



LIFENAT/IT/000837GRANATHA

## AZIONE D3

### Monitoraggio degli effetti degli interventi sulla presenza e distribuzione delle specie bersaglio



**Rapporto intermedio di monitoraggio ex-post sugli effetti degli interventi sulle specie**

*Anno 2019*



Dott. Tommaso Campedelli, Dott. Guglielmo Londi, Dott.ssa Simonetta Cutini,  
Dott. Guido Tellini Florenzano

## Sommario

Abstract.....	3
Introduzione.....	6
Le specie target.....	6
Impostazione dei monitoraggi.....	8
Aree di monitoraggio.....	10
Interventi realizzati (fino a marzo 2019).....	11
Monitoraggio dell'avifauna nidificante negli arbusteti (Passeriformi).....	14
Materiali e metodi.....	14
Risultati.....	23
Sforzo di campionamento.....	23
Comunità degli uccelli nidificanti negli arbusteti.....	25
Territori delle specie target.....	28
Discussione.....	30
Comunità degli uccelli nidificanti negli arbusteti.....	30
Territori delle specie target.....	31
Conclusioni.....	38
Monitoraggio dei rapaci diurni.....	39
Materiali e metodi.....	39
Risultati.....	45
Sforzo di campionamento.....	45
Risultati generali.....	46
Il popolamento nelle cinque macroaree.....	47
Discussione.....	50
Specie presenti.....	50
Il popolamento nelle cinque macroaree.....	52
Conclusioni.....	54
Monitoraggio del succiacapre.....	55
Materiali e metodi.....	55
Risultati.....	60
Sforzo di campionamento.....	60
Risultati generali.....	60
Risultati per macroarea.....	62
Discussione.....	64
Conclusioni.....	66

Conclusioni generali.....	67
Bibliografia.....	68
Appendice 1 – Dettaglio dei rilievi per i Passeriformi.....	75
Appendice 2 – Esempi di definizione dei territori per i Passeriformi.....	78
Appendice 3 – Settori (per la stima delle densità di magnanina comune).....	83
Appendice 4 – Dettaglio dei rilievi per i rapaci diurni.....	86
Appendice 5 – Dettaglio dei rilievi per il succiacapre.....	88
Appendice 6 – Distribuzione delle specie target.....	89
Criteri di rappresentazione.....	89
Falco pecchiaiolo.....	90
Biancone.....	94
Albanella minore.....	98
Succiacapre.....	102
Tottavilla.....	105
Calandro.....	107
Magnanina comune.....	108
Averla piccola.....	111

*Rilievi: Guglielmo Londi, Tommaso Campedelli, Simonetta Cutini, Guido Tellini Florenzano, Davide Ridente*



Cocollo (foto Simonetta Cutini)

## Abstract

### Introduction

#### TARGET SPECIES

The target species are: *Pernis apivorus*, *Circaetus gallicus*, *Circus pygargus*, *Caprimulgus europaeus*, *Anthus campestris*, *Lullula arborea*, *Sylvia undata*, *Lanius collurio*. For *C. pygargus*, *C. europaeus*, *Sylvia undata* heathlands represent the most important nesting and hunting habitat in the Pratomagno ZSC; *P. apivorus*, *C. gallicus* use this habitat only as hunting areas; *L. arborea*, *A. campestris*, *L. collurio* show a preference for more diversified heathlands, with a high degree of microdiversity due to the presence of open space (prairies) and bare land.

#### MONITORING SCHEME

The monitoring aims to verify changes in target species population consistency and use of space of in the project area. The census techniques used are: territory mapping (passerines), observation from fixed points (birds of prey), playback (*C. europaeus*). The monitoring use a BACI (Impact before-after-control) approach and are coordinated with the other monitoring activities foreseen in the project (carabid beetles, vegetation).

#### STUDY AREAS

Monitoring was carried out in five macro areas. Over 97% of the project surfaces are concentrated in the Cocollo (43.4 ha) and Casacce (124.4 ha) macro areas; these are the “study sites”; in the Massanera, Poggio della Regina and Alpe di Poti macro areas, no interventions were envisaged and these constitute the “control sites”.

#### WORK CARRIED OUT (MARCH 2019)

Nowdays the activities were carried out in two years: 2017 (with few new areas in 2018) and 2019.

### Monitoring of shrubland birds (passerines)

#### MATERIALS AND METHODS

The monitoring was carried out using the territory mapping. This method allow us to estimate the number of couples present in a certain territory. Surveys took place in four out of five macro areas (Massanera, P. della Regina, Cocollo, Casacce). Nineteen paths were selected in "study sites", seven in "control sites"; surveys was carried out five times in study sites, three times in control sites in each breeding season, between the end of March and half of June. Besides target species, other species linked to shrubland habitats were observed: *Saxicola torquata*, *Sylvia melanocephala*, *S. subalpina*, *S. communis*, *Carduelis cannabina*, *Emberiza cirrus*, *E. cia*.

#### RESULTS

In the following table the number of territories for the target species is shown; also the comparison between the two years are reported.

species	macro area											
	Massanera			Poggio della Regina			Cocollo			Casacce		
	2017	2019	Δ	2017	2019	Δ	2017/ 2018	2019	Δ	2017/ 2018	2019	Δ
<i>Lullula arborea</i>							8	7	-12.5%	24	28	16.7%
<i>Anthus campestris</i>								1				
<i>Sylvia undata</i>	37	26	-29.7%	18	12	-33.3%	26	13	-50.0%	28	29	3.6%
<i>Lanius collurio</i>							3	3	-			

The density of *S. undata* is very high in Massanera and in some sectors of the other macro areas. Compared to 2017/2018, in 2019 *S. undata* decreased by 30-50% everywhere except for in Casacce macro area (where it is stable). This is probably due to the bad climatic conditions that have of the 2019 Spring. To what we have observed until now, the species tends to disappear immediately from the areas interested by the interventions and coming back in three years from the end of the works.

*L. arborea* is present only in the Cocollo and Casacce areas. Overall, it is resulted stable between 2017/2018 and 2019; it attends all areas of interventions, from the first year following them; in some cases the number of territories has increased.

*A. campestris*, not recorded in 2017/2018, was observed in 2019 in Cocollo macro area, in an area cleared the previous year; in 2019 a new territory was registered also in the Casacce macro area, in a site not included in the standard monitoring.

*L. collurio* was detected only in the Cocollo area, with three couples in both 2017/2018 and 2019.

### Monitoring of birds of prey

#### MATERIALS AND METHODS

Raptors monitoring was carried out by observation from fixed points methodology. 12 points were used in the "study sites" (Cocollo, Casacce), 10 in the "control ones" (Massanera, P. della Regina, Alpe di Poti). Surveys were carried out in 2017 and 2019, between April and July. On average, observations last six hours/day. During the surveys all birds of prey were registered.

#### RESULTS

Overall, in 2017, 48 days of observation were carried out, corresponding to 250 hours (123 in study sites, 127 in control sites); in 2019 the days of observation were 43, corresponding to 262 hours (138.5 in study sites, 123.5 in control ones).

The overall activity, estimated as the numbers of contacts registered, result stable between 2017 and 2019, everywhere except in Casacce macro area, where it has decreased by 20%, due to the less number of *C. gallicus* sightings. At the same time, the number of *C. gallicus* sightings increased in the Cocollo macro area.

The higher frequency of *C. pygargus* was registered in Alpe di Poti area, where some breeding pairs were observed. At least one pair nested in 2017 in Cocollo macro area, maybe another one in the P. della Regina macro area. In 2019, due to the bad weather conditions of the spring, nesting attempts failed both in Cocollo and P. della Regina.

*P. apivorus* didn't show any clear patterns.

### **Monitor of Nightjar**

#### **MATERIALS AND METHODS**

For the monitoring of *C. europaeus* the playback methodology was used. This method consists of stimulating the response of territorial males through the emission of the call of the species, using a speaker from different census points. Surveys were carried out in 2017 (35 emission points, 19 in the study sites, 16 in the control sites) and 2019 (19 both in the study and control sites) in four macro areas (Massanera, Poggio alla Regina, Cocollo e Casacce) in July, during the night time between 21:05 – 23:30 p.m. and 04:00 – 05:00 p.m.

#### **RESULTS**

Overall, *C. europaeus* was registered in 46% of the points covered in 2017, increasing to 63% in 2019. Regarding the single macro areas of Massanera, Poggio della Regina, Cocollo and Casacce, we detected respectively 0.50, 0.80, 0.67, 0.67 ind/pt in 2017 and 1.00, 0.80, 0.33, 1.47 in 2019.

In 2019, in all the macro areas, *C. europaeus* resulted more abundant than in the 2017 at the lower altitudes; the opposite was registered at the points located at higher altitudes. This is probably linked to the bad weather conditions that characterized the 2019 Spring.

*C. europaeus* was registered in many areas where interventions were carried out in the previous winter, confirming itself as a very reactive species, able to colonize new suitable areas.

## Introduzione

### Le specie target

Il progetto LIFE GRANATHA ha come obiettivo generale il miglioramento dello status delle popolazioni di otto specie di uccelli nella ZSC/ZPS IT5180011 “Pascoli montani e cespuglieti del Pratomagno”:

1. falco pecchiaiolo *Pernis apivorus*;
3. biancone *Circaetus gallicus*;
2. albanella minore *Circus pygargus*;
4. succiacapre *Caprimulgus europaeus*;
5. calandro *Anthus campestris*;
6. tottavilla *Lullula arborea*;
7. magnanina comune *Sylvia undata*;
8. averla piccola *Lanius collurio*.

Per tutte queste specie, gli arbusteti a dominanza di erica scoparia (brughiere) rivestono, non solo in quest'area, una notevole importanza sia come habitat riproduttivo sia come ambiente di alimentazione. Tutte queste specie sono regolarmente presenti sul massiccio del Pratomagno in periodo riproduttivo e, sebbene in alcuni casi manchino indicazioni precise, sono considerate nidificanti certe (Tellini & Lapini 1991; Tellini Florenzano et al. 1997; Tellini Florenzano et al. 2010; Delfino & Oliva 2010; Sposimo et al. 2013). Tutte queste specie sono influenzate, in generale in maniera negativa, dalle dinamiche naturali di afforestazione nelle brughiere dell'Appennino (Faralli 1995).

Tre specie possono essere considerate tipiche degli arbusteti a dominanza di erica scoparia del Pratomagno: albanella minore, succiacapre e magnanina comune.

Le brughiere sono un habitat preferenziale per l'**albanella minore** nei paesi del centro e nord Europa (Cormier et al. 2008). Nella penisola italiana, le aree caratterizzate da vegetazione arbustiva “naturale” o “seminaturale” sono quelle più utilizzate per la nidificazione (Morelli et al. 2012), soprattutto in ambiente collinare e montano (Martelli & Sandri 1991) e le brughiere montane rappresentano in diverse zone appenniniche, in particolare proprio nelle province di Firenze e Arezzo, gli ambienti elettivi per la specie, anche come territori di caccia (Faralli 1994).

Anche per il **succiacapre** le brughiere rappresentano un habitat generalmente molto importante (Bright et al. 2007; Verstraeten et al. 2011), come del resto verificato anche in diverse zone in Italia (Bonazzi et al. 2003; Borgo 2011; Siddi 2019). Molte osservazioni sembrano confermare una preferenza per le brughiere anche nella Toscana orientale e nel massiccio del Pratomagno (Tellini & Lapini 1991) sebbene manchino studi specifici.

L'area di studio ospita inoltre una popolazione consistente di **magnanina comune** che in Toscana, è distribuita in due nuclei principali, uno lungo la costa, l'altra nei rilievi dell'interno, appunto tra il

massiccio del Pratomagno e i Monti della Chiana (Tellini Florenzano et al. 1997). La magnanina comune è anch'essa specie legata in genere ad ambienti di brughiera (Van den Berg et al. 2001) e, sebbene nelle zone costiere della Toscana possa frequentare anche tipi diversi di arbusteti (Chiatante 2014), nelle aree interne è appunto legata in modo praticamente esclusivo alla presenza degli arbusteti di erica scoparia (Tellini Florenzano et al. 2010; Piazzini & Favilli 2016) dove, nelle situazioni meglio conservate e meno interessate da fenomeni di insediamento della vegetazione arborea, la specie raggiunge densità anche elevate (Tellini Florenzano & Lapini 1999).

