionamento e di risorse umane impiegate, "superato" dal campionamento genetico non invasivo, bias dell'operatore medio-alto

Playback (Swenson, 1991; Huboux et al., 1994; Åberg et al., 2000; Debrosses, 2002; Montadert et al., 2006; Sahlsten et al., 2010; Borgo e Mattedi, 2011; Carlini et al., 2011; Kajtoch et al., 2012; Brambilla et al., 2018; Matysek et al., 2020; Mathieu et al., 2021)

Si tratta del metodo più utilizzato, incluse tutte le esperienze italiane e trentine. Il protocollo standardizzato messo a punto in Francia dall'ex-ONCFS (*Office National pour la Chasse et la Faune Sauvage*; Huboux et al., 1994), prevede l'effettuazione di transetti predefiniti lungo i quali effettuare dei punti di emissione/ascolto ogni 100-150 m. Per ogni punto vengono emesse 6 strofe (1 davanti, 2 a destra, 2 a sinistra e 1 dietro) di 30 secondi l'una (sia mediante canto pre-

registrato, sia imitando il canto con un fischiello apposito), intervallate da 30 secondi di ascolto dopo ciascuna emissione. Il monitoraggio viene effettuato tra il 25 marzo ed il 10 maggio, dalle 7.00 alle 11.30, con tre ripetizioni per ciascun transetto. Debrosses (2002) suggerisce un periodo più tardivo al di sopra dei 1000 m (15 aprile-31 maggio). Come richiamato nel paragrafo 0, Montadert *et al.* (2006) hanno verificato tuttavia come il coefficiente di variazione ($\text{dev.st}/\text{media}$) dell'indice di risposta ($n \text{ contatti} / 100 \text{ punti}$) intra-annuale per lo stesso transetto vari dal 23% al 245%. Notevole anche la variazione inter-annuale, evidenziata in alcuni transetti dove l'indice di risposta tra il 1999 ed il 2003 è fluttuato fortemente (1.9, 7.6, 1.3, 6.1, 5.8, rispettivamente). Gli autori correlano tale – evidente – scarsa affidabilità del metodo del *playback* ad una limitata *detection* della specie, evidenziato da un test effettuato su 18 maschi equipaggiati di dispositivo radiotelemetrico in tre anni (1999-2001). Su un totale di 42 tentativi di stimolazione del canto mirati a questi individui, applicando il metodo ONCFS, il tasso di risposta (dopo 3 minuti di emissioni) è stato solo del 7%. Un incremento del tasso si ottiene ripetendo le emissioni per altri 3 minuti (21%) e seguendo con un periodo di ascolto di ulteriori 4 minuti (38%), per un totale di 10 minuti per punto d'ascolto. Tali risultati contrastano tuttavia fortemente con quanto evidenziato da Swenson (1991), in uno studio che è tuttora il riferimento internazionale per quanto concerne la metodologia di monitoraggio del Francolino di monte. L'autore svedese riporta infatti un'accuratezza media dell'82% complessiva (nel contattare maschi territoriali (noti da studi radiotelemetrici) con il metodo del *playback* (6 minuti di emissioni, 5 ripetizioni dei transetti, con fischiello) in 4 aree di studio (in Svezia, Finlandia e Polonia). Già dopo 1 minuto, l'autore riporta una frequenza di risposta del 26% in primavera. L'accuratezza complessiva risulta peraltro superiore in autunno rispetto alla primavera (86% contro 80%). Difficile spiegare una così marcata differenza di efficacia dei metodi: speculativamente, si può attribuire la differenza a motivi genetici (le popolazioni alpine e scandinave/polacche appartengono a sottospecie diverse, *B. b. styriaca* e *B. b. bonasia*, rispettivamente) o ecologici (territorialità molto più marcata a densità elevate, sebbene lo studio non riporti differenze significative in aree con densità molto diverse, tra 0.6 e 20.3 maschi/100 ha).

Sia Swenson (1991) che Debrosses (2002) (In Fennoscandia/Polonia e in Francia) evidenziano un elevato tasso di risposta al *playback* anche in autunno, in alcuni casi anche superiore a quello primaverile, mettendo ciò in relazione ad una maggiore aggressività indotta dalla presenza di giovani. In particolare Debrosses nota in autunno un tasso più elevato di maschi che si avvicinano

all'operatore rispetto alla primavera, quando la presenza delle femmine rende i maschi meno propensi ad abbandonarle, esponendole alla possibilità di *extra pair mating*.

Obiettivo: stima numero/densità territori (in primavera) o maschi territoriali (in autunno)

Vantaggi: metodo più largamente usato in Europa, facilità e flessibilità di applicazione, ridotto impiego di risorse umane, facilmente standardizzabile, ridotto bias dell'operatore, applicabile anche in autunno

Criticità: (possibile) ridotta probabilità di contatto degli individui, ridotta efficacia nello stimare la popolazione e i trend interannuali per elevata aleatorietà del dato ottenuto

Battuta senza cani (Rajala, 1974; Huboux, 1990; Debrosses, 2002; Montadert et al., 2006; Mathieu et al., 2021)

Il metodo viene utilizzato in Fennoscandia, ma è stato sperimentato anche in Francia (Huboux, 1990, Debrosses, 2002; Montadert et al., 2006). La battuta è composta da 8-12 di persone distanziate di circa 15 m, che avanzano lungo un fronte al fine di far involare gli individui di Francolino di monte, che vengono pertanto contattati per osservazione diretta. La battuta viene solitamente effettuata al termine della stagione riproduttiva in estate (fine luglio) e consente di ottenere valori di densità post-riproduttiva e di successo riproduttivo, tramite il rapporto giovani/adulti osservato. Anche in questo caso, Montadert et al. (2006) hanno dimostrato un'efficacia soltanto del 40% di contatto con individui radiomarcati (10 individui, 6 dei quali sono rimasti immobili o sono si sono involati allontanandosi dal fronte della battuta). La sottostima complessiva della densità è del 50%, mentre gli autori ipotizzano una possibile sovrastima del successo riproduttivo per una maggior contattabilità dei giovani rispetto agli adulti. Debrosses (2002) conferma la facilità di involo e di conteggio dei giovani, che tendono a posarsi sui rami bassi degli alberi. Analogamente al metodo dei quadrati, la battuta può essere utilizzata soprattutto in contesti relativamente pianeggianti e con altezza di sottobosco moderata (max 50 cm).

Obiettivo: stima densità post-riproduttiva, stima successo riproduttivo

Vantaggi: sforzo di campionamento concentrato in un tempo molto limitato e sforzo annuale complessivo molto ridotto, possibilità di stimare il successo riproduttivo, ridotto bias dell'operatore

Criticità: elevato numero di operatori impegnati simultaneamente, difficoltà di applicazione a contesti di elevata pendenza o con vegetazione densa, sforzo di pianificazione non secondario, ridotta efficacia nello

stimare la popolazione e i trend interannuali per elevata aleatorietà del dato ottenuto, ridotta area indagabile (potenzialmente non rappresentativa)

Transetto (Järvinen e Väisänen, 1975; Huboux, 1990)

Si tratta di un metodo simile alla battuta senza cani, ma effettuato con un solo osservatore. Basato sul principio del *distance sampling*, l'operatore annota la distanza di osservazione degli individui involati perpendicolare alla direzione di marcia, inversamente correlata alla *detection probability*. Il metodo è stato applicato sperimentalmente anche in sulle Alpi francesi, dove tuttavia ha portato a risultati pressoché nulli (40 km di percorsi, 1 sola osservazione in un'area dove il metodo del *playback* aveva portato all'individuazione di 26 territori; Huboux, 1990). Anche in questo caso, si tratta di un metodo che necessita di ambienti relativamente aperti, sebbene sia più flessibile della battuta senza cani dato il limitato impiego di operatori, ma parallelamente appare utilizzabile solo in contesti con densità elevate della specie, che raramente si rinvencono sulle Alpi.

Obiettivo: stima densità pre-riproduttiva (se in primavera) o post-riproduttiva (se in estate)

Vantaggi: flessibilità di applicazione, ridotto impiego di risorse umane, bias dell'operatore moderato

Criticità: (probabile) scarsa possibilità di applicazione a basse densità, difficoltà di applicazione a contesti di elevata pendenza o con vegetazione densa, necessità di conoscere l'uso di un telemetro, necessità di formare il personale

Conteggio con cani da ferma

A differenza di altri galliformi, il Francolino di monte è noto non tenere la ferma dei cani e tende a proseguire "di pedina" davanti agli ausiliari, in particolare i pulcini. Pertanto, questa metodologia non viene applicata per la specie.