Le altre specie target, legate più in generale agli ambienti aperti, trovano nel contesto del Pratomagno, ambienti particolarmente favorevoli proprio nel sistema delle brughiere. **Falco pecchiaiolo** e **biancone**, che nidificano in boschi di varia dimensione e composizione ma utilizzano come aree di caccia ambienti aperti, sono stabilmente presenti come nidificanti in quest'area (Sposimo et al. 2013) e sono frequentemente osservati in alimentazione negli arbusteti dei versanti e dei crinali secondari del Pratomagno, che per la maggior parte sono dominanza di erica scoparia.

Il **calandro**, legato alle aree con vegetazione erbacea rada, è molto raro nell'area di studio, limitato ai pascoli e ai tratti con copertura meno densa, affioramenti rocciosi e terreno nudo che sono intercalati agli arbusteti; anche per l'**averla piccola** e la **tottavilla**, meno rare peraltro del calandro, le aree maggiormente idonee non sono le brughiere continue ma quelle dove l'arbusteto è più diversificato ed in particolare intercalato ad aree, più o meno estese, di vegetazione erbacea (Tellini & Lapini 1991; Tellini Florenzano et al. 2010; Delfino & Oliva 2010).



Magnanina comune *Sylvia undata* (foto Simonetta Cutini)

## Impostazione dei monitoraggi

I monitoraggi hanno l'obiettivo generale di verificare i cambiamenti nelle popolazioni e nell'utilizzo dello spazio da parte delle specie target nelle aree del progetto.

Data la notevole differenza nella biologia delle specie target, è stato necessario adottare diverse tecniche:

- **mappaggio** per i passeriformi;
- **osservazione da punti vantaggiosi** per i rapaci;
- **censimento da punti col playback** per il succiacapre.

I tre tipi di monitoraggio sono tra loro indipendenti ma sono stati disegnati secondo dei principi comuni.

In generale è stato adottato un disegno di tipo **BACI (Before-After-Control Impact)**, considerato l'approccio migliore per il monitoraggio di interventi di ripristino degli ecosistemi (Smokorowski & Randall 2017). Questo protocollo prevede di effettuare i rilievi, utilizzando la stessa metodologia, sia in aree interessate dagli interventi di cui si vuole valutare l'effetto (indicate in generale come "**aree campione**") sia in aree dove non è invece previsto alcun intervento (indicate in generale come "**aree di confronto**"). I due tipi di aree devono avere caratteristiche ambientali simili, sia a scala spaziale ridotta (es. tipologie di ambienti) sia a scala vasta (es. condizioni climatiche). In questo modo, una volta conclusi gli interventi, sarà possibile valutare se eventuali cambiamenti nella presenza, abbondanza o distribuzione delle specie, siano effettivamente da imputare agli interventi stessi (in questo caso i cambiamenti saranno registrati solo nelle aree campione), oppure a fenomeni indipendenti che agiscono a scala più vasta (in questo caso i cambiamenti saranno registrati anche nelle aree di confronto).

Essendo uno degli obiettivi anche quello di evidenziare eventuali cambiamenti nell'uso dello spazio, in tutti e tre i tipi di monitoraggio è stata riservata particolare attenzione alla localizzazione dei singoli contatti, cercando di posizionare nella maniera più esatta possibile gli individui osservati con il supporto di carte di adeguato dettaglio.

Oltre a quelle target, i monitoraggi interessano anche altre specie (con i mappaggi si raccolgono i dati anche per le altre specie di passeriformi di arbusteto, con il monitoraggio dei rapaci si raccolgono osservazioni su tutte le specie di rapaci) in modo da poter evidenziare anche eventuali cambiamenti a livello di comunità.

Inoltre il disegno sperimentale è stato coordinato con gli altri monitoraggi previsti per il progetto (vegetazione, coleotteri carabidi), in modo da sovrapporre il più possibile le aree di rilievo e disporre così di dati più facilmente correlabili. In particolare si è posta attenzione in questo senso, ai monitoraggi della struttura della vegetazione, data la grande importanza che questa riveste per tutte le specie interessate.

In questa relazione sono riportati i risultati dei monitoraggi degli uccelli relativi al periodo 2017-2019. Non erano previsti originariamente rilievi nel 2018 tuttavia essendo intervenute, dopo la stagione riproduttiva 2017, variazioni nel progetto che hanno determinato l'aggiunta di alcune aree d'intervento, in queste ultime i rilievi per i passeriformi sono stati effettuati nella primavera 2018 (prima in ogni caso, di qualsiasi intervento). Per quanto riguarda rapaci e succiacapre invece, i dati raccolti nel 2017 coprivano già, in sostanza anche le nuove aree d'intervento. Nel 2019 sono stati ripetuti gli stessi rilievi effettuati nel 2017-2018.



Zone decespugliate nel 2018-2019, macroarea Cocollo (foto Tommaso Campedelli)

## Aree di monitoraggio

Per i monitoraggi sono state individuate cinque diverse macroaree, tutte ubicate in Toscana, nella provincia di Arezzo e, in piccola parte, nella provincia di Firenze. Quattro di queste aree (Massanera, Poggio della Regina, Cocollo, Casacce) sono sul versante valdarnese del Massiccio del Pratomagno, una è situata a est di Arezzo, sui rilievi dell'Alpe di Poti (figura 1).

Nelle macroaree Cocollo e Casacce sono concentrati gli interventi del progetto GRANATHA e quindi rappresentano le **aree campione**; le macroaree Massanera, Poggio della Regina e Alpe di Poti sono le **aree di confronto**. Nel caso del monitoraggio dei passeriformi e del succiacapre, che rispetto allo studio dei rapaci, interessano ambiti ben definiti e delimitati, alcune zone che ricadono nelle macroaree campione ma che non sono interessate da interventi, sono utilizzate comunque come confronto.

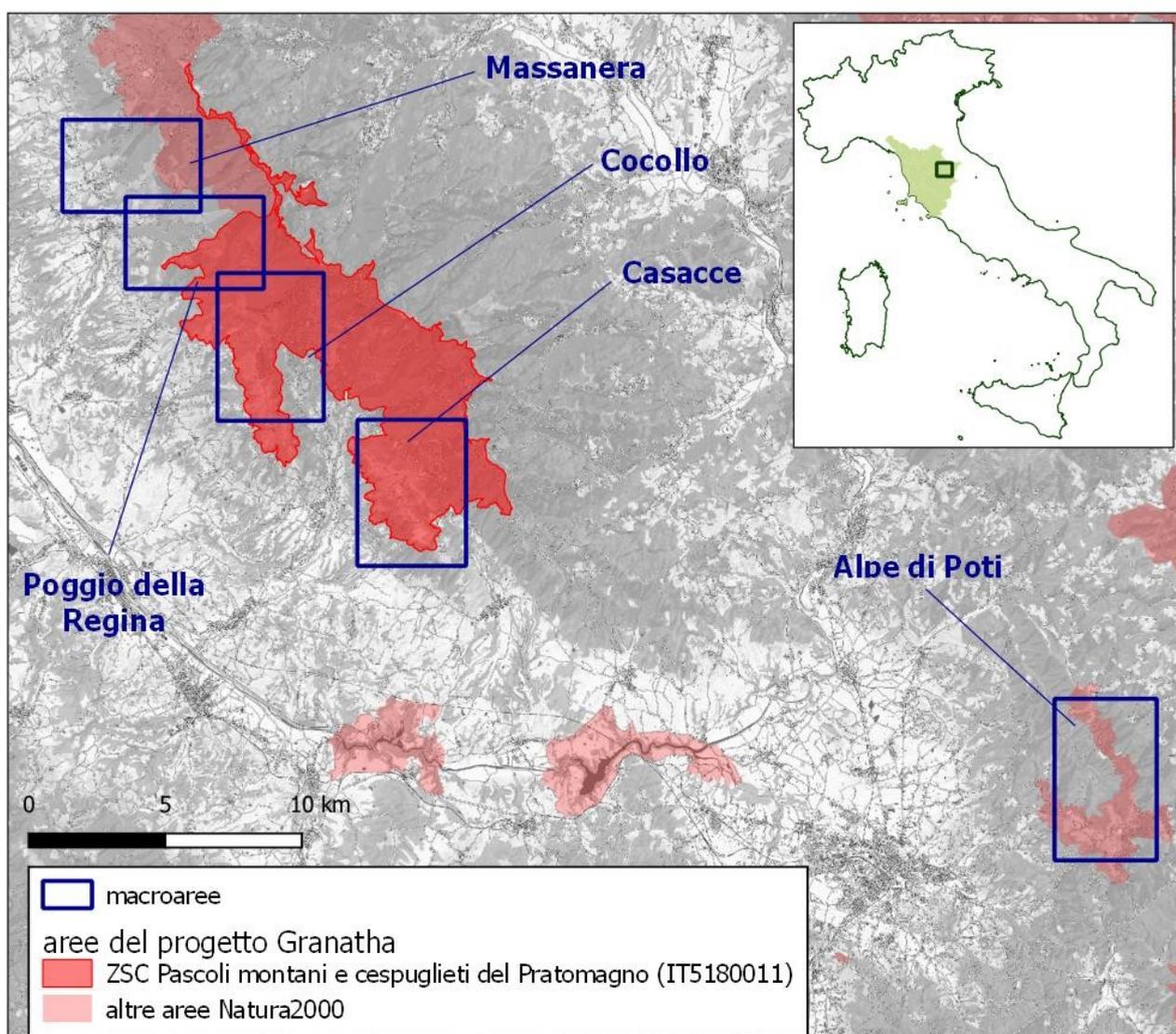


Figura 1. Macroaree in cui si sono svolti i monitoraggi.

### Interventi realizzati (fino a marzo 2019)

Gli interventi del progetto, che sono sostanzialmente decespugliamenti in aree produttive e in aree non produttive e fuoco prescritto, sono iniziati nell'inverno 2017-2018. Ragionando in termini biologici, i rilievi per i monitoraggi del 2019 nelle aree campione hanno riguardato quindi in parte zone alla prima stagione *post intervento* (dove gli interventi sono stati realizzati nell'autunno-inverno 2018-2019), in parte zone alla seconda stagione *post intervento* (dove gli interventi sono stati realizzati nell'autunno-inverno 2017-2018), in parte aree non ancora oggetto di interventi.

Una analisi esaustiva degli effetti degli interventi sarà possibile solo al termine del progetto tuttavia è utile inquadrare sommariamente la situazione al momento dei rilievi nelle aree campione. Un prospetto riassuntivo della situazione degli interventi è riportato nella tabella 1, il dettaglio è invece riportato nelle figure 2 e 3. Sono considerati soltanto gli interventi realizzati fino a marzo 2019 (cioè immediatamente prima dell'inizio dei rilievi della stagione 2019).

Nel 2017 tutti i rilievi sono stati eseguiti in aree senza interventi (lo stesso vale per i rilievi dei passeriformi aggiunti nel 2018, realizzati anch'essi prima di qualsiasi intervento), anche se vi erano zone di arbusteti giovani (1-2 anni), oggetto di tagli ai fini antincendio precedentemente all'inizio del progetto.

Nel 2019, circa 9 ha (il 5% del totale) di superficie si trovavano al momento dei rilievi nella seconda stagione dopo l'intervento, circa 52 ha (circa il 30% del totale) nella seconda stagione dopo l'intervento.