Ricerca di segni di presenza in primavera (IPPC, Indices de Présence sur Placettes Circulaires) (Montadert et al., 2006; Bittès e Loose, 2010)

Si tratta di un metodo proposto dall'ONCFS (Montadert et al., 2006) e applicato con successo in alcune aree delle Alpi francesi, basato sulla ricerca di segni di presenza (in particolare feci). Per i

galliformi infatti, date le caratteristiche abitudini terricole ed una ridotta *detectability* visiva e acustica rispetto alla maggior parte degli uccelli, appare conveniente sfruttare indici indiretti di presenza, analogamente ad altri protocolli applicati al monitoraggio teriologico. Il metodo messo a punto dall'ONCFS consiste nel campionare sistematicamente 100 aree circolari di 20 m di raggio disposte in modo regolare (200 m di distanza; per aree inferiori a 400 ha la distanza può essere ridotta a 100-150 m). In ciascuna cerchio (il cui centro viene georeferenziato col GPS) l'operatore cerca segni di presenza (feci) procedendo in modo circolare e centrifugo dal centro del cerchio di campionamento. La distanza tra la prima fatta rinvenuta ed il centro del cerchio viene annotata. La ricerca si ferma al primo segno di presenza trovato. Le fatte vengono classificate in fresche (<1 settimana), recenti (<1 mese) e vecchie (>1 mese, invernali), sulla base dell'aspetto e del contenuto. Il metodo viene condotto immediatamente dopo il primo scioglimento delle nevi, prima che lo strato erbaceo cresca ostacolando la ricerca. Il periodo favorevole pertanto dipende dalle condizioni annuali di innevamento, compreso tra il 15 marzo ed il 15 maggio a seconda delle quote. L'applicazione di questo metodo conduce al calcolo di un indice di abbondanza pari al numero di cerchi positivi rispetto al numero complessivo di cerchi indagati. Il metodo è facilmente applicabile a contesti diversi ed è pianificabile in modo semplice data la flessibilità temporale e l'impiego scarso di personale coinvolto simultaneamente (come ad esempio per la battuta). Secondo simulazioni effettuate su popolazioni "virtuali", il metodo sembra inoltre efficace in situazioni di bassa densità (<2 coppie / 100 ha), con evidenze di una relazione lineare tra densità e indice IPPC fino a 8 coppie / 100 ha. Anche limitando il raggio a 15 m la sensibilità del metodo non cambia in modo significativo, mentre per raggi inferiori (es. 5 m) si riduce notevolmente. Analogamente, è stata evidenziata la sensibilità del metodo nell'individuare correttamente declini di popolazione su una scala temporale di 5 anni. Ogni area circolare necessita circa di 30 minuti massimo di indagine. Si stima pertanto un impegno di circa 10 giorni/uomo per ciascuna area campione (100 cerchi, equivalenti ad un'area campione di 100-400 ha a seconda della spaziatura), ipotizzando un impegno netto di 5 ore al giorno.

Obiettivo: stima densità pre-riproduttiva (tramite indice di presenza)

Vantaggi: affidabilità del metodo per la stima di un indice di popolazione affidabile anche a basse densità

Criticità: elevato sforzo di campionamento, necessità di formare gli operatori sul riconoscimento delle tracce, difficoltà di applicazione a contesti con elevata pendenza, possibile elevato bias dell'operatore

Campionamento genetico non invasivo (Jacob et al., 2010; Mollet et al., 2015; Celva, 2016)

Nell'ultimo decennio, la possibilità di genotipizzare individualmente partendo da materiale fecale ha trovato applicazioni anche al monitoraggio dei galliformi alpini. In Svizzera sono stati condotti studi sul Gallo cedrone che hanno evidenziato come i tradizionali metodi di conteggio presso i siti di display (*Iek*) o di stima di indici di abbondanza lungo transetti sottostimino la popolazione rispetto a quella che emerge applicando alle feci un campionamento ed una modellizzazione dell'abbondanza della popolazione di tipo CMR (cattura-marcatura-ricattura) chiamata *spatial capture-recapture*, SCR (Mollet et al., 2015). Questo approccio è attualmente applicato in fase sperimentale presso il PN Paneveggio – Pale di San Martino nell'ambito di un progetto in collaborazione con il MuSE e la Fondazione Mach in un'area di 700 ha circa ai piedi del Monte Cimerlo (Celva, 2016). Il protocollo messo a punto prevede la suddivisione dell'area in 10 sotto-aree di monitoraggio, ciascuna delle quali monitorabili in una giornata da un singolo operatore lungo transetti lineari spazati regolarmente ogni 100 m circa, ripetuti 5 volte nell'arco di una stagione invernale (dicembre-aprile). La sperimentazione ha permesso l'individuazione di 33 genotipi di individui differenti (17 M e 14 F, pari una *sex ratio* male-biased di 1,21 coerente con la biologia della specie) ed una densità minima di 3,6 maschi/100 ha. Tale approccio necessita di un'adeguata pianificazione e dell'inevitabile supporto di un laboratorio di analisi genetiche, ma rappresenta probabilmente il metodo più affidabile per quantificare la dimensione di una popolazione. Inoltre, il metodo si presta ad altri tipi di studi, quali quelli sull'uso dell'habitat, sulla dispersione, sull'*home range*, sulla diversità genetica etc.

Obiettivo: *quantificazione esaustiva della popolazione e della densità (e possibile utilizzo del campionamento per studiare l'ecologia spaziale, la fitness genetica etc.)*

Vantaggi: *possibilità di ottenere stime molto precise sull'entità delle popolazioni e sui trend interannuali, molteplici informazioni sull'eco-etologia della specie ottenibili con il medesimo campionamento*

Criticità: *elevato impiego di risorse umane (sia per il campionamento che per le analisi genetiche), necessità di formare gli operatori, complessità della fase di pianificazione, necessità di tarare il numero ottimale di uscite sul campo per massimizzare il rapporto costo-beneficio.*

Metodi misti (Mathys et al., 2006; Klaus, 2007; Rassati, 2012; Klaus et al., 2021; Benetton, 2018)

Sono noti in letteratura protocolli di studio che prevedono l'applicazione in sinergia di diversi metodi tra quelli sopra esposti, finalizzati perlopiù ad ottenere informazioni di tipo qualitativo o semi-quantitativo, come l'abbinamento del *playback* alla ricerca di segni di presenza per capire l'*occupancy* (si/no) di siti di presenza nota (Klaus, 2002; Klaus et al., 2021), o per ottenere dati di presenza finalizzati alla modellizzazione della distribuzione (Mathys et al., 2006). In un caso è noto uno studio che, oltre ai metodi sopra citati, ha unito il metodo della battuta senza cani tardo-estiva (Rassati, 2012).

6.4.3 PROPOSTA PER LA DEFINIZIONE DELLA METODOLOGIA DI MONITORAGGIO PIÙ EFFICACE ED IDONEA

Alla luce dell'analisi del paragrafo precedente si procede qui di seguito a presentare una proposta finalizzata alla definizione di una metodologia di monitoraggio del Francolino di monte nel PNAB (ed eventuali aree limitrofe), compatibile con le risorse disponibili.

Sulla base delle caratteristiche ambientali del Parco, delle risorse a disposizione e dell'efficacia del metodo, si individuano 3 possibili metodologie potenzialmente applicabili al contesto del PNAB tra quelle elencate nel paragrafo precedente, finalizzate ad ottenere una stima semi-quantitativa della popolazione (o un indice di presenza) da confrontare negli anni per la valutazione dello status di conservazione della specie ai fini della rendicontazione sessennale secondo quanto previsto dall'art.12 della Direttiva Uccelli:

- punti di emissione/ascolto (*playback*)
- campionamento genetico non invasivo
- IPPC (ed eventuali modifiche)

Ciascuna di queste metodologie presenta vantaggi e criticità, come riportato. È tuttavia difficile valutare a priori quale metodo possa rappresentare la soluzione ideale al contesto del PNAB.

A tal proposito si propone di seguire un approccio di tipo misto, che preveda l'applicazione di tutte tre le metodologie proposte nello stesso anno e nelle stesse aree, al fine di poter confrontare i costi (l'impiego di risorse umane ed economiche, complessità organizzativa e logistica etc.) e soprattutto i benefici (la robustezza dei dati ottenuti, confrontando quelli ottenuti con metodi diversi sulla medesima unità campionaria, sia spaziale che temporale).

Sulla base delle risorse a disposizione, è possibile (ed auspicabile) replicare questo approccio per un secondo anno.

L'approccio prevede i seguenti passaggi:

- individuazione di 2 (o 3) aree campione (300-400 ha ciascuna) di presenza nota della specie, possibilmente con densità stimate diverse, possibilmente caratterizzate da pendenze moderate (es. Malga Mondifrà/Malghette e Malga Campo/Malga Ingiva);
- all'interno di ciascuna area campione procedere con la seguente programmazione di monitoraggi
 - INVERNO → Applicazione del metodo del campionamento genetico non invasivo, sulla base dell'esperienza maturata nel PN Paneveggio – Pale di San Martino, da effettuarsi nel periodo invernale (dicembre – aprile) su terreno innevato. È possibile modulare il numero di uscite sulla base della disponibilità di risorse. L'applicazione di metodi statistici di tipo SCR consentono di ridurre poter stimare la popolazione a fronte di un numero ridotto di uscite (es. 3);
 - PRIMAVERA (al disgelo) → Applicazione del metodo IPPC, definendo in fase preliminare una griglia di 100 punti e visitandoli ciascuno una volta secondo quanto previsto dal metodo;
 - PRIMAVERA (aprile) → Applicazione del metodo del playback, individuando all'interno di ciascuna area campione 2 transetti (possibilmente uno dei quali già incluso nel monitoraggio 2015 e/o 2021). Al fine di incrementare la probabilità di risposta, si suggerisce di aumentare il periodo di emissione a 6 minuti complessivi (6 strofe di 30 secondi l'una, facendo seguire 4 minuti di ascolto). Inoltre, ciascun transetto dovrà essere ripetuto 3 volte;
 - AUTUNNO (fine settembre-metà ottobre) → ripetizione del metodo del *playback* (2 ripetizioni per transetto).

In tal modo è possibile confrontare in modo robusto i dati ottenuti con i metodi più speditivi del *playback* e dell'IPPC rispetto ad un *benchmark* rappresentato dal campionamento genetico non invasivo, che plausibilmente non può essere ripetuto su base annuale. Qui di seguito si riporta una stima dello sforzo di campionamento necessario a condurre un'indagine secondo l'approccio misto descritto, per ciascuna area campione.

Campionamento genetico non invasivo:

- 4-5 parcelle di rilevamento giornaliero * 3 ripetizioni = 12-15 gg/uomo

Metodo IPPC:

- 30 min * 100 aree di rilievo / 5 h (nette al giorno) = 10 gg/uomo

Metodo playback:

- (Primavera) 2 transetti * 3 ripetizioni = 6 gg/uomo
- (Autunno) 2 transetti * 2 ripetizioni = 4 gg/uomo

In totale si prevede pertanto l'impiego di circa 35 gg * 2 aree campione = 70 gg/uomo nel corso di un anno. Al termine dell'anno di studio, sarà possibile valutare l'efficacia dei metodi applicati (soprattutto *playback* e IPPC) in termini costi/benefici.

Un esempio di un'ipotetica pianificazione spaziale di un'area campione cui applicare i 3 rilievi è mostrata in Figura 50.

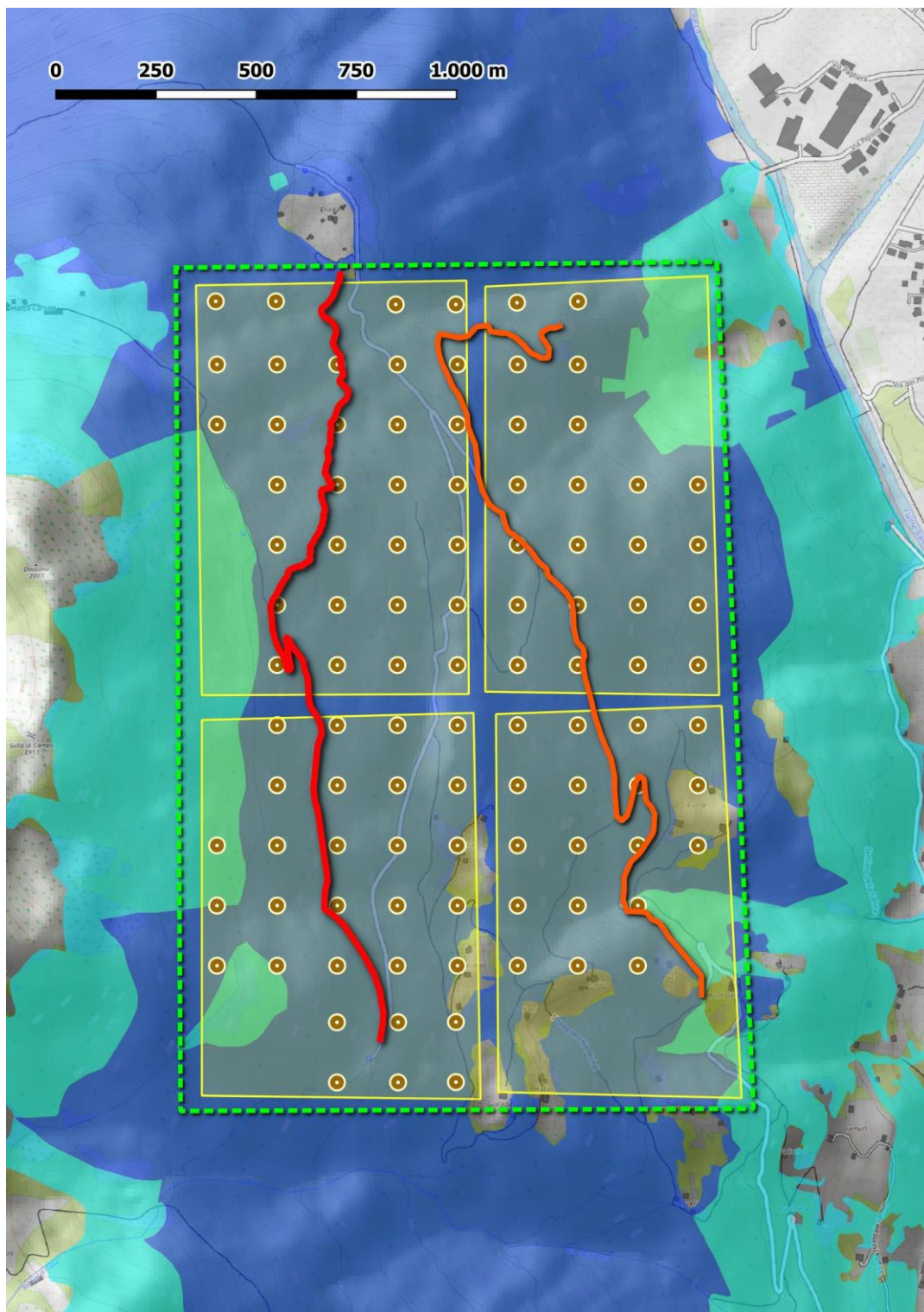


Figura 50 – Esempio (teorico) della pianificazione del monitoraggio annuale applicando 3 diverse metodologie. L'area presentata è quella di Malga Campo/Malga Ingiva (in blu e azzurro il MVA provinciale, rispettivamente idoneità "ottima" e "buona"). In verde i confini dell'area campione (300 ha circa); in rosso e arancione i transetti per il monitoraggio tramite playback (quello rosso rappresenta il transetto A_MALGA_CAMPO monitorato nel 2021); i cerchi rappresentano le *placettes* circolari (20 m di raggio, spaziate di 150 m) per l'indagine con il metodo IPPC; in giallo le parcelle di rilevamento per il campionamento genetico non invasivo.

7. BIBLIOGRAFIA CITATA E DI RIFERIMENTO

- AA.VV., 2007.** PIANO FAUNISTICO. PARCO NATURALE ADAMELLO BRENTA, STREMBO, (TN). RELAZIONE TECNICA. DISPONIBILE ONLINE: [HTTP://WWW.PNAB.IT/FILEADMIN/PARCO/DOCUMENTI/PF_TESTO.PDF](http://www.pnab.it/fileadmin/parco/documenti/pf_testo.pdf) (19/01/2015).
- ÅBERG J., SWENSON J. E., ANDRÉN H., 2000.** THE DYNAMICS OF HAZEL GROUSE (*BONASA BONASIA* L.) OCCURRENCE IN HABITAT FRAGMENTS. *CANADIAN JOURNAL OF ZOOLOGY* 78, 352–358.
- AHNLUND H., HELANDER B., 1978.** THE FOOD OF HAZEL GROUSE (*TETRASTES BONASIA*) IN SWEDEN”
- ARRIGONI DEGLI ODDI E., 1929.** ORNITOLOGIA ITALIANA. HOEPLI, MILANO.
- ARTUSO I. (A CURA DI), 2008.** I GALLIFORMI ALPINI E LA LEPRE BIANCA DELLA VALLE BREMBANA (BERGAMO). COMPRENSORIO ALPINO VAL BREMBANA (BG). PP. 1-528.
- ARTUSO I., DE MARTIN P., 2003.** FRANCOLINO DI MONTE (*BONASA BONASIA*). IN: PEDRINI P., CALDONAZZI M., ZANGHELLINI S. (A CURA DI). ATLANTE DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI E SVERNANTI IN PROVINCIA DI TRENTO. STUDI TARENTINI DI SCIENZE NATURALI. ACTA BIOLOGICA, 80, SUPPLEMENTO NR.2. MUSEO TRIDENTINO DI SCIENZE NATURALI.
- BAINES D., 1996.** SEASONAL VARIATION IN LEK ATTENDANCE AND LEKKING BEHAVIOUR BY MALE BLACK GROUSE *TETRAO TETRIX*. *IBIS* 138, 177–180. DOI:10.1111/J.1474-919X.1996.TB04326.X.
- BASSI E., 2017.** ESTIMATE OF BREEDING PAIR’S DISTRIBUTION AND SEASONAL ABUNDANCE PATTERNS OF FLOATING GOLDEN EAGLE *AQUILA CHRYSAETOS* POPULATION IN THE ITALIAN CENTRAL ALPS THROUGH FIELD SURVEYS AND CONTEMPORARY CENSUSES. *AVOCETTA* 41: 41-45
- BASSI E., DIANA F., SARTIRANA F., TROTTI P., GALLI L., PEDROTTI L., 2015.** ANALISI DEL SUCCESSO RIPRODUTTIVO DELL’AQUILA REALE *AQUILA CHRYSAETOS* NEL PARCO NAZIONALE DELLO STELVIO IN RELAZIONE AL RITORNO DEL GIPETO *GYPAETUS BARBATUS* SULLE ALPI; XVII CONVEGNO DI ORNITOLOGIA, TRENTO, 27-33.
- BENETTON G., 2018.** SPERIMENTAZIONE DI METODOLOGIE DI MONITORAGGIO DI GALLO CEDRONE (*TETRAO UROGALLUS LINNAEUS*, 1758) E FRANCOLINO DI MONTE (*BONASA BONASIA LINNAEUS*, 1758) IN AREE CAMPIONE DI RETE NATURA 2000 NEL BOSCO DEL CANSIGLIO.
- BERGMANN H., KLAUS S., 1994.** RESTORATION PLAN FOR THE HAZEL GROUSE (*BONASA BONASIA*) IN GERMANY. *GIBIER FAUNE SAUVAGE* 11:35-54.
- BERGMANN H., KLAUS S., MÜLLER F., SCHERZINGER W., SWENSON J.E., WIESNER J., 1996.** DIE HASELHÜHNER, *BONASA BONASIA* UND *B. SEWERZOWI*. DIE NEUE BREHM- BÜCHEREI, MAGDEBURG, GERMANY, 278 PP.