Tabella 1. Riassunto in termini di superficie degli interventi del progetto al momento dell'esecuzione dei rilievi nel 2017 (compresi i rilievi aggiuntivi fatti nel 2018 per i passeriformi) e nel 2019 nelle due macroaree.

macroarea	2017 (2018)		2019					
	nessun intervento		seconda stagione dopo l'intervento		prima stagione dopo l'intervento		nessun intervento	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Casacce	124.4	100%	7.4	6%	35.2	28%	81.9	66%
Cocollo	43.4	100%	1.7	4%	17.3	40%	24.4	56%
altre aree	4.3	100%					4.3	100%
<b>totale</b>	<b>172.2</b>	<b>100%</b>	<b>9.1</b>	<b>5%</b>	<b>52.5</b>	<b>30%</b>	<b>110.6</b>	<b>64%</b>

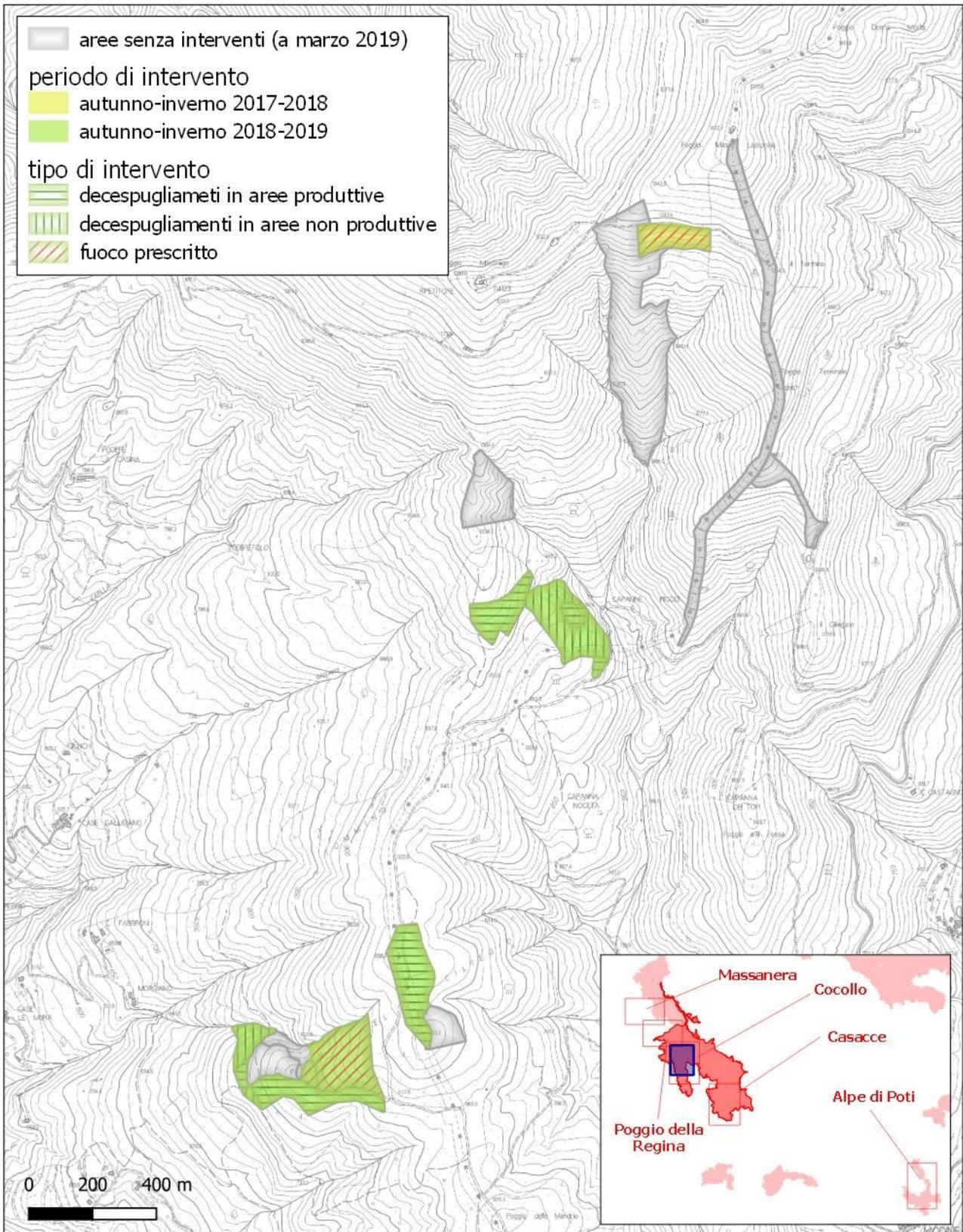


Figura 2. Situazione degli interventi effettuati a marzo 2019 nella macroarea del Coccollo.

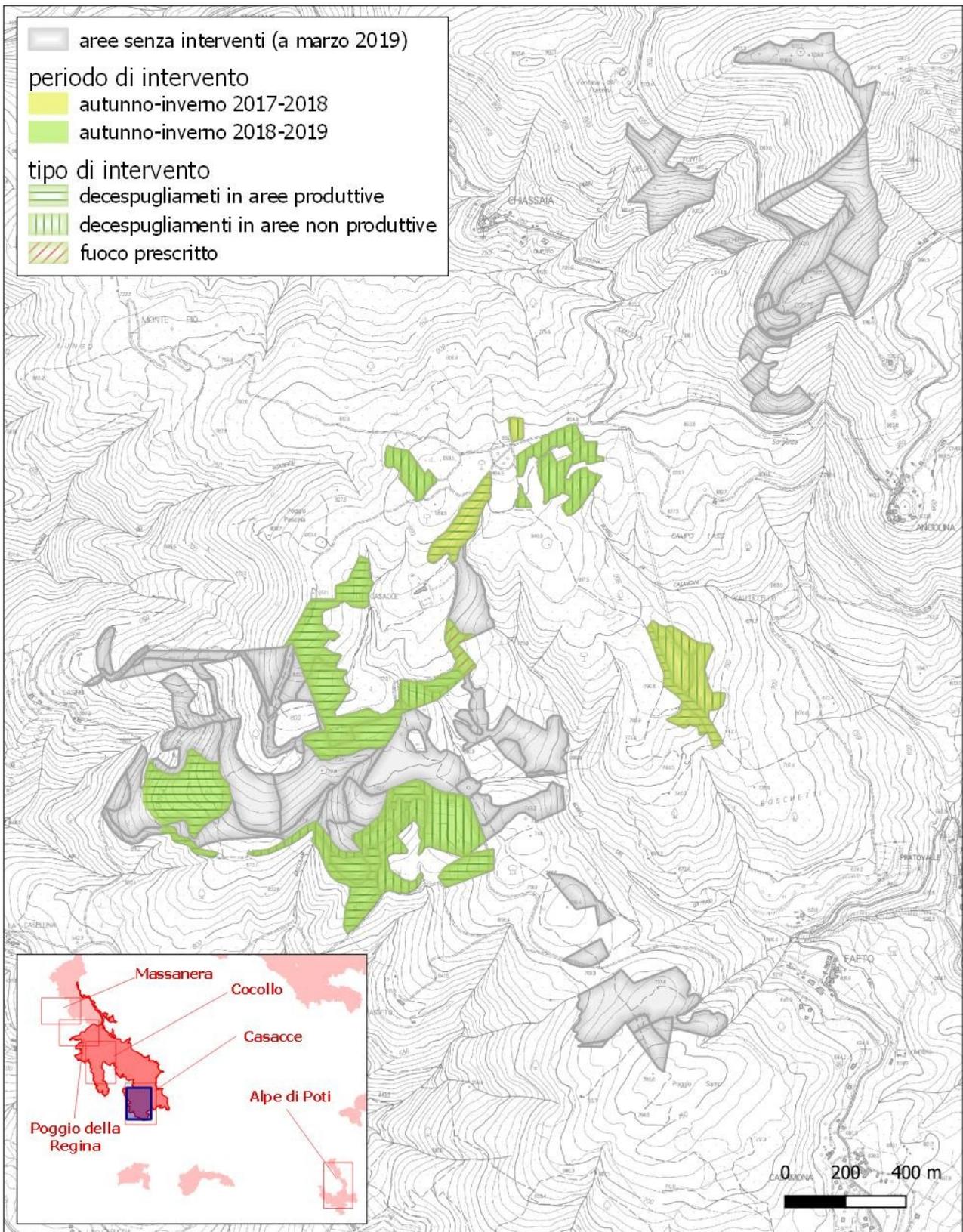


Figura 3. Situazione degli interventi effettuati a marzo 2019 nella macroarea delle Casacce.

## Monitoraggio dell'avifauna nidificante negli arbusteti (Passeriformi)

### Materiali e metodi

Per i rilievi dei passeriformi la metodologia utilizzata è quella del mappaggio, tecnica che consiste nel localizzare i territori delle specie, osservandone, nel corso di diverse visite, la posizione e i comportamenti territoriali (Bibby et al. 2000). Tottavilla *Lullula aroborea*, calandro *Anthus campestris*, magnanina comune *Sylvia undata* e averla piccola *Lanius collurio* sono tutte specie territoriali per le quali tecnica del mappaggio può essere utilizzata con buona efficacia (Brambilla et al. 2007; Jerzy et al. 2008; Gilbert et al. 2011).

La stessa tecnica peraltro è utile anche per molte altre specie ed è pertanto particolarmente adatta per il monitoraggio delle comunità degli ambienti interessati dagli interventi. Oltre che per le specie target, il mappaggio è stato utilizzato anche per il saltimpalo *Saxicola torquata*, l'occhiocotto *Sylvia melanocephala*, la sterpazzolina di Moltoni *Sylvia subalpina*, la sterpazzola *Sylvia communis*, il fanello *Carduelis cannabina*, lo zigolo nero *Emberiza cirulus* e lo zigolo muciatto *Emberiza cia*. Per tutte le altre specie è stata semplicemente annotata la presenza. L'obiettivo è quello di verificare eventuali variazioni di popolazione nel corso del progetto e studiare anche eventuali modifiche nell'uso dello spazio.

La tecnica del mappaggio presenta alcuni limiti di efficienza e replicabilità (Gregory & Greenwood 2008) che, in particolare nella sua formulazione "classica" (Marchant 1983; Bibby et al. 2000), riguardano il grande impegno nella fase di rilievo in termini di numero di uscite sul campo (Svensson 1979a; Oelke 1981) e un certo grado di soggettività nella definizione dei territori (Best 1975; Enemar et al. 1978; Svensson 1979b; Gottschalk & Huettmann 2011); in ogni caso l'impiego di risorse è sempre molto elevato nella fase di analisi ed elaborazione dei dati (Wechsler 2018). Tuttavia il mappaggio rimane in generale considerato efficace per la stima del numero di coppie nidificanti (Dowson 1981; Svensson 1981) e può essere efficacemente impiegato per studiare e valutare l'utilizzo dello spazio da parte delle specie (Bibby et al. 2000; Raman 2003), anche in ambiente di arbusteto (Pons et al. 2008).

In alcune applicazioni, come ad esempio il monitoraggio nazionale degli uccelli comuni in Svizzera, il mappaggio è utilizzato anche con un numero ridotto di uscite, che sono considerate sufficienti per una stima del numero dei territori (Schmid et al. 2001) anche se non per una loro precisa delimitazione (Wechsler 2018). In ogni caso, limitando il numero di specie da censire, come nel caso del presente lavoro, si possono ottenere risultati sufficientemente precisi anche con tre sole uscite (Gilbert et al. 2011).

Nel corso degli anni sono stati sviluppati diversi tentativi di automatizzare il processo di analisi e definizione dei territori (North 1977; Scheffer 1987; Witham & Kimball 1996; Jablonski et al. 2010), proponendo anche strumenti dedicati a specifici progetti direttamente accessibili on-line (Schmid 2008). Un algoritmo recentemente sviluppato e testato, sempre in Svizzera, sembra fornire risultati incoraggianti per diverse specie, almeno nella stima del numero di territori (Wechsler 2018). Una certa differenza dal punto di vista sia ambientale che metodologico e la necessità di tarare alcuni parametri importanti, ne ha comunque sconsigliato, almeno in questa prima fase, l'applicazione nel presente studio.

I dati per questo studio sono stati quindi raccolti ed analizzati secondo gli standard impiegati nei protocolli di monitoraggio tramite mappaggi (Marchant 1983; Bibby et al. 2000), adattando alcuni criteri al numero ridotto di repliche (Schmid et al. 2001; Gilbert et al. 2011).

I rilievi hanno interessato quattro macroaree: in due di queste i rilievi sono effettuati prevalentemente in zone interessate dagli interventi (Casacce e Cocollo, aree campione), in due in ambienti invece dove non saranno effettuati interventi (Massanera e Poggio della Regina, aree confronto). In ciascuna di queste macroaree sono state individuate le zone da mappare. Trattandosi di ambienti che possono avere, in molti casi, difficoltà di accesso e/o percorrenza, ed essendo presupposto fondamentale per il mappaggio l'effettiva copertura di un'area ben delimitata, tutte le zone da mappare sono state visitate prima dell'inizio del monitoraggio per individuare i tracciati effettivamente percorribili a piedi. I tracciati sono stati rilevati col GPS e cartografati; in tutte le uscite sono stati utilizzati soltanto i tracciati così definiti ed escluse pertanto dal monitoraggio tutte le zone che da tali tracciati non erano raggiunte. Le zone da mappare nelle macroaree confronto sono state scelte tra quelle che mostravano le caratteristiche più idonee per la magnanina comune, la specie di maggior interesse.

Sono stati individuati tre percorsi nella macroarea Massanera (figura 4), tre nella macroarea Poggio della Regina (figura 5), tutti percorsi di confronto, sei nella macroarea Cocollo (figura 6), un percorso di confronto e cinque percorsi campione, e 14 nella macroarea Casacce (figura, 7), tutti percorsi campione. I percorsi sono numerati da 01 a 26.