- BERNARD-LAURENT A., MAGNANI Y., 1994.** STATUT, ÉVOLUTION ET FACTEURS LIMITANT LES POPULATIONS DE GELINOTTE DES BOIS (BONASA BONASIA) EN FRANCE: SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE. GIBIER FAUNE SAUVAGE / GAME & WILDLIFE, 11 (HORS SÉRIE TOME I): 005-040.
- BIANCHI E., 1962.** NUOVI ACCERTAMENTI DELLA PRESENZA DEL FRANCOLINO DI MONTE (TETRASTES BONASIA RUPESTRIS-BREHM) E DEL GALLO CEDRONE (TETRAO UROGALLUS-LINNEO) NELL'OSSOLA (ALPI LEOPONTINE). RIV. IT. ORN., N° 39.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004.** BIRDS IN EUROPE: POPULATION ESTIMATES, TRENDS AND CONSERVATION STATUS. CAMBRIDGE, UK: BIRDLIFE CONSERVATION SERIES NO. 12
- BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2015.** EUROPEAN RED LIST OF BIRDS. LUXEMBOURG: OFFICE FOR OFFICIAL PUBLICATIONS OF THE EUROPEAN COMMUNITIES.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2017.** EUROPEAN BIRDS OF CONSERVATION CONCERN: POPULATIONS, TRENDS AND NATIONAL RESPONSIBILITIES. CAMBRIDGE, UK: BIRDLIFE INTERNATIONAL.
- BIRDS.IT, 2012.** IL FRANCOLINO DI MONTE". WWW.BIRDS.IT
- BITTÈS A., LOOSE D., 2010.** LA GELINOTTE DE CHARTREUSE. CONNAISSANCES ET PREESERVATION.
- BLATTNER M., 1998.** DER AREALSCWUND DES HASELHUHNS BONASA BONASIA IN DER NORDWESTSCHWEIZ. DER ORNITOLOGISCHE BEOBACHTER.
- BLATTNER M., PERRENOUD A., 2001.** HASELHUHN UND WALDBEWIRTSCHAFTUNG. BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDSCHAFT, BERN.
- BLONDEL J., 1969.** SYNECOLOGIE DES PASSEREAUX RESIDENTS ET MIGRATEURS DANS UN ECHANTILLON DE LA REGION MEDITERRANEENNE FRANCAISE. CENTRE REGIONAL DOCUMENTATION PEDAGOGIQUE, MARSEILLE
- BOANO G., BRICCHETTI P., 1989.** PROPOSTA DI UNA CLASSIFICAZIONE COROLOGICA DEGLI UCCELLI ITALIANI. I. NON-PASSERIFORMES. RIV. IT. ORN, 59: 141-158.
- BOGLIANI G., 2004.** TETRAONIDI. IN: GARIBOLDI A., ANDREOTTI A., BOGLIANI G. (A CURA DI). LA CONSERVAZIONE DEGLI UCCELLI IN ITALIA. STRATEGIE E AZIONI. ALBERTO PERDISA EDITORE. BOLOGNA.
- BORDIGNON L., 1982.** OSSERVAZIONI ORNITOLOGICHE NELLE BARAGGE BIELLESI. RIV. PIEM. ST. NAT., N° 3.
- BORDIGNON L., PESCAROLO R., 1990.** NIDIFICAZIONE DEL FRANCOLINO DI MONTE, BONASA BONASIA, IN VAL SESIA (VERCELLI). RIV. IT. ORN., N° 60.
- BORGIO A., 2003.** ECOLOGY OF THE GOLDEN EAGLE AQUILA CHRYSAETOS IN THE EASTERN ITALIAN ALPS. AVOCETTA, VOLUME 27, 2003 N°1: 81-82.
- BORGIO A., MATTEDI M. S., 2011.** MONITORAGGIO DELLO STATO DI CONSERVAZIONE DEI GALLIFORMI ALPINI QUALI INDICATORI DI BIODIVERSITÀ PER LE ALPI ORIENTALI: L'ESEMPIO DEL PARCO NATURALE DOLOMITI FRIULANE. GORTANIA BOTANIA, ZOOLOGIA.
- BORLENGHI F., CIANCONI M., RANAZZI L., 2014.** EVOLUZIONE TRENTENNALE, STATUS E PARAMETRI RIPRODUTTIVI DELLE COPPIE DI AQUILA REALE (AQUILA CHRYSAËTOS) NELL'APPENNINO LAZIALE (ITALIA CENTRALE). ALULA 11: 3-16
- BORLENGHI F., CORSETTI L., 2002.** DENSITÀ E FATTORI LIMITANTI DELL'AQUILA REALE, AQUILA CHRYSAETOS, NELL'APPENNINO CENTRALE. RIVISTA ITALIANA DI ORNITOLOGIA 72: 19-26.
- BOTTAZZO M., 1992.** METODI DI RILEVAMENTO DELLA VEGETAZIONE NEI BIOTOPHI DEI TETRAONIDI. IN: DE FRANCESCHI P.F. (A CURA DI). PIANIFICAZIONE E GESTIONE DELLE RISORSE FAUNISTICHE. MINISTERO DELL'AMBIENTE, AZIENDA REGIONALE DELLE FORESTE DEL VENETO: 81-91.