I rilievi sono stati eseguiti tra la fine di marzo e la metà di giugno, sempre nelle prime ore della mattina, con vento inferiore a tre nella scala Beaufort e in assenza di precipitazioni. Ciascuno dei percorsi confronto è stato ripetuto tre volte nella stagione, con una periodizzazione volta a massimizzare i rilievi dei territori di magnanina comune (Gilbert et al. 2011); ciascuno dei percorsi campione è stato ripetuto cinque volte nel corso della stagione, in modo da ottenere migliori dati per tutte le specie target e soprattutto un dettaglio spaziale maggiore dei singoli territori (Pons et al. 2008).

A causa di alcuni cambiamenti intervenuti nel progetto dopo la stagione riproduttiva 2017, il piano di campionamento originale ha subito alcune modifiche:

- nell'area del percorso 01 sono stati eliminati gli interventi originariamente previsti; il percorso è stato comunque mantenuto ed è divenuto un percorso di confronto (per uniformità con gli altri percorsi di confronto, sono state comunque considerate solo tre visite nel 2017, anche se originariamente ne erano state effettuate cinque);
- per coprire nuove aree d'intervento aggiunte dopo la stagione riproduttiva 2017, sono stati individuati tre nuovi percorsi nella macroarea delle Casacce (percorsi 23, 24 e 25) e uno nella macroarea del Cocollo (percorso 26). In questi nuovi percorsi i rilievi sono stati realizzati nel 2018; in tutte queste aree al momento dei primi rilievi non erano comunque stati realizzati interventi e solo il percorso 26 lambiva, senza attraversarla, una zona già sottoposta ad intervento.

I rilievi del 2017 e 2018 possono essere considerati quindi cumulativamente come la prima annualità di monitoraggio. Nel 2019 sono stati replicati tutti i percorsi del 2017 e 2018.



Averla piccola *Lanius collurio* (foto Lubos Houska)

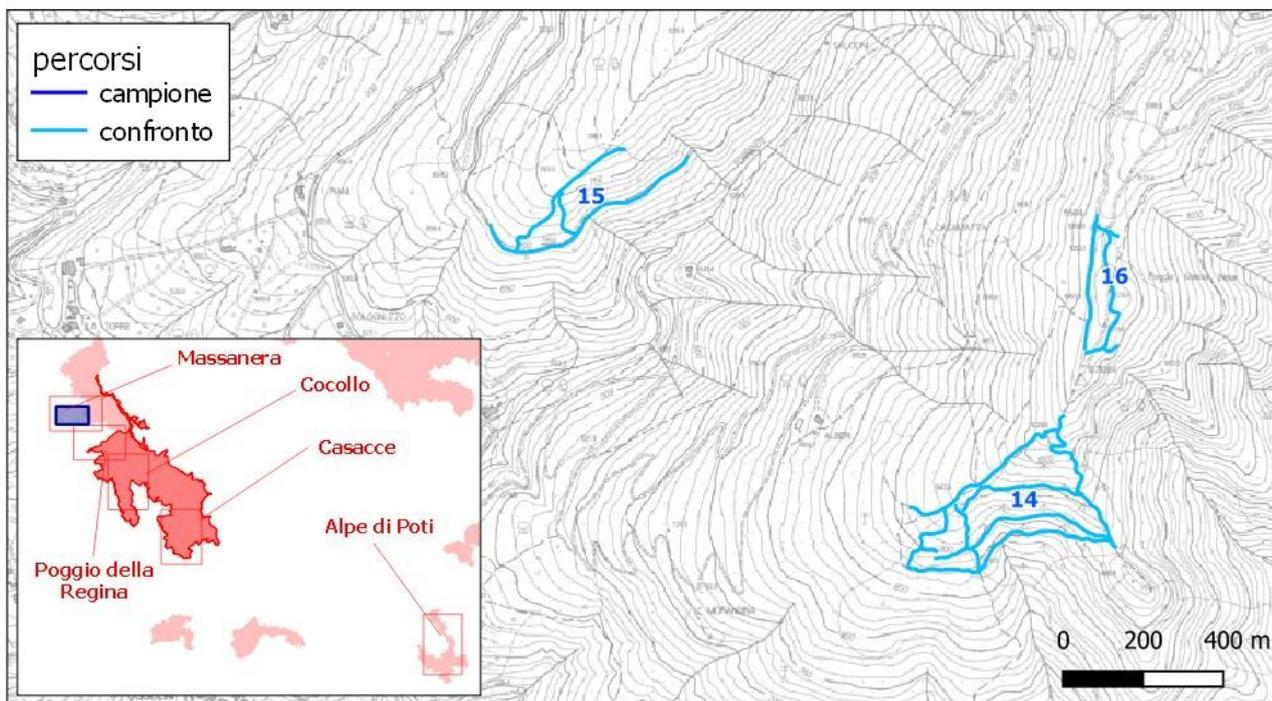


Figura 4. Percorsi per mappaggi, macroarea Massanera; ogni percorso è indicato con la sua codifica.

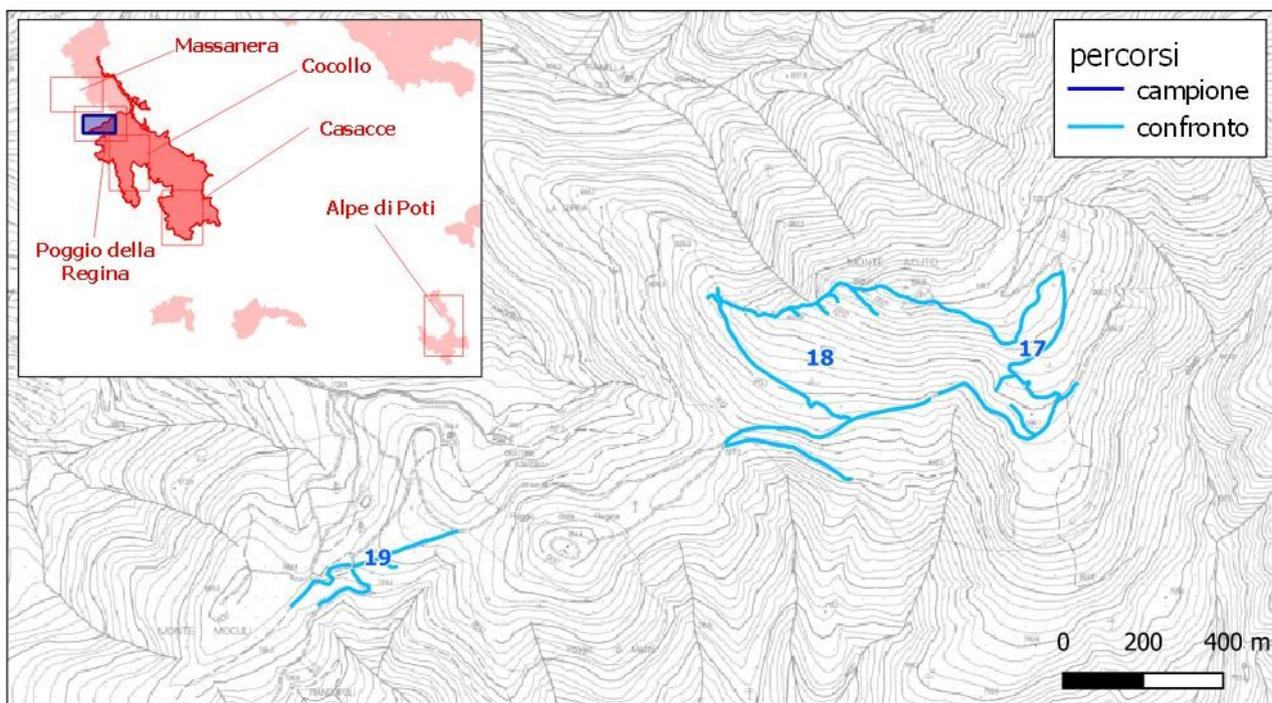


Figura 5. Percorsi per mappaggi, macroarea Poggio della Regina; ogni percorso è indicato con la sua codifica.

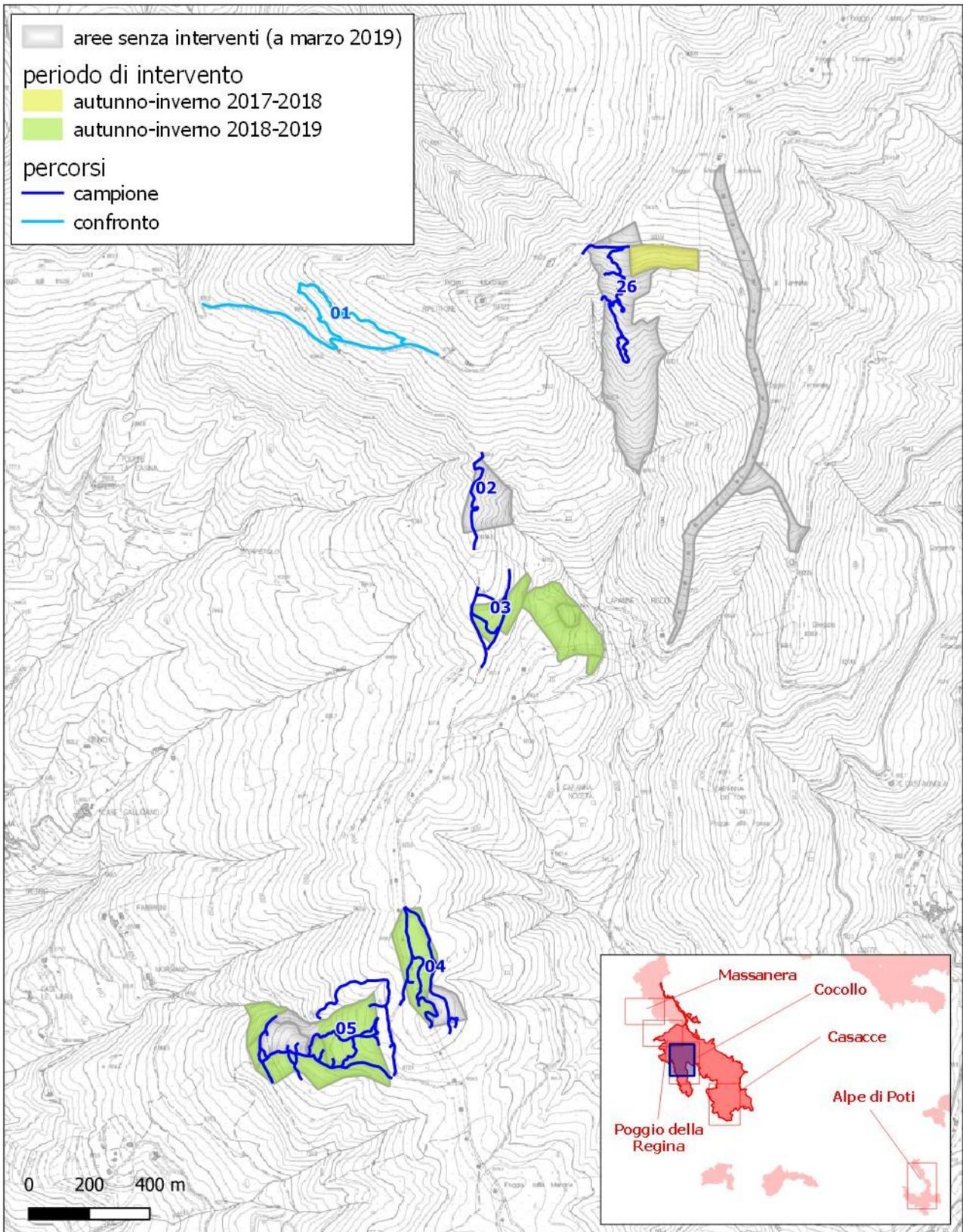


Figura 6. Percorsi per mappaggi, macroarea Coccollo; ogni percorso è indicato con la sua codifica.

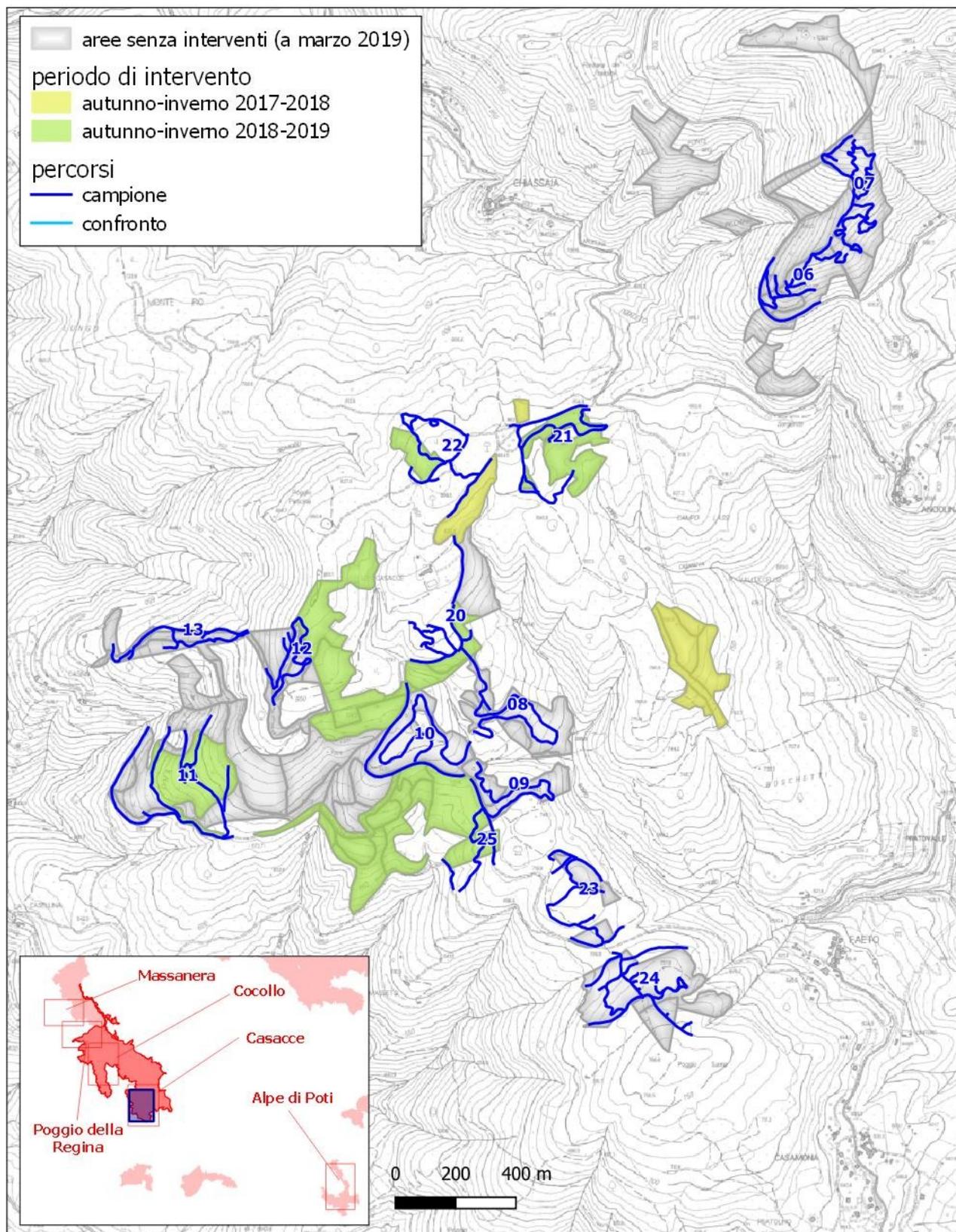


Figura 7. Percorsi per mappaggi, macroarea Casacce; ogni percorso è indicato con la sua codifica.

I rilievi sul campo sono stati eseguiti annotando per ciascun contatto, su carte di dettaglio (scala 1:1200, con base ortofoto), la specie, il numero di individui, se possibile sesso ed età, la posizione e l'attività (canto, richiamo, trasporto di materiale per la costruzione del nido, trasporto di cibo, ecc.), con particolare attenzione alle manifestazioni territoriali contemporanee o comunque alla contemporanea osservazione di coppie sicuramente diverse.

I dati raccolti sono stati archiviati in ambiente GIS ed elaborati in modo che si potessero produrre mappe analoghe a quelle utilizzate nei protocolli di mappaggio per la definizione dei territori (Marchant 1983). In sostanza per ciascuna specie e per ciascun anno di monitoraggio è stata elaborata una mappa in cui fossero evidenti:

- tutte le localizzazioni della specie, con indicate in maniera diversa le evidenze di territorialità (canto) o di riproduzione (materiale per il nido, imbeccata, *pulli*, nido) o semplice presenza (osservazione, richiami) e, quando rilevabili, sesso ed età degli individui contattati;
- gli eventuali spostamenti di uno stesso individuo;
- le contemporaneità (due maschi, o comunque due coppie, osservati insieme, due individui in canto ascoltati contemporaneamente).

Le mappe così ottenute sono state analizzate da un unico operatore, per minimizzare il possibile effetto della soggettività nell'interpretazione delle stesse. I diversi contatti sono stati raggruppati in "cluster", e individuati sulla mappa includendo le osservazioni afferenti a ciascun cluster entro un poligono (figura 8). Ogni cluster, e quindi ogni poligono, corrisponde ad un territorio (di cui il poligono comunque è solo una rappresentazione approssimativa e non ne indica i confini), secondo i criteri standard previsti per i mappaggi (Marchant 1983) con alcuni adattamenti per il ridotto numero di repliche (Schmid & Spiess 2008), utilizzati anche in censimenti per la magnanina comune (Gates 2014). In sintesi sono stati adottati i seguenti criteri:

- un poligono comprende tutti contatti riferibili ad una singola coppia; convenzionalmente i diversi poligoni non si possono sovrapporre (sebbene nella realtà siano invece possibili sovrapposizioni nelle zone di confine tra territori diversi);
- un poligono deve contenere almeno una manifestazione territoriale (canto), la presenza di coppia o una evidenza di riproduzione (nido, imbeccata). In considerazione del ridotto numero di repliche, sono stati inoltre considerati territori i poligoni con almeno due presenze in date diverse, anche in assenza di manifestazioni territoriali;
- in caso di osservazioni contemporanee, i due contatti sono sempre inclusi in poligoni diversi in caso siano entrambe riferite a comportamenti territoriali (ad esempio tipicamente due maschi in canto) o comunque non interpretabili come una sola coppia (ad esempio un maschio e una femmina da una parte e un maschio in canto da un'altra). Questo è di fatto il criterio più importante per la definizione dei territori, consentendone una individuazione

certa. Possono invece essere incluse nello stesso poligono se attribuibili entrambe ad una sola coppia (ad esempio due individui che richiamano);

- due localizzazioni certamente afferenti ad uno stesso individuo (spostamenti) sono sempre incluse nello stesso poligono.

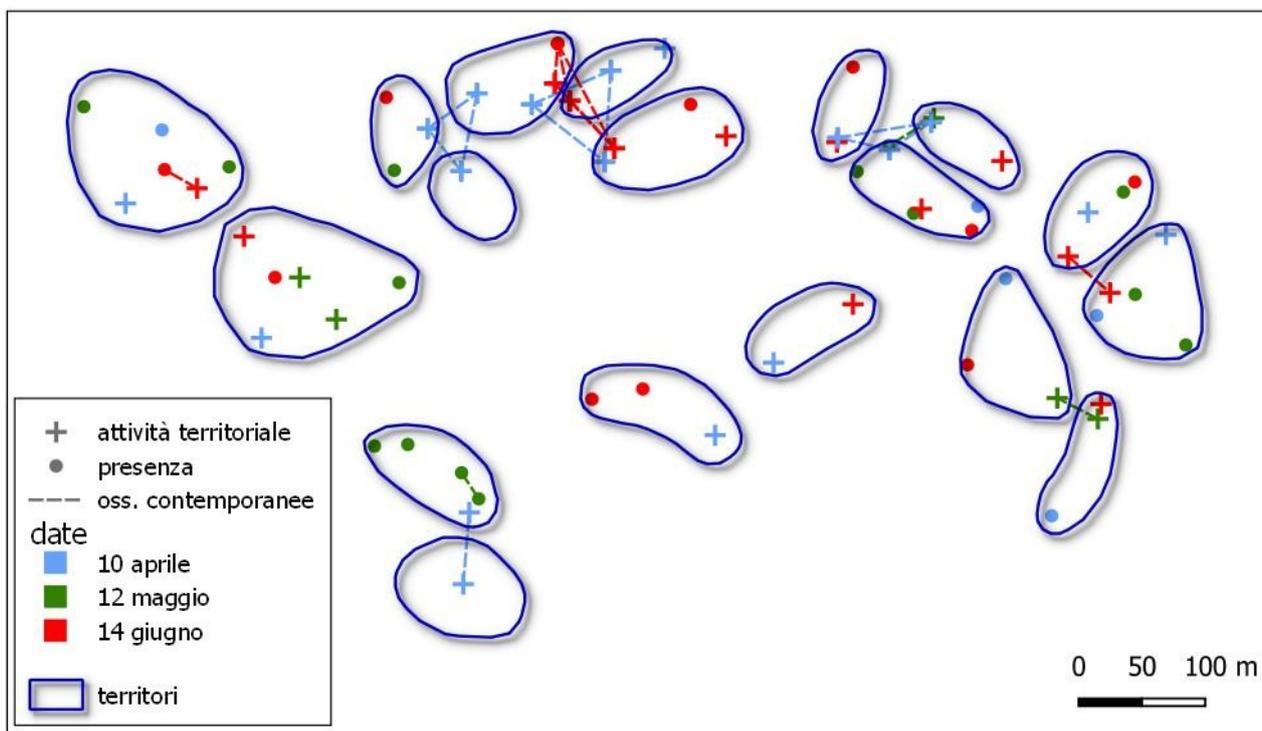


Figura 8. Esempio di definizione dei territori (magnanina comune 2017, Poggio della Regina, percorsi 17 e 18); nella figura sono riportati i dati raccolti e i poligoni che rappresentano i territori (i poligoni non sono da intendersi come la delimitazione dei territori stessi ma solo una loro rappresentazione indicativa).

Oltre a questi criteri "oggettivi", sono stati utilizzati alcuni altri criteri "ausiliari":

- in ogni poligono si è cercato di avere almeno una manifestazione territoriale per ogni replica, e, quando non possibile, almeno una presenza per ogni replica;
- si è cercato di evitare "doppi contatti" (cioè ad esempio due o più manifestazioni territoriali in una sola replica non certamente attribuiti a individui diversi) all'interno dello stesso poligono. Questo criterio è stato tuttavia utilizzato solo in combinazione e quando non in contraddizione con gli altri criteri, in particolare con l'analisi dell'arrangiamento spaziale del cluster e in relazione alle caratteristiche dell'ambiente e della specie. Molte delle specie oggetto di studio sono infatti poco visibili e rilevate principalmente tramite contatti acustici (generalmente più difficili da localizzare in maniera precisa) e l'ambiente non sempre consente una visibilità ottimale per cui è stata considerata elevata la probabilità di

"spostamenti non rilevati", in particolare per magnanina comune, sterpazzolina di Moltoni e occhiocotto);

- sulla base dei dati rilevati, abbiamo calcolato la distanza massima a cui abbiamo rilevato due contatti simultanei (che è risultata di circa 95 m per magnanina comune, sterpazzolina di Moltoni e occhiocotto, circa 170 m per saltimpalo e sterpazzola e circa 250 m per la tottavilla mentre per le altre specie i dati non sono sufficienti per una stima) che è stata indicativamente considerata come dimensione massima del territorio: ad esempio due contatti di magnanina comune se distanti 100 m non sono stati inclusi nello stesso poligono, se distanti 80 m sono stati inclusi nello stesso poligono, salvo evidenze contrarie. Sono considerate tra le evidenze contrarie anche interruzioni di habitat (ad esempio due contatti di magnanina comune distanti 80 m sono comunque stati attribuiti a due poligoni diversi se separati da una ampia superficie di bosco);
- nel caso in cui fossero possibili diverse soluzioni rispondenti ai criteri elencati, è stata prudenzialmente privilegiata quella corrispondente al numero minimo di territori;
- nel caso in cui confrontando anni diversi in una stessa area sia risultata una simile distribuzione di contatti ma una interpretazione diversa (ad esempio un anno un solo territorio che raggruppa molti contatti, un anno invece due territori essendovi gli stessi contatti ma una evidenza di territorialità contemporanea tra due di questi), l'interpretazione è stata resa congruente (cioè nel caso dell'esempio, due territori in entrambi gli anni), sempre che sia stato possibile mantenere in entrambi gli anni i criteri minimi per la definizione dei territori.

Alcuni esempi di definizione dei territori sono riportati nell'Appendice 2.