- BRAMBILLA M., CASALE F., COREZZOLA S., FALCO R., ROSSI S., SPADA L., ET AL., 2018.** PROGRAMMA DI MONITORAGGIO SCIENTIFICO DELLA RETE NATURA 2000 IN LOMBARDIA. PARTE PRIMA: FAUNA. AZIONE D1 - FORMULAZIONE DEL PROGRAMMA DI MONITORAGGIO SCIENTIFICO DELLA RETE.
- BRAUNISCH V., COPPES J., ARLETTAZ R., SUCHANT R., SCHMID H., BOLLMANN K., 2013.** SELECTING FROM CORRELATED CLIMATE VARIABLES: A MAJOR SOURCE OF UNCERTAINTY FOR PREDICTING SPECIES DISTRIBUTIONS UNDER CLIMATE CHANGE. *ECOGRAPHY* 36, 971–983. DOI:10.1111/j.1600-0587.2013.00138.x.
- BRAUNISCH V., RÖDER S., COPPES J., FROIDEVAUX J.S.P., ARLETTAZ R., BOLLMANN K., 2019.** STRUCTURAL COMPLEXITY IN MANAGED AND STRICTLY PROTECTED MOUNTAIN FORESTS: EFFECTS ON THE HABITAT SUITABILITY FOR INDICATOR BIRD SPECIES. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT* 448, 139–149. DOI:10.1016/j.foreco.2019.06.007.
- BRICHETTI P., 1987.** ATLANTE DEGLI UCCELLI DELLE ALPI ITALIANE. EDIZIONI RAMPERTO, BRESCIA, 212 PP.
- BRICHETTI P., FRACASSO G., 2003.** ORNITOLOGIA ITALIANA: 1 GAVIIDAE-FALCONIDAE. BOLOGNA, ITALIA, ALBERTO PERDISA EDITORE.
- BRICHETTI P., FRACASSO G., 2018.** THE BIRDS OF ITALY. VOL. 1. ANATIDAE-ALCIDAE. LATINA: EDIZIONI BELVEDERE.
- BRICHETTI P., FRACASSO G., GANDINI S., 2004.** ORNITOLOGIA ITALIANA 2 TETRAONIDAE- SCOLOPACIDAE IDENTIFICAZIONE, DISTRIBUZIONE, CONSISTENZA E MOVIMENTI DEGLI UCCELLI ITALIANI; ALBERTO PERDISA EDITORE. BOLOGNA.
- BURFIELD I., VAN BOMMEL F. (ED.), 2004.** BIRDS IN EUROPE: POPULATION ESTIMATES, TRENDS AND CONSERVATION STATUS. BIRDLIFE CONSERVATION SERIES, 12. BIRDLIFE INTERNATIONAL, CAMBRIDGE (UK).
- CALDONAZZI M., PEDRINI P., ZANGHELLINI S., BARBIERI F., 1994.** GLI UCCELLI DEL PARCO NATURALE ADAMELLO BRENTA. DOCUMENTI PARCO ADAMELLO BRENTA, STREMO (TN).
- CALOVİ F., 1984.** IL FRANCOLINO. *NATURA ALPINA*. A.35 (1984), n.1; p.13-15. 77
- CARLINI E., 2014.** IL MONITORAGGIO DEI GALLIFORMI ALPINI IN LOMBARDIA: TECNICHE DI VALUTAZIONE DELLO STATUS DELLE POPOLAZIONI E PIANIFICAZIONE DI STRATEGIE GESTIONALI. TESI DI LAUREA IN SCIENZE NATURALI. UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DELL'INSUBRIA.
- CARLINI E., 2020.** STUDI RIVOLTI ALLA VALUTAZIONE DELLO STATO DI CONSERVAZIONE DELL'AQUILA REALE E DEL FRANCOLINO DI MONTE IN SITI NATURA 2000. PARCO NATURALE ADAMELLO BRENTA
- CARLINI E., GAGLIARDI A., MASSERONI E., BOLOGNA S., BOGGIO M., CHIARENZI B., MACCHI S., PREATONI D., SONZOGNI D., SPADA M., STORACI S., VISAGGI B., TOSI G., MARTINOLI A., 2011.** MONITORAGGIO STANDARDIZZATO DELLE POPOLAZIONI DI GALLIFORMI ALPINI IN AREE CAMPIONE DELLA REGIONE LOMBARDIA. REGIONE LOMBARDIA, ERSAF, UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DELL'INSUBRIA, ISTITUTO OIKOS.
- CAVEDON M., 2013.** PROGETTO MONITORAGGIO FAUNISTICO MIRATO: ANALISI DEI DATI DAL 2005 AL 2012. RICERCHE DEL PARCO NATURALE ADAMELLO BRENTA.
- CELVA R., 2016.** CAMPIONAMENTO NON INVASIVO E GENETICA DI CONSERVAZIONE DEL FRANCOLINO DI MONTE (TETRASTES BONASIA) IN UN'AREA DI STUDIO DEL PARCO NATURALE PANEVEGGIO-PALE DI SAN MARTINO.
- CHELODI S., 2016.** IL FRANCOLINO DI MONTE (BONASA BONASIA L.) NEL PARCO NATURALE ADAMELLO BRENTA: STUDIO DELLE SCELTE ECOLOGICHE NEL PERIODO RIPRODUTTIVO.
- CHIRICHELLA R., CHIOZZINI S., 2008.** PROGETTO GALLIFORMI: DISTURBO ANTROPICO. DOCUMENTO INTERNO N. 73.06
- COLLOPY M.W., 1984.** PARENTAL CARE AND FEEDING ECOLOGY OF GOLDEN EAGLE NESTLINGS. *THE AUK* 101: 752-760.

- CRAMP S., SIMMONS K.E.L., 1980.** THE BIRDS OF THE WESTERN PALEARCTIC, VOL2, UNIVERISTY PRESS OXFORD.
- CRIPPA A., 2019.** MONITORAGGIO E STATUS DELLA POPOLAZIONE DI AQUILA REALE (*AQUILA CHRYSAETOS*) NEL PARCO NATURALE ADAMELLO-BRENTA. TESI DI MASTER INTERATENEO DI I LIVELLO IN GESTIONE E CONSERVAZIONE DELL'AMBIENTE E DELLA FAUNA, UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PARMA.
- DE FRANCESCHI P. F., 1982.** FLUTTUAZIONE DELLE POPOLAZIONI DI TETRAONIDI SULLE ALPI CARNICHE. *DENDRONATURA*, 3 (2): 19-38.
- DE FRANCESCHI P. F., 1983.** ASPETTI ECOLOGICI E PROBLEMI DI GESTIONE DEI TETRAONIDI SULLE ALPI. *DENDRONATURA*.
- DE FRANCESCHI P. F., 1984.** TETRAONIDI. CACCIA E CONSERVAZIONE. QUADERNI UNCZA.
- DE FRANCESCHI P. F., 1992.** FRANCOLINO DI MONTE BONASA BONASIA. IN: BRICCHETTI P., DE FRANCESCHI P. F., BACCETTI N. (EDS.). "FAUNA D'ITALIA VOL. XXIX". AVES. I GAVIIDAE- PHASIANIDAE.
- DE FRANCESCHI P. F., 1993.** STUDIO DELLE POPOLAZIONI DI TETRAONIDI DEL TARVISIANO (1982- 1991). MINISTERO PER IL COORDINAMENTO DELLE POLITICHE AGRICOLE, ALIMENTARI E FORESTALI. GESTIONE EX AZIENDA DI STATO FORESTE DEMANIALI, PP. 82.
- DE FRANCESCHI P. F., 1996.** I TETRAONIDI DELLA FORESTA DI TARVISIO. ED. CIERRE, 141PP.
- DE FRANCESCHI P.F., 2004.** FRANCOLINO DI MONTE (BONASA BONASIA). IN: SPAGNESI M., SERRA L. (A CURA DI). UCCELLI D'ITALIA. FALCONIFORMES, GALLIFORMES. QUADERNI DI CONSERVAZIONE DELLA NATURA, NR. 21. MINISTERO DELL'AMBIENTE E DELLA TUTELA DEL TERRITORIO, INFS.
- DEBROSSES R., 2002.** Réponses comportementales de la Gélinotte des bois *Bonasa bonasia* à l'utilisation du rappel. *Alauda* 70, 131–136.
- DEL HOYO J., ELLIOTT A., SARGATAL J., 1994.** HANDBOOK OF THE BIRDS OF THE WORLD, VOLUME 2. NEW WORLD VULTURES TO GUINEAFOWL. LYNX EDICIONS. BARCELONA.
- EBCC, 1980-2008.** TRENDS OF COMMON BIRDS IN EUROPE, 2010 UPDATE. HAZEL GROUSE (*BONASA BONASIA*) – WWW.EBCC.INFO/INDEX.PHP?ID=391&RESULT SET=PUBLISH2010-06&ONE.
- EBCC, 2008.** THE EBCC ATLAS OF EUROPEAN BREEDING BIRDS". –
- ELLIS D.H. 1979.** DEVELOPMENT OF BEHAVIOR IN THE GOLDEN EAGLE. *WILDLIFE MONOGRAPHS* 70: 3-94.
- FASCE P., FASCE L., 1992.** PELLEGRINO, *FALCO PEREGRINUS*. IN: BRICHETTI P. ET AL., FAUNA D'ITALIA XXIX AVES, EDIZIONE CALDERINI, BOLOGNA, 682-692.
- FASCE P., FASCE L., 2003.** L'AQUILA REALE *AQUILA CHRYSAETOS* IN ITALIA: UN AGGIORNAMENTO SULLO STATUS DELLA POPOLAZIONE. *AVOCETTA*, VOLUME 27, 2003 N°1: 10-11.
- FASCE P., FASCE L., 2017.** A COMMENT ABOUT THE MEETING'S RESULTS. *AVOCETTA* 41: 93-95
- FASCE P., FASCE L., BERGESE F., 2017.** STATUS OF THE GOLDEN EAGLE *AQUILA CHRYSAETOS* IN THE WESTERN ALPS. *AVOCETTA* 41: 35-38
- FASCE P., FASCE L., VILLERS A., BERGESE F., BRETAGNOLLE V., 2011.** LONG-TERM BREEDING DEMOGRAPHY AND DENSITY DEPENDENCE IN AN INCREASING POPULATION OF GOLDEN EAGLES *AQUILA CHRYSAETOS*. *IBIS* (2011), 153, 581–591
- FERNANDEZ C., 1993.** SELECTION DE FAIESIAS PUOR LA NIDIFICATION CHEZ L'AIGLE ROYAL *AQUILA CHRYSAETOS*: INFLUENCE DE L'ACCESIBILITÉ ET DES DERANGIEMENTS HUMAINS. *ALAUDA* 61: 105-110.
- FORSMAN D., 1999.** THE RAPTORS OF THE MIDDLE EUROPE, CHRISTOPHER HELM, LONDON.
- FORTIA., 2019.** CARATTERIZZAZIONE DELL'HABITAT INVERNALE A PICCOLA SCALA DEL FRANCOLINO DI MONTE (*BONASA BONASIA* L. 1758) IN UN'AREA CAMPIONE NEL PARCO NATURALE PANEVEGGIO PALE DI SAN MARTINO.