Per avere una stima delle densità, è stata calcolata la superficie dell'area di studio nelle diverse macroaree (suddivise in settori, cfr. Appendice 3). L'area è stata misurata delimitando dei poligoni che includessero tutti i dati effettivamente raccolti nel 2017-2019 (esclusi eventuali "outlayer", cioè osservazioni "molto esterne" distanti oltre 20 m dal dato più vicino). All'interno di questi poligoni è stata fatta un'analisi di uso del suolo (su base ortofoto 2016 in falsi colori), individuando le seguenti tipologie: ericeti, altri arbusteti, pascoli e coltivi, boschi di conifere, boschi di latifoglie, boschi misti, altre superfici. Ai fini del calcolo delle densità sono stati esclusi i boschi e le altre superfici; sono stati considerati boschi ai fini del presente lavoro superfici con almeno il 50% copertura arborea (piante alte più di 4 m, indipendentemente dalla specie) ed estese almeno 1000 m<sup>2</sup>; sono stati considerate interruzioni della superficie di bosco distanze di almeno 30 m.

## Risultati

### SFORZO DI CAMPIONAMENTO

Complessivamente sono stati individuati 26 percorsi per il mappaggio, ciascuno dei quali ripetuto tre volte per ciascuna annata nel caso di percorsi di confronto, cinque volte nel caso dei percorsi campione. Ogni rilievo lungo un percorso è stato fatto da un solo rilevatore; in una stessa area ma su percorsi diversi hanno operato contemporaneamente fino a tre rilevatori. In totale sono state effettuate 43 giornate/operatore nel 2017/2018 considerati cumulativamente (tabella 2), 39 giornate/operatore nel 2019 (tabella 3).

Nella tabella 4 sono riportate le superfici effettivamente indagate nelle quattro macroaree.

Tabella 2. Numero di giornate e date di rilievo per i mappaggi nella prima annata (2017-2018); è riportato, per ogni data e per ogni macroarea, il numero di rilevatori operanti.

anno	replica	data	Massanera	Poggio della Regina	Cocollo	Casacce	
2017	1	28 marzo				3	
		30 marzo			2		
		07 aprile				1	
	2	29 marzo		1			
		07 aprile					3
		08 aprile				2	
		10 aprile			1		1
	3	10 maggio		1			
		11 maggio				1	
		12 maggio					3
		13 maggio			1	1	
	4	29 maggio					3
		30 maggio				2	
	5	10 giugno		1			
		13 giugno				1	
14 giugno				1			
16 giugno						3	
17 giugno					1		
2018	1	27 marzo			1	1	
	2	14 aprile			1	1	
	3	11 maggio			1		
		12 maggio				1	
	4	28 maggio				1	
		30 maggio			1		
	5	11 giugno				1	
18 giugno				1			
<i>totale 2017-2018</i>			<i>3</i>	<i>3</i>	<i>15</i>	<i>22</i>	

Tabella 3. Numero di giornate e date di rilievo per i mappaggi nella seconda annata (2019); è riportato, per ogni data e per ogni macroarea, il numero di rilevatori operanti.

anno	replica	data	Massanera	Poggio della Regina	Cocollo	Casacce
2019	1	30 marzo				3
		01 aprile			2	
		02 aprile				1
	2	07 aprile			1	2
		08 aprile	1	1		
		09 aprile				2
		12 aprile			1	
		10 maggio				2
	3	11 maggio			2	1
		14 maggio				1
		16 maggio				1
		01 giugno			1	
		03 giugno		1		
		04 giugno	1			
	4	23 maggio				1
		28 maggio				1
		31 maggio			1	1
		01 giugno			1	1
		02 giugno				1
	5	15 giugno	1			1
		16 giugno			2	1
		17 giugno		1		2
	<i>totale 2019</i>			<i>3</i>	<i>3</i>	<i>11</i>

Tabella 4. Superfici indagate con i mappaggi nelle quattro macroaree (in ettari).

macroarea	aree aperte			totale aree aperte	boschi			totale boschi	altre sup.	totale
	ericeti	altri arbust.	aree aperte		conifere	latif.	bosco misto			
Massanera	33.7	3.4		37.1		2.8	0.2	2.9	0.4	40.4
Poggio della Regina	37.2	2.1		39.3	2.7	7.1		9.8	0.7	49.8
Cocollo	32.9	25.5		58.5	1.1	5.1	0.3	6.5	0.8	65.7
Casacce	72.2	28.4	2.0	102.5	15.3	16.7	8.1	40.0	3.9	146.5

## COMUNITÀ DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI NEGLI ARBUSTETI

I risultati generali inerenti le specie di arbusteto sono riportati nella tabella 5 e nelle figure 9, 10, 11 e 12. I risultati sono riportati in termini di numero medio di contatti per uscita quindi non sono direttamente confrontabili tra le diverse macroaree dato lo sforzo di campionamento molto diverso tra le macroaree stesse. Il confronto è invece corretto tra le due annate all'interno di ciascuna macroarea e tra le specie all'interno della stessa macroarea.

Tabella 5. Composizione delle comunità di arbusteto nelle quattro macroaree; è indicato il numero medio di contatti a uscita registrato per ciascuna macroarea; è indicata anche la lunghezza approssimativa dei percorsi nelle diverse macroaree. Le specie target del mappaggio sono riportate in grassetto.

euring	specie	macroarea							
		Massanera		Poggio della Regina		Cocollo		Casacce	
		2017	2019	2017	2019	2017/2018	2019	2017/2018	2019
		4.7 km		4.6 km		7.7 km		17.9 km	
9740	<b>Tottavilla</b>					<b>8.0</b>	<b>6.4</b>	<b>27.8</b>	<b>30.4</b>
10050	<b>Calandro</b>					<b>0.2</b>	<b>0.2</b>		
11390	Saltimpalo	11.0	13.3	3.0	1.0	10.0	9.6	9.2	8.2
12620	<b>Magnanina comune</b>	<b>39.3</b>	<b>27.3</b>	<b>22.0</b>	<b>10.3</b>	<b>20.6</b>	<b>8.6</b>	<b>20.8</b>	<b>19.6</b>
12652	Sterpazzolina di Moltoni	39.0	56.3	52.7	47.0	85.0	59.2	139.4	102.4
12670	Occhiocotto	14.0	24.3	15.0	12.7	24.6	12.8	26.2	25.4
12750	Sterpazzola	0.7	0.7	0.3	2.3	12.0	10.6	8.8	4.8
15150	<b>Averla piccola</b>					<b>2.6</b>	<b>1.8</b>	<b>0.2</b>	
16600	Fanello	1.3	0.3	1.7	1.3	13.0	8.8	15.4	21.2
18580	Zigolo nero	1.3	0.3	4.3	0.7	4.4	2.2	17.8	14.2
18600	Zigolo muciatto	3.7	3.7	4.7	1.7	5.0	3.2	4.2	4.6



Occhiocotto *Sylvia melanocephala* (foto Francesco Rossi)

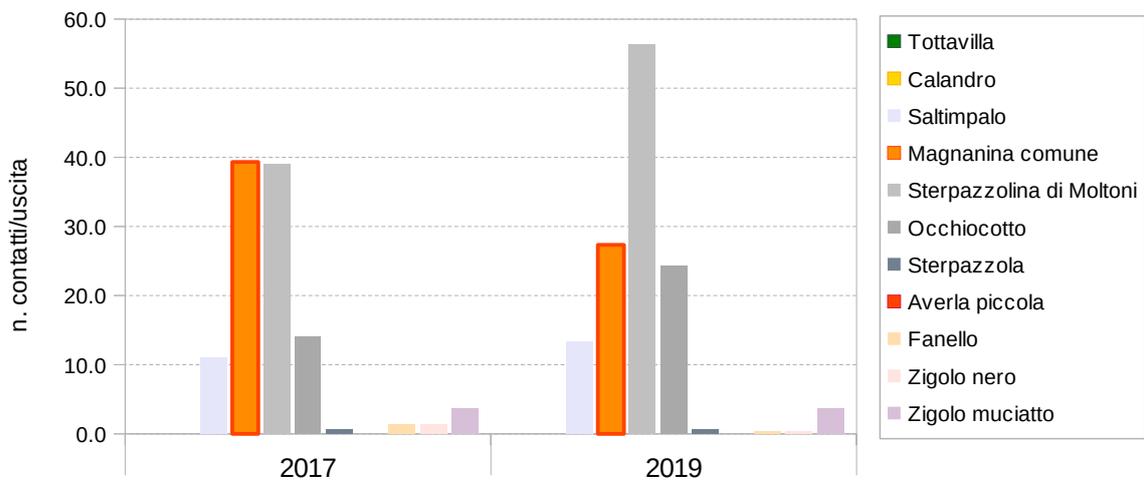


Figura 9. Numero medio di contatti ad uscita nella macroarea di Massanera.

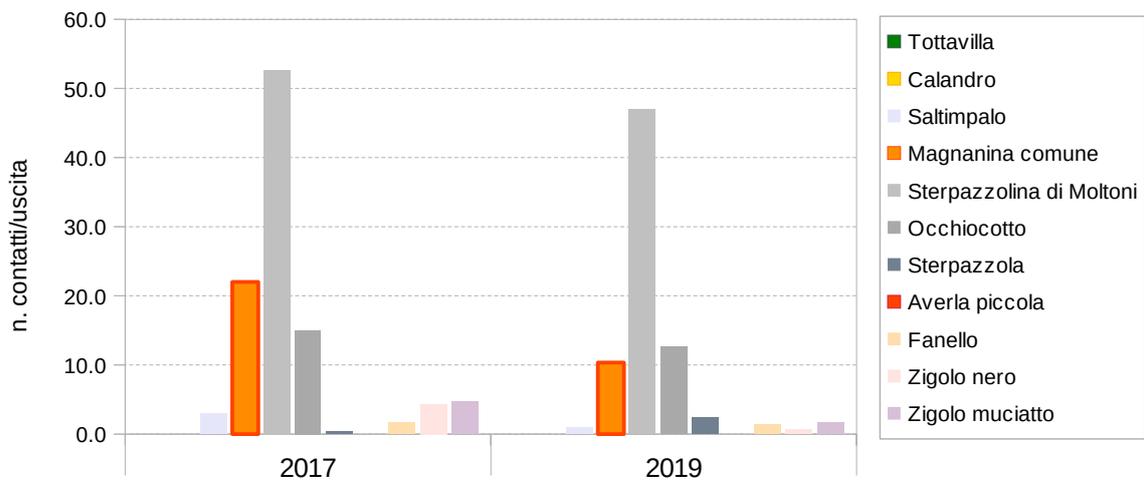


Figura 10. Numero medio di contatti ad uscita nella macroarea di Poggio della Regina.

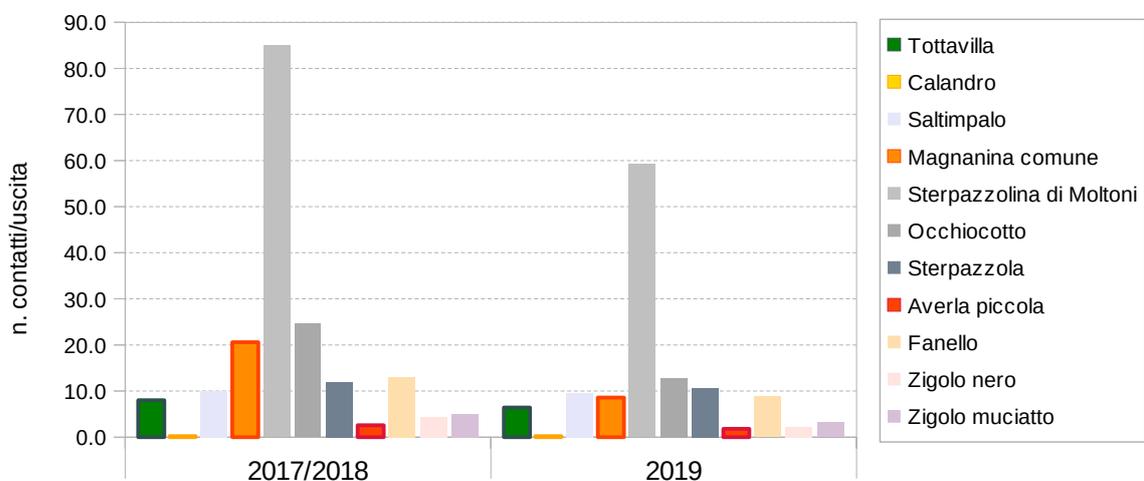


Figura 11. Numero medio di contatti ad uscita nella macroarea del Cocollo.

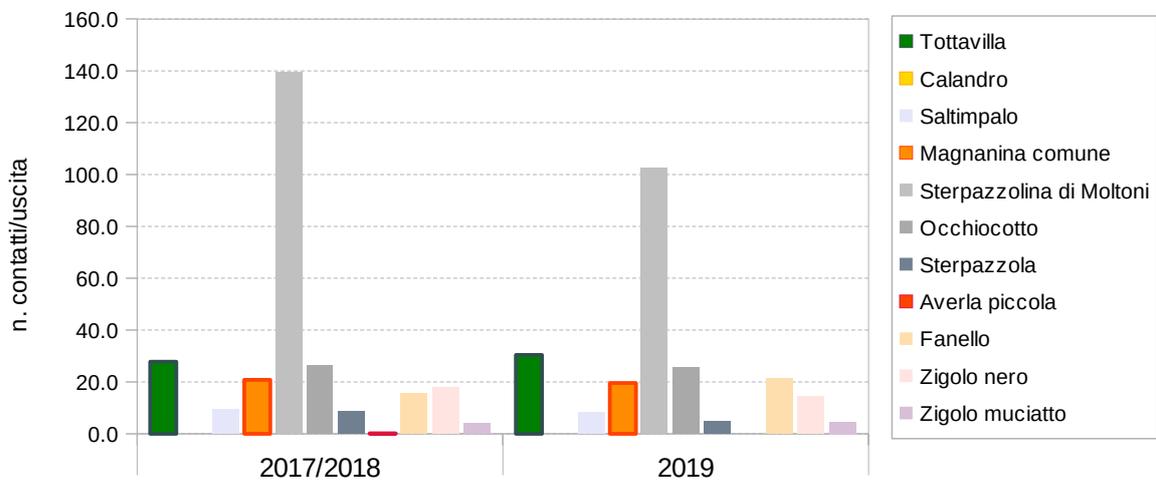


Figura 12. Numero medio di contatti ad uscita nella macroarea delle Casacce.

## TERRITORI DELLE SPECIE TARGET

L'analisi dei territori è stata realizzata, oltre che per le specie target, anche per le altre specie della tabella 5; in questa sede vengono comunque riportati soltanto i risultati relativi alle specie target. In tabella 6 è riportato il numero di territori individuati per ciascuna delle specie target separatamente per ciascuna macroarea. Limitatamente alla magnanina è inoltre riportata anche la densità stimata nelle diverse macroaree, con una suddivisione delle stesse in settori; la densità è stimata considerando tutta la superficie indagata con esclusione delle categorie boschi e altre superfici (tabella 7).

Tabella 6. Numero di territori per le specie target nelle quattro macroaree.

specie	macroarea											
	Massanera			Poggio della Regina			Cocollo			Casacce		
	2017	2019	Δ	2017	2019	Δ	2017/ 2018	2019	Δ	2017/ 2018	2019	Δ
Tottavilla							8	7	-12.5%	24	28	16.7%
Calandro								1				
Magnanina comune	37	26	-29.7%	18	12	-33.3%	26	13	-50.0%	28	29	3.6%
Averla piccola							3	3	-			



Zone decespugliate nel 2018-2019, macroarea Casacce (foto Tommaso Campedelli)

Tabella 7. Numero di territori e densità della magnanina comune nei diversi settori e nelle quattro macroaree. Le densità sono calcolate considerando tutta la superficie censita ad eccezione delle categorie "boschi" e "altre superfici".

zona/macroarea	sup. (ha)	territori (n)		densità (cp/10ha)	
		2017/2018	2019	2017/2018	2019
<i>Massanera Alta</i>	6.4	2	1	3.1	1.6
<i>Massanera Bassa</i>	11.5	5	3	4.3	2.6
<i>Massanera Versante</i>	19.2	30	22	15.6	11.4
<b>Massanera</b>	<b>37.1</b>	<b>37</b>	<b>26</b>	<b>10.0</b>	<b>7.0</b>
<i>Monte Acuto</i>	35.3	18	12	5.1	3.4
<i>Poggio della Regina Bassa</i>	4	-	-	-	-
<b>Poggio della Regina</b>	<b>39.3</b>	<b>18</b>	<b>12</b>	<b>4.6</b>	<b>3.1</b>
<i>Cocollo Alta</i>	12.5	8	1	6.4	0.8
<i>Cocollo Bassa</i>	23.8	8	7	3.4	2.9
<i>Montrago Est</i>	6.6	2	1	3.0	1.5
<i>Montrago Ovest</i>	15.5	8	4	5.1	2.6
<b>Cocollo</b>	<b>58.5</b>	<b>26</b>	<b>13</b>	<b>4.4</b>	<b>2.2</b>
<i>Anciolina</i>	12.5	3	5	2.4	4.0
<i>Casacce Alta</i>	26.4	3	1	1.1	0.4
<i>Casacce Bassa</i>	24.1	3	4	1.2	1.7
<i>Pescina</i>	21.2	10	10	4.7	4.7
<i>Poggio Sarno</i>	18.4	9	9	4.9	4.9
<b>Casacce</b>	<b>102.5</b>	<b>28</b>	<b>29</b>	<b>2.7</b>	<b>2.8</b>



Magnanina comune *Sylvia undata* (foto Davide Ambu)

## Discussione

### COMUNITÀ DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI NEGLI ARBUSTETI

La specie in assoluto più abbondante è risultata in tutte le macroaree e in entrambe le annate la sterpazzolina di Moltoni; soltanto a Massanera la magnanina comune raggiunge densità simili. Nelle macroaree del Cocollo e delle Casacce la magnanina comune, che è una specie molto esigente riguardo composizione e struttura degli arbusteti, soprattutto al margine settentrionale del suo areale (Mason 1976; Catchpole & Phillips 1992), ma anche nelle aree montane interne dell'Italia (Tellini Florenzano & Lapini 1999), è risultata complessivamente meno abbondante, oltre che della sterpazzolina di Moltoni, anche dell'occhiocotto, specie invece meno esigente (Herrando et al. 2001), che ben si adatta ad arbusteti anche con composizione e struttura molto diversa dalle brughiere, purché in aree non troppo fredde (Schaefer & Barkow 2004).

Delle altre specie target, con i rilievi standardizzati soltanto latottavilla è risultata relativamente comune nelle due aree campione (ed in particolare alle Casacce). L'averla piccola è presente sul Cocollo (sia pure con densità molto basse) mentre alle Casacce è stata rilevata in una sola occasione (nel 2017, non nidificante). Il calandro è stato rilevato con i rilievi standard solo sul Cocollo, sia nel 2017 (non nidificante) che nel 2019, in entrambi gli anni in una sola occasione. Si tratta di risultati in linea con le conoscenze su queste specie, tutte presenti nell'area del Pratomagno (Tellini Florenzano et al. 2010; Delfino & Oliva 2010), un tempo anche relativamente diffuse (Tellini & Lapini 1991), ma che hanno subito, con l'eccezione della tottavilla, una situazione sfavorevole negli ultimi decenni (Campedelli et al. 2012; Nardelli et al. 2015) che ne ha determinato una rarefazione evidente anche, ad esempio, in zone montane prossime all'area di studio (Tellini Florenzano et al. 2001; Tellini Florenzano et al. 2002; Ceccarelli & Gellini 2008).

Per la maggior parte delle specie ed in tutte le aree (fanno eccezione soltanto sterpazzolina di Moltoni e occhiocotto a Massanera tra le specie più diffuse) si è registrato un calo significativo nel 2019. Il fenomeno è molto generalizzato ed è probabilmente da attribuire alle condizioni climatiche dell'inverno 2018-2019 e soprattutto della primavera 2019 che è stata particolarmente avversa. Gli effetti del clima e degli eventi estremi sulle comunità animali e sulle popolazioni di uccelli sono del resto ampiamente riconosciuti (Jiguet et al. 2010; Jiguet et al. 2011) e appunto inverni rigidi (Dobinson & Richards 1964) o stagioni piovose (Kennedy 1970) possono avere impatti negativi notevoli. Molte delle specie censite in questo studio (ad esempio magnanina comune, occhiocotto, saltimpalo) sono notoriamente sensibili alle condizioni climatiche avverse (Tubbs 1967; Bibby & Tubbs 1975; Dhondt 1983; Bensusan 2008; Jiguet & Williamson 2013).

#### TERRITORI DELLE SPECIE TARGET

I dati sin qui raccolti non sono sufficienti per una analisi approfondita degli esiti degli interventi di decespugliamento e fuoco prescritto ma si possono comunque sottolineare diversi aspetti, sia riguardo i caratteri generali del popolamento, sia riguardo i primi effetti degli interventi.

Un primo dato che emerge riguarda la considerevole abbondanza della **magnanina comune**, soprattutto a Massanera: il valore medio per l'intera macroarea nel 2017 (10.0 cp/10ha) è in linea con quanto riscontrato nelle brughiere montane meglio conservate dell'Italia centrale (Tellini Florenzano & Lapini 1999) e sono valori di densità tra i più alti conosciuti per la specie (Cantos & Isenmann 1997; Shirihai et al. 2001). Valori elevati come quelli del singolo settore con la maggiore densità (15.6 cp/10ha nel 2017, 11.4 cp/10ha nel 2017) sono riportati solo per alcuni arbusteti a prevalenza di ericaeae in Catalogna nelle fasi post incendio (Pons 2004; Pons et al. 2008). Anche nelle altre macroaree le densità, almeno nella maggior parte dei settori, sono comunque elevate, superiori ad esempio a quelle degli habitat ottimali nelle isole britanniche (Bibby & Tubbs 1975) dove peraltro nella maggior parte dei casi le densità sono inferiori, spesso anche di molto, a 2 cp/10ha (Clark & Eyre 2012; Gates 2014) o alle densità riscontrate nella maggior parte della Penisola iberica (Ramos Encalado & Pumariño 2003) e sono paragonabili con i valori più elevati registrati in Francia (Bost 1995; Flitti 2015). Si può confermare dunque l'elevata idoneità delle brughiere montane del Pratomagno per la magnanina comune, in particolare quelle con adeguate caratteristiche strutturali; le densità inferiori nelle macroaree del Cocollo e delle Casacce si spiegano con le differenti caratteristiche strutturali degli arbusteti, mediamente più evoluti e in parte con composizione arbustiva anche differente (*Cytisus scoparius*, *Ulex europaeus*, rosacee) oltre che, per la macroarea delle Casacce, con la quota, in media leggermente inferiore a quella ideale per la specie nelle aree appenniniche interne (Tellini Florenzano & Lapini 1999).

Un secondo aspetto, sempre in riferimento alla **magnanina comune**, riguarda le differenze tra il 2017/2018 e il 2019: in tutte le macroaree la specie ha registrato un calo molto vistoso, ad eccezione delle Casacce (dove è sostanzialmente risultata stabile). Come già discusso nel paragrafo precedente, si tratta di un fenomeno generale, che coinvolge anche diverse altre specie e la cui causa è probabilmente da ricercare nell'andamento climatico stagionale. La magnanina comune è notoriamente sensibile alle condizioni climatiche ed in particolare agli inverni rigidi che possono causare forti oscillazioni nelle popolazioni (Bibby & Tubbs 1975; Wotton et al. 2009) o addirittura la totale scomparsa da alcune aree (Jiguet & Williamson 2013) come è accaduto in anni passati anche in zone prossime all'area di studio (Tellini Florenzano & Lapini 1999). Nel caso specifico potrebbero però avere avuto un effetto determinante le cattive condizioni della primavera 2019 ed è probabile che gli effetti siano stati maggiori alle quote più alte: nella macroarea delle Casacce infatti, le cui quote sono mediamente più basse rispetto alle altre macroaree, non sono state registrate diminuzioni comparabili.

Nella dinamica nell'area del Cocollo è da considerare anche ad un altro fattore, cioè gli interventi del progetto, che hanno interessato, nell'autunno - inverno 2018-2019 delle superfici abbastanza estese (figura 2). Alcuni dei territori che gravavano su queste aree non sono stati rilevati nella primavera 2019 (in particolare nella parte alta, figura 13), mentre per altri (nella parte bassa) si è osservato un riarrangiamento spaziale ma non una diminuzione significativa (figura 14). Anche nella macroarea delle Casacce gli interventi hanno interessato superfici estese (figura 3) ed in effetti hanno causato anche qui la scomparsa (o lo spostamento in aree non monitorate) di 4-5 territori mentre in altri casi si è assistito anche qui ad un riarrangiamento spaziale. Nel complesso comunque questo effetto è stato bilanciato dalla comparsa di alcuni nuovi territori in ericeti che nel 2019 hanno raggiunto l'età di 3 anni (figure 15 e 16).