- FREMGEN A. L., HANSEN C. P., RUMBLE M. A., GAMO R. S., MILLSPAUGH J. J., 2019.** WEATHER CONDITIONS AND DATE INFLUENCE MALE SAGE GROUSE ATTENDANCE RATES AT LEKS. *IBIS* 161, 35–49. DOI:10.1111/ibi.12598.
- GAGLIARDI A., TOSI G., 2012.** MONITORAGGIO DI UCCELLI E MAMMIFERI IN LOMBARDIA. TECNICHE E METODI DI RILEVAMENTO. REGIONE LOMBARDIA, UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DELL'INSUBRIA, ISTITUTO OIKOS.
- GIBBONS D.W., HILL D., SUTHERLAND W.J., 1996.** BIRDS. IN: SUTHERLAND W.J. (Eds.) – ECOLOGICAL CENSUS TECHNIQUES: A HANDBOOK. CAMBRIDGE UNIVERSITY PRESS. 78
- GLUTZ VON BLOTZHEIM U. N., BAUER K., BEZZEL E., 1973.** HANDBUCH DER VÖGEL MITTELEUROPAS. AKADEMISCHE VERLAGSGESELLSCHAFT. FRANKFURT AM MAIN, 5: 75-103.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM U. N., SOLARI C., 1985.** TETRAONIDI. RAPPORTO DELLA STAZIONE ORNITOLOGICA SVIZZERA PER L'ASSOCIAZIONE DEGLI AMICI DELLA STAZIONE ORNITOLOGICA.
- GONZALEZ L.M., 1900.** FACTORS INFLUENCING THE PRESENT DISTRIBUTION OF THE SPANISH IMPERIAL EAGLE (AQUILA ADALBERTI). *BIOLOGICAL CONSERVATION* 51: 311- 319.
- GORDON P.S., 1955.** THE GOLDEN EAGLE: KING OF BIRDS COLLINS, LONDON, COLLINS UK. 51
- GOTTSCHLICH G., 2000.** HIERACIA NOVA ALPNUM. *LINZER BIOL. BEITR.* 32: 363-398.
- GRUBB T.G., DELANEY D.K., BOWERMAN W.W., WIERDA, M.R., 2010.** GOLDEN EAGLE INDIFFERENCE TO HELI-SKIING AND MILITARY HELICOPTERS IN NORTHERN UTAH. *JOURNAL OF WILDLIFE MANAGEMENT* 74(6):1275–1285
- GUSTIN M., BRAMBILLA M., CELADA C., 2016.** STATO DI CONSERVAZIONE E VALORE DI RIFERIMENTO FAVOREVOLE PER LE POPOLAZIONI DI UCCELLI NIDIFICANTI IN ITALIA. *RIVISTA ITALIANA DI ORNITOLOGIA* 86, 3. DOI:10.4081/rio.2016.332.
- GUSTIN M., VETTORAZZO E., CASSOL M., DE FAVERI A., TORMEN G., ZENATELLO M., 2011.** ATLANTE DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI NEL PARCO NAZIONALE DOLOMITI BELLUNESI. *COLLANA RAPPORTI* 8, PP. 272.
- GUSTIN M., NARDELLI R., BRICHETTI P., BATTISTONI A., RONDININI C., TEOFILI C., 2019.** LISTA ROSSA IUCN DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI IN ITALIA 2019.
- HUBOUX R., 1990.** CONTRIBUTION A LA MISE AU POINT DE METHODES DE DENOMBREMENT DE GELINOTTE DES BOIS. RAPPORT CSTC (NON PUBLIE), OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE. 36 P.
- HUBOUX R., LEONARD P., ELLISON L., 1994.** VALEUR DE LA METHODE DU RAPPEL SUR ITINERAIRE POUR LE SUIVI DES POPULATIONS DE MALES DE GELINOTTE DES BOIS (BONASA BONASIA). *GIBIER FAUNE SAUVAGE/GAME & WILDL.* 11 : 1-19
- IUCN, 2015.** THE IUCN RED LIST OF THREATENED SPECIES. VERSION 2014.3.
- JACOB G., DEBRUNNER R., GUGERLI F., SCHMID B., BOLLMANN K., 2010.** FIELD SURVEYS OF CAPERCAILLIE (TETRAO UROGALLUS) IN THE SWISS ALPS UNDERESTIMATED LOCAL ABUNDANCE OF THE SPECIES AS REVEALED BY GENETIC ANALYSES OF NON-INVASIVE SAMPLES. *CONSERVATION GENETICS* 11, 33–44. DOI:10.1007/s10592-008-9794-8.
- JÄRVINEN O., VÄISÄNEN R. A., 1975.** ESTIMATING RELATIVE DENSITIES OF BREEDING BIRDS BY THE LINE TRANSECT METHOD. *OIKOS* 26, 316. DOI:10.2307/3543502.
- JOHNSGARD P. A., 1983.** THE GROUSE OF THE WORLD. UNIVERSITY OF NEBRASKA PRESS. GROOM HELM.
- KAISANLAHTI-JOKIMÄKI M., JOKIMÄKI J., HUHTA E., UKKOLA M., HELLE P., OLLILA T., 2008.** TERRITORY OCCUPANCY AND BREEDING SUCCESS OF THE GOLDEN EAGLE (AQUILA CHRYSAETOS) AROUND TOURIST DESTINATIONS IN NORTHERN FINLAND. *ONNIS FENNICA* 85: 2-12.

- KAJTOCH Ł., ŽMIHORSKI M., BONCZAR Z., 2012.** HAZEL GROUSE OCCURRENCE IN FRAGMENTED FORESTS: HABITAT QUANTITY AND CONFIGURATION IS MORE IMPORTANT THAN QUALITY. *EUR J FOREST RES* 131, 1783–1795. DOI:10.1007/s10342-012-0632-7.
- KLAUS S., 1995.** HAZEL GROUSE IN THE BOHEMIAN FOREST. RESULTS OF A 20-YEAR STUDY. IN: JENKINS D. (ED.). *PROC. 6TH INTERN. GROUSE SYMP., UDINE (ITALY)*.
- KLAUS S., 2007.** A 33-YEAR STUDY OF HAZEL GROUSE *BONASA BONASIA* IN THE BOHEMIAN FOREST, ŠUMAVA, CZECH REPUBLIC: EFFECTS OF WEATHER ON DENSITY IN AUTUMN. *WILDLIFE BIOLOGY* 13, 105–108. DOI:10.2981/0909-6396(2007)13[105:AYSOHG]2.0.CO;2.
- KLAUS S., LUDWIG T., 2021.** LONG-TERM *TRENDS* OF HAZEL GROUSE (*TETRASTES BONASIA*) IN THE BOHEMIAN FOREST (ŠUMAVA), CZECH REPUBLIC, 1972–2019. *BIRDS* 2, 127–137. DOI:10.3390/BIRDS2010009.
- KNAUS P., ANTONIAZZA S., WECHSLER S., GUÉLAT J., KÉRY M., STREBEL N., SATTLER T., 2018.** SCHWEIZER BRUTVOGELATLAS 2013–2016. VERBREITUNG UND BESTANDESENTWICKLUNG DER VÖGEL IN DER SCHWEIZ UND IM FÜRSTENTUM LIECHTENSTEIN. SCHWEIZERISCHE VOGELWARTE, SEMPACH (CH), PP. 648.
- KOCHERT M.N., 1972.** POPULATION STATUS AND CHEMICAL CONTAMINATION IN GOLDEN EAGLE IN SOUTHWESTERN IDAHO. M. SC. UNIVERSITY OF IDAHO, MOSCOW, USA.
- LIESER M., EISFELD D., MANN S., 1995.** EVALUATION OF HAZEL GROUSE HABITAT IN THE BLACK FOREST (SOUTHERN GERMANY) AND IMPLICATIONS FOR HABITAT MANAGEMENT. IN: JENKINS D. (ED.). *PROC. 6TH INTERN. GROUSE SYMP., UDINE (ITALY)*.
- MATHIEU B., MONTADERT M., PFEFFER J.-J., 2021.** LA GELINOTTE DES BOIS. BIOTOPE EDITIONS.
- MATHYS L., ZIMMERMANN N. E., ZBINDEN N., SUTER W., 2006.** IDENTIFYING HABITAT SUITABILITY FOR HAZEL GROUSE *BONASA BONASIA* AT THE LANDSCAPE SCALE. *WILDLIFE BIOLOGY* 12, 357–366. DOI:10.2981/0909-6396(2006)12[357:IHSFHG]2.0.CO;2.
- MATYSEK M., GWIAZDA R., BONCZAR Z., 2020.** THE IMPORTANCE OF HABITAT DIVERSITY AND PLANT SPECIES RICHNESS FOR HAZEL GROUSE OCCURRENCE IN THE MIXED MOUNTAIN FORESTS OF THE WESTERN CARPATHIANS. *EUR J FOREST RES* 139, 1057–1065. DOI:10.1007/s10342-020-01307-2.
- MOLLET P., KERY M., GARDNER B., PASINELLI G., ROYLE J. A., 2015.** ESTIMATING POPULATION SIZE FOR CAPERCAILLIE (*TETRAO UROGALLUS* L.) WITH SPATIAL CAPTURE-RECAPTURE MODELS BASED ON GENOTYPES FROM ONE FIELD SAMPLE. *PLOS ONE* 10. DOI:10.1371/JOURNAL.PONE.0129020.
- MOLTONI E., 1951.** LA RICOMPARSA DEL FRANCOLINO DI MONTE *TETRASTES BONASIA RUPESTRIS* (BREHM) IN VAL SESIA (ALPI PENNINE) E NELLA VAL D'OSSOLA (ALPI LEOPONTINE). *RIV. IT. ORN.*
- MONTADERT M., LEONARD P., LONGCHAMP P., 2006.** LES METHODES DE SUIVI DE LA GELINOTTE DES BOIS - ANALYSE COMPARATIVE ET PROPOSITION ALTERNATIVE. *FAUNE SAUVAGE* 271, 28–35.
- MÜLLER D., SCHRÖDER B., 2009.** MODELLING HABITAT SELECTION OF THE CRYPTIC HAZEL GROUSE *BONASA BONASIA* IN A MONTANE FOREST. *DT. ORNITHOLOGEN-GESELLSCHAFT*.
- MUSTONI A., ARMANINI M., 2013.** IL GALLO CEDRONE: QUATTRO ANNI DI RICERCHE SCIENTIFICHE NEL PARCO NATURALE ADAMELLO BRENTA. GRUPPO DI RICERCA E CONSERVAZIONE DELL'ORSO BRUNO DEL PARCO ADAMELLO BRENTA. DOCUMENTI DEL PARCO, N° 19.
- MUSTONI A., CHIOZZINI S., CHIRICHELLA R., ZIBORDI F., 2008.** DISTRIBUZIONE REALE E POTENZIALE DI UNGULATI E GALLIFORMI IN PROVINCIA DI TRENTO. RELAZIONE INTERNA SFF.

- MUSTONI A., CHIRICHELLA R., CHIOZZINI S., ZIBORDI F., 2010.** PROGETTO GALLIFORMI, RELAZIONE FINALE. PARCO NATURALE ADAMELLO BRENTA.
- NEWTON I., 1979.** POPULATION ECOLOGY OF RAPTORS. POYSER BERKHAMSTED.
- OBEROSLER V., GROFF C., IEMMA 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: 50–61
- OSTI F., 1977.** SULL'ALIMENTAZIONE AUTUNNO-INVERNALE DEL FRANCOLINO DELLE ALPI TETRASTES BONASIA RUPESTRIS BREHM. *STUDI TARENTINO DI SCIENZE NATURALI*, 54: 133-141. 79
- OSTI F., 1988.** LA FAUNA DEL TARENTINO. IN: BOATO S., ARRIGHETTI A., OSTI F., PARCHI E RISERVE NATURALI DEL TARENTINO. TEMI EDITRICE (TN).
- PEDRINI P. 1990.** L'AQUILA REALE IN PROVINCIA DI TARENTO: STATUS, ECOLOGIA E BIOLOGIA RIPRODUTTIVA. IN NUOVI CONTRIBUTI DI RICERCA SU AQUILA REALE, GALLO CEDRONE, COTURNICE E MARMOTTA. ATTI DEL CONVEGNO, SAN MICHELE ALL'ADIGE, TARENTO, ITALIA, PP 83-130.
- PEDRINI P. 1991.** ECOLOGIA RIPRODUTTIVA E PROBLEMI DI CONSERVAZIONE DELL'AQUILA REALE (AQUILA CHRYSAETOS) IN TARENTINO (ALPI CENTRO ORIENTALI). ATTI V CONVEGNO ITALIANO DI ORNITOLOGIA. SUPPLEMENTO ALLE RICERCHE DI BIOLOGIA DELLA SELVAGGINA. VOLUME XVII.
- PEDRINI P., 1992.** L'AQUILA REALE IN PROVINCIA DI TARENTO: STATUS, ECOLOGIA E BIOLOGIA RIPRODUTTIVA. PP. 83-130 IN: ATTI CONV. NUOVI CONTRIBUTI DI RICERCA SU AQUILA REALE, GALLO CEDRONE, COTURNICE ALPINA, MARMOTTA ALPINA, TARENTO.
- PEDRINI P., BRAMBILLA M., 2014.** DEFINIZIONE DI "LINEE GUIDA PROVINCIALI" PER L'ATTUAZIONE DEI MONITORAGGI NEI SITI TARENTINI DELLA RETE NATURA 2000. LIFE+T.E.N. - AZIONE A5
- PEDRINI P., CALDONAZZI M., ZANGHELLINI S., (A CURA DI), 2005.** ATLANTE DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI E SVERNANTI IN PROVINCIA DI TARENTO. MUSEO TRIDENTINO DI SCIENZE NATURALI, TARENTO. *STUDI TARENTINI DI SCIENZE NATURALI, ACTA BIOLOGICA*, 80(2003), SUPPL. 2: 692 PP.
- PEDRINI P., SERGIO F., 2001.** DENSITY, PRODUCTIVITY, DIET AND HUMAN PERSECUTION OF GOLDEN EAGLES (AQUILA CHRYSAETOS) IN THE CENTRAL-EASTERN ITALIAN ALPS. *J. RAPTOR RESEARCH*, 35 (1): 40-48.
- PEDRINI P., SERGIO F., 2001.** GOLDEN EAGLE AQUILA CHRYSAETOS DENSITY AND PRODUCTIVITY IN RELATION TO LAND ABANDONMENT AND FOREST EXPANSION IN THE ALPS. *BIRD STUDY* 48: 194-199.
- PEDRINI P., VOLCAN G., 2017.** CURRENT STATUS OF THE GOLDEN EAGLE *AQUILA CHRYSAETOS* IN THE PROVINCE OF TARENTO (CENTRAL AND EASTERN ALPS). *AVOCETTA* 41: 47-48
- PERONACE V., CECERE J. G., GUSTIN M., RONDININI C., 2012.** LISTA ROSSA 2011 DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI IN ITALIA. *AVOCETTA* 36, 11–58.
- PROVINCIA AUTONOMA DI TARENTO (PAT), 2007.** "PIANO FAUNISTICO DEL PARCO NATURALE ADAMELLO BRENTA" – DGP 2518 16 NOVEMBRE 2007.
- PROVINCIA AUTONOMA DI TARENTO (PAT), 2011.** PIANO FAUNISTICO PROVINCIALE. PRIMA REVISIONE, DICEMBRE 2010. SERVIZIO FORESTE E FAUNA. ART. 5 L.P. 9 DICEMBRE 1991, N° 24.
- PYNNONEN A., 1954.** BEITRAGE ZUR KENNTNIS DER LEBENSWEISE DES HASELHUHNS, TETRASTES BONASIA (L.). *PAP GAME RES.*
- RAJALA P., 1974.** THE STRUCTURE AND REPRODUCTION OF FINNISH POPULATIONS OF CAPERCAILLIE, TETRAO UROGALLUS, AND BLACK GROUSE, LYRURUS TETRIX, ON THE BASIS OF LATE SUMMER CENSUS DATA FROM 1963-1966. *FINNISH GAME RESEARCH* 35: 1-51.