Al netto dunque degli effetti delle avverse condizioni atmosferiche della primavera 2019, almeno alle quote elevate, si può osservare da questi primi dati come gli arbusteti dopo gli interventi diventino, com'era del resto atteso, inadatti per la specie (i territori scompaiono e/o tendono a spostarsi verso aree in cui non sono stati effettuati interventi) e come, di contro, questa possa ricolonizzare gli arbusteti già a partire da 3 anni di età. La magnanina comune è normalmente in grado di reagire ai disturbi, ricolonizzando abbastanza velocemente le aree abbandonate, non appena le condizioni ritornano accettabili; molti studi hanno dimostrato ad esempio la capacità di ricolonizzare le aree percorse da incendio (Herrando et al. 2001), addirittura raggiungendo, nelle località più favorevoli, le densità più elevate dopo solo quattro anni (Pons et al. 2008; Pons et al. 2012) anche se in ambienti meno adatti il recupero può essere anche molto più lento (Pons & Clavero 2010). In una zona ora compresa nella macroarea delle Casacce, in seguito ad interventi piuttosto estesi di riapertura dei pascoli che avevano comportato la rimozione di buona parte della copertura arbustiva alcuni anni or sono, la magnanina comune era rimasta comunque discretamente diffusa (Campedelli et al. 2007).



Magnanina comune *Sylvia undata* (foto Pasquale Sannino)

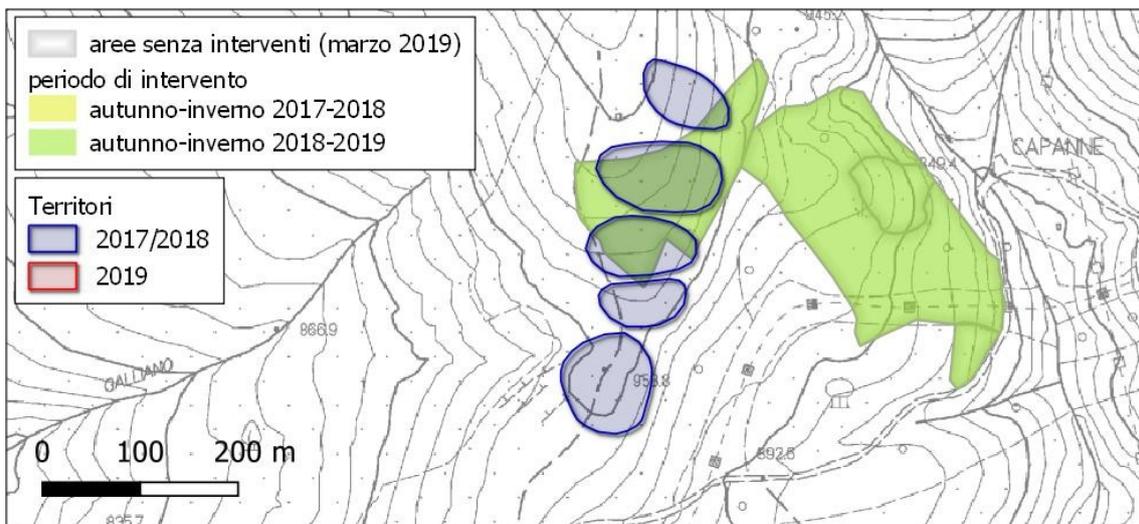


Figura 13. Territori di magnanina comune nella macroarea del Cocollo, parte alta. I territori rilevati nel 2017, interni o prossimi ad aree decespugliate, nel 2019 non sono confermati.

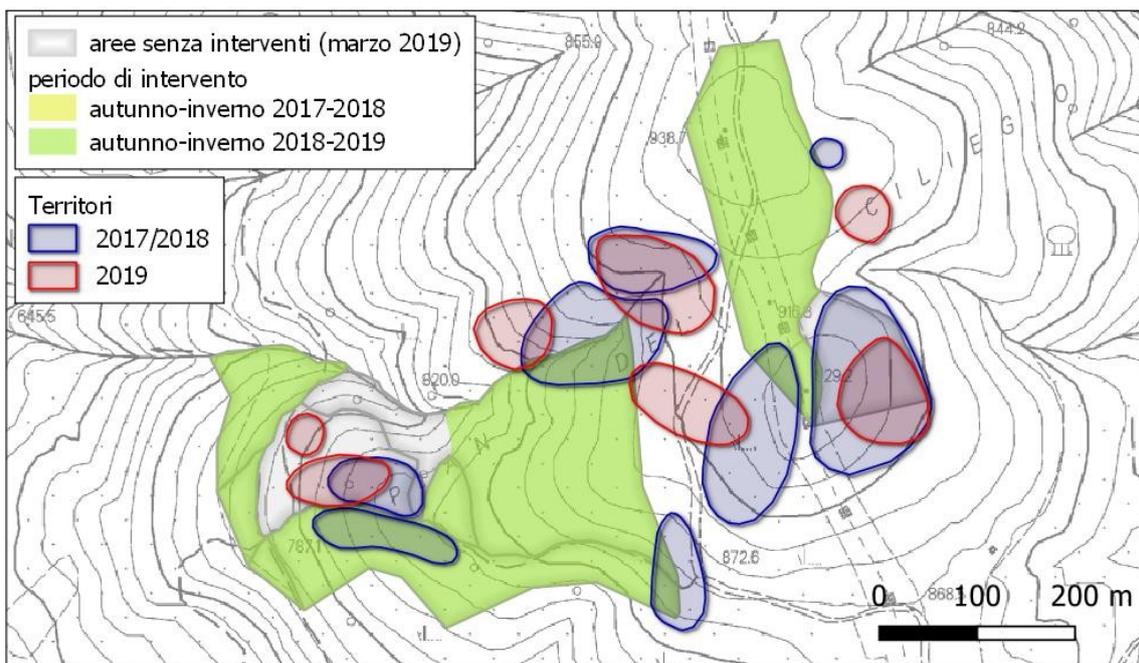


Figura 14. Territori di magnanina comune nella macroarea del Cocollo, parte bassa. I territori rilevati nel 2017 sono sostanzialmente confermati nel 2019, ma con un diverso arrangiamento spaziale rispetto alle aree nel frattempo decespugliate o bruciate.

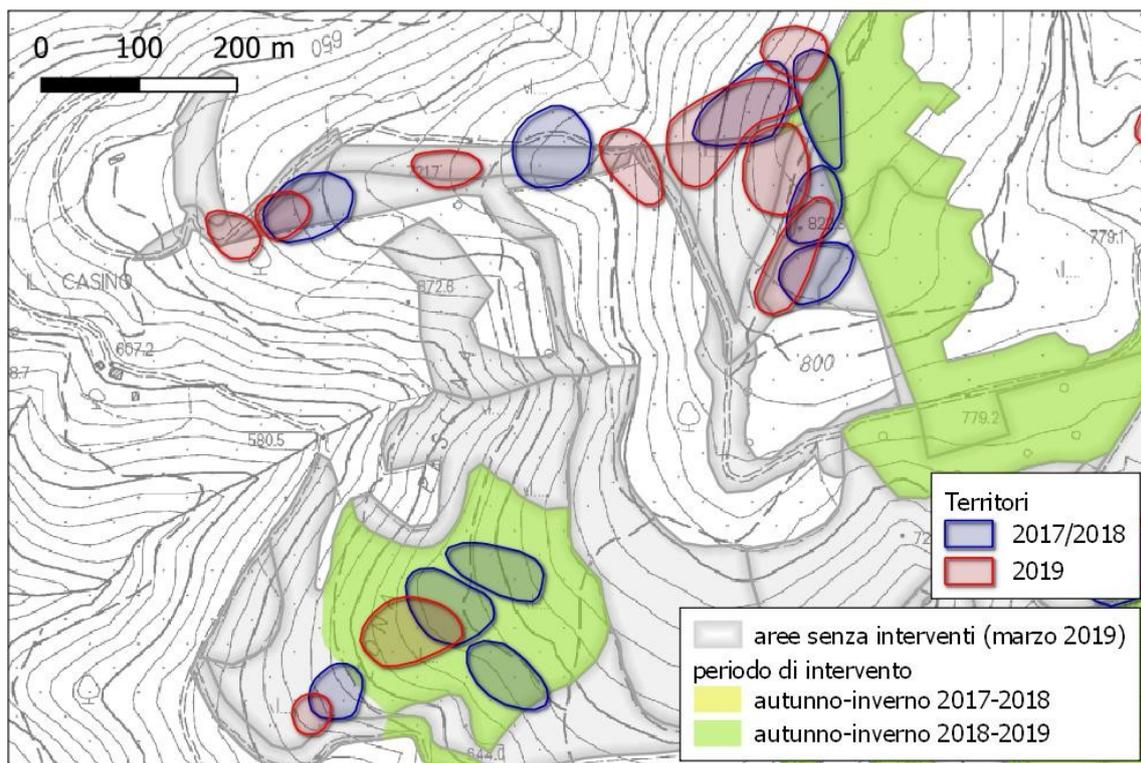


Figura 15. Territori di magnanina comune nella macroarea delle Casacce. Nella parte meridionale due territori nel 2017 interni ad aree poi decespugliate non confermati nel 2019; a nord est est i territori sono confermati, in apparenza leggermente spostati; a nord ovest due nuovi territori nel 2019 (in ericeti di 3 anni).

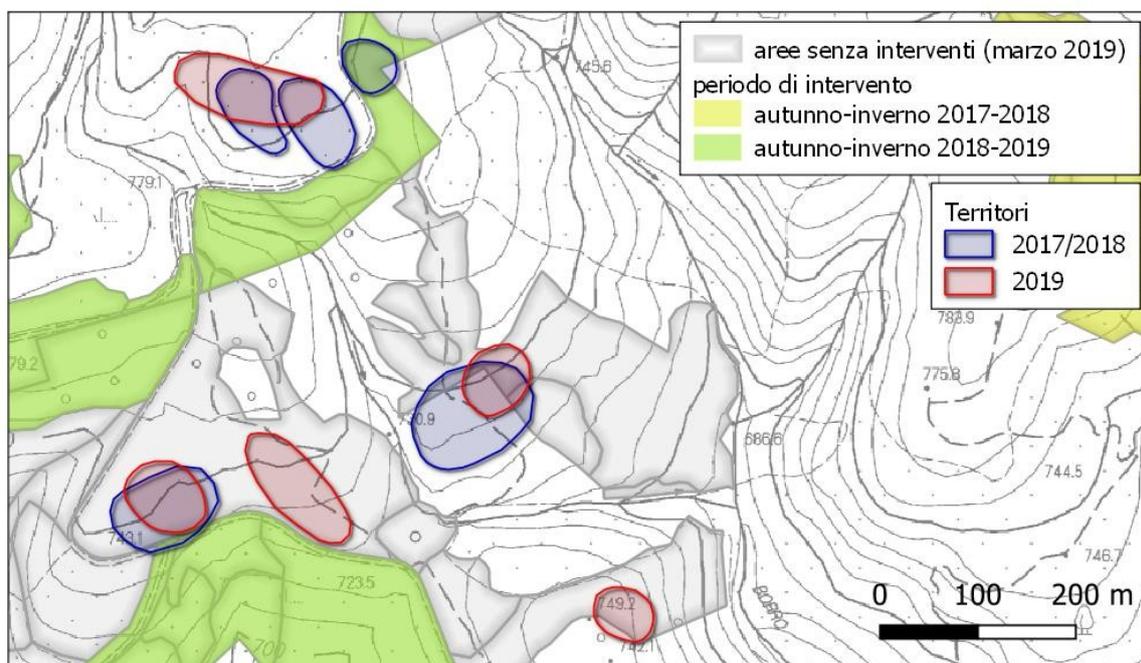


Figura 16. Territori di magnanina comune nella macroarea delle Casacce. Nella parte settentrionale due territori nel 2017 interni o prossimi ad aree poi decespugliate non confermati nel 2019; nella parte meridionale due nuovi territori nel 2019 (in ericeti di 3 anni).

Per quanto riguarda la **tottavilla** il numero di coppie è nel complesso abbastanza ridotto a causa probabilmente della copertura arbustiva che, in larga parte delle aree monitorate, è eccessiva rispetto alle esigenze della specie (Sposimo & Tellini 1988; Sitters et al. 1996). La zona rimane molto idonea per la specie se considerata a scala media (Tellini Florenzano et al. 2010) o vasta (Londi et al. 2009), ed in particolare nella macroarea delle Casacce, la diversità è più elevata e l'ambiente quindi più favorevole alla tottavilla (Sirami et al. 2011).

Nel confronto tra il 2017/2018 e il 2019, la situazione è di un leggero decremento nella macroarea del Cocollo e di un leggero aumento nella macroarea delle Casacce; rispetto agli interventi, sul Cocollo la specie è sostanzialmente rimasta in tutte le aree dove sono stati realizzati decespugliamenti; un nuovo territorio è stato rilevato nel 2019 in una zona sottoposta a fuoco prescritto nella