- RASSATI G., 2012.** THE HAZEL GROUSE, *BONASA BONASIA*, IN TWO SAMPLE AREAS IN THE CARNIC ALPS (FRIULI-VENEZIA GIULIA, NORTH-EASTERN ITALY). *RIV ITAL ORNITOL* 81. DOI:10.4081/rio.2011.72.
- RAY M.S., 1928.** RECORD SET OF EGGS OF THE GOLDEN EAGLE. *CONDOR* 30:250.
- ROTELLI L., 2006.** CAUSE DEL DECLINO DEI GALLIFORMI ALPINI IN ITALIA: IMPLICAZIONI GESTIONALI E DI CONSERVAZIONE. I GALLIFORMI ALPINI. ESPERIENZE EUROPEE DI CONSERVAZIONE E GESTIONE. CENTRO INCONTRI REGIONE PIEMONTE. TORINO.
- RUSCETTA A., 1946.** RICOMPARSA DEL FRANCOLINO DI MONTE NELL'OSSOLA. *RIV. IT. ORN.*, N° 16.
- SACHOT S., PERRIN N., NEET C., 2003.** WINTER HABITAT SELECTION BY TWO SYMPATRIC FOREST GROUSE IN WESTERN SWITZERLAND: IMPLICATIONS FOR CONSERVATION. *BIOLOGICAL CONSERVATION* 112, 373–382.
- SAHLSTEN J., WICKSTRÖM F., HÖGLUND J., 2010.** HAZEL GROUSE *BONASA BONASIA* POPULATION DYNAMICS IN A FRAGMENTED LANDSCAPE: A METAPOPULATION APPROACH. *WILDLIFE BIOLOGY* 16, 35–46. DOI:10.2981/07-086.
- SALO L., 1971.** AUTUMN AND WINTER DIET OF HAZEL GROUSE (*TETRASTES BONASIA*) IN NORTHEASTERN FINNISH LAPLAND.
- SCHERINI G. C., 1990.** I TETRAONIDI. ALL'INTERNO: IL FRANCOLINO DI MONTE. DOCUMENTO INEDITO, DATILOSCRITTO.
- SCHERINI G.C., 2001.** I GALLIFORMI ALPINI NEL SETTORE LOMBARDO DEL PARCO NAZIONALE DELLO STELVIO. CONSORZIO DEL PARCO NAZIONALE DELLO STELVIO, BORMIO (SO), 70 PP.
- SCHERINI G.C., TOSI G., 2003.** LA PERNICE BIANCA IN LOMBARDIA, BIOLOGIA E GESTIONE FAUNISTICO-VENATORIA. REGIONE LOMBARDIA, SERVIZIO FAUNISTICO.
- SCHRÖEDER W. 1995.** PIANO FAUNISTICO DEL PARCO ADAMELLO BRENTA. WILDBIOLOGISCHE GESELLSCHAFT MÜNCHEN, DATILOSCRITTO.
- SCRIDEL D., BOGLIANI G., PEDRINI P., IEMMA A., VON HARDENBERG A., BRAMBILLA, M., 2017.** THERMAL NICHE PREDICTS RECENT CHANGES IN RANGE SIZE FOR BIRD SPECIES. *CLIM. RES.* 73, 207–216. DOI:10.3354/cr01477.
- SCRIDEL D., TENAN S., BRAMBILLA M., CELVA R., FORTI A., ANDERLE M., 2019.** STATO DELLA POPOLAZIONE, DENSITÀ, DIETA E UTILIZZO DELL'HABITAT INVERNALE DEL FRANCOLINO DI MONTE *BONASA BONASIA* NEL PARCO NATURALE PANEVEGGIO PALE DI SAN MARTINO.
- SPAUL R.J., HEATH J.A, 2017.** FLUSHING RESPONSES OF GOLDEN EAGLES (*AQUILA CHRYSAETOS*) IN RESPONSE TO RECREATION. *THE WILSON JOURNAL OF ORNITHOLOGY*, 129(4): 834-845
- STANEVA A. BURFIELD I., 2004.** BIRDLIFE INTERNATIONAL. BIRDS IN EUROPE: POPULATION ESTIMATES, TRENDS AND CONSERVATION STATUS. CAMBRIDGE, UK: BIRDLIFE CONSERVATION SERIES No. 12.
- STEENHOF K., KOCHERT M.N., MCINTYRE C.L., BROWN J.L., 2017.** COMING TO TERMS ABOUT DESCRIBING GOLDEN EAGLE REPRODUCTION. *J. RAPTOR RES.* 51(3):378–390
- STORCH I., 2013.** HUMAN DISTURBANCE OF GROUSE - WHY AND WHEN? *WILDL. BIOL.* 19: 390-403
- STORCH I., 2000.** CONSERVATION STATUS AND THREATS TO GROUSE WORLDWIDE: AN OVERVIEW. *WILD BIOL.* 6: 195-204.
- STORCH I. (ed.), 2007.** Grouse: Status Survey and Conservation Action Plan 2006–2010. Gland, Switzerland: IUCN and Fordingbridge, UK: World Pheasant Association. 114p.
- SWENSON J.E., 1991.** EVALUATION OF A DENSITY INDEX FOR TERRITORIAL MALE HAZEL GROUSE *BONASA BONASIA* IN SPRING AND AUTUMN. *ORNIS FENNICA* 68:57–65.
- SWENSON J.E., 1995.** HABITAT REQUIREMENTS OF HAZEL GROUSE. IN: JENKINS D. (ED.). PROC. 6TH INTERN. GROUSE SYMP., UDINE (ITALY). 80

- SWENSON J.E., DANIELSON J., 1991.** STATUS AND CONSERVATION OF HAZEL GROUSE IN EUROPE. *ORNIS SCAND* 22:297–298.
- SWENSON J.E., ANGELSTAM P., 1993.** HABITAT SEPARATION BY SYMPATRIC FOREST GROUSE IN FENNOSCANDIA IN RELATION TO BOREAL FOREST SUCCESSION. *CAN. J. ZOOL.* 71, 1303-1310.
- TJERNBERG M., 1983.** HABITAT AND NEST SITE FEATURES OF GOLDEN EAGLE *AQUILA CHRYSAETOS* IN SWEDEN. *SWEADEN WILDLIFE RESEARCH* 131-163
- TOCCHETTO G., 1992.** IL FRANCOLINO DI MONTE (*BONASA BONASIA*) NELLA FORESTA DEL CANSIGLIO. RILIEVI ECOLOGICI. TESI DI LAUREA IN SCIENZE FORESTALI. UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA.
- TOCCHETTO G., 1994.** METODI DI CENSIMENTO DEL FRANCOLINO DI MONTE (*BONASA BONASIA* L.). IN: DE FRANCESCHI P.F. (A CURA DI). PIANIFICAZIONE E GESTIONE DELLE RISORSE FAUNISTICHE. MINISTERO DELL'AMBIENTE, AZIENDA REGIONALE DELLE FORESTE DEL VENETO: 27-30.
- TOCCHETTO G., 2005.** IL FRANCOLINO DI MONTE (*BONASA BONASIA*) NELLA FORESTA DEMANIALE DI GIAZZA. AZIENDA REGIONALE "VENETO AGRICOLTURA", UFFICIO FORESTALE DI VERONA – RELAZIONE NON PUBBLICATA. 70
- TOCCHETTO G., DE FRANCESCHI P.F., 1997.** CARATTERISTICHE VEGETAZIONALI DELLE CENOSI FREQUENTATE DAL FRANCOLINO DI MONTE NELLA FORESTA DEL CANSIGLIO (PREALPI VENETE). *SUPPL. RIC. BIOL. SELVAGGINA* 27: 823-9.
- TOCCHETTO G., BOTTAZZO M., LUIANI G. E ZANONI G., 2006.** INTERVENTI AMBIENTALI PER LA CONSERVAZIONE DI HABITAT DI FRANCOLINO DI MONTE (*BONASA BONASIA*) NELLA FORESTA DI GIAZZA (PREALPI VENETE). POSTER, CONVEGNO "I GALLIFORMI ALPINI. ESPERIENZE EUROPEE DI CONSERVAZIONE E GESTIONE" TORINO, 28 NOVEMBRE 2006.
- TOSI G., 1977.** PROBLEMI E PROSPETTIVE DELL'AVIFAUNA ALPINA: I TETRAONIDI E LA COTURNICE. *NATURA E MONTAGNA* 24 (3): p. 5-14.
- TUCKER G.M., HEATH M.F. (eds.), 1994.** BIRDS IN EUROPE: THEIR CONSERVATION STATUS. *BIRDLIFE CONSERVATION SERIES*, 3. BIRDLIFE INTERNATIONAL, CAMBRIDGE (UK).
- VOLCAN G., 2011.** MONITORAGGIO AQUILA. RELAZIONE TECNICA. DISPONIBILE ONLINE: WWW.PNAB.IT
- VOLCAN G., 2013.** CHECK-LIST DEGLI UCCELLI DEL PARCO NATURALE ADAMELLO BRENTA. RELAZIONE TECNICA.
- VOLCAN G., 2013.** MONITORAGGIO AQUILA. RELAZIONE TECNICA. DISPONIBILE ONLINE: WWW.PNAB.IT
- VOLCAN G., 2016.** MONITORAGGIO AQUILA. RELAZIONE TECNICA. DISPONIBILE ONLINE: WWW.PNAB.IT
- WALKER D.G., 1987.** OBSERVATION ON THE POST-FLEDGING PERIOD OF THE GOLDEN EAGLE IN ENGLAND. *IBIS* 129: 92-96.
- WATSON J., 1997.** THE GOLDEN EAGLE, T & AD POYSER, LONDRA.
- WIESNER J., BERGMANN HH., KLAUS S., MÜLLER F., 1977.** SIEDLUNGSDICHTEUND HABITATSTRUKTUR DES HASELHUHNS (*BONASA BONASIA*) IM WALDGEBIET VON BIALOWIEZA (POLEN). *J ORNITHOL* 118:1–20.
- YDENBERG R.C., DILL L.M., 1986.** THE ECONOMICS OF FLEEING FROM PREDATORS. *ADVANCES IN THE STUDY OF BEHAVIOR* 16: 229-249
- ZANONI G., 2006.** INDAGINE FLORISTICO-VEGETAZIONALE E DENDROMETRICA NELL'AMBITO DEL PROGETTO DI INTERVENTI SPERIMENTALI SELVICOLTURALI E FAUNISTICI NELLA FORESTA DEMANIALE REGIONALE DI GIAZZA. STAGIONE 2006, ANNO 1°. AZIENDA REGIONALE "VENETO AGRICOLTURA", UFFICIO FORESTALE DI VERONA RELAZIONE NON PUBBLICATA.
- ZANONI G., BOTTAZZO M., LUSIANI G., DALLA CHIARA A., GIOCO M., 2007.** INDAGINE FLORISTICO-VEGETAZIONALE E DENDROMETRICA NELL'AMBITO DEL PROGETTO DI INTERVENTI SPERIMENTALI SELVICOLTURALI E FAUNISTICI NELLA FORESTA DEMANIALE

REGIONALE DI GIAZZA. STAGIONE 2007, ANNO 2°. AZIENDA REGIONALE "VENETO AGRICOLTURA", UFFICIO FORESTALE DI VERONA.
RELAZIONE NON PUBBLICATA.

ZANROSSO C., 2016. IL FRANCOLINO DI MONTE (BONASA BONASIA L.) NEL PARCO NATURALE ADAMELLO BRENTA: ANALISI
DELL'EFFICACIA DEL MONITORAGGIO PRIMAVERILE AL CANTO.

ZBINDEN N., 1979. ZUR OEKOLOGIE DES HASELHUHNUS (BONASA BONASIA) IN DER SCHWEIZER ALPEN. JOURNAL DIE ORNITOLOGIE 118:
1-20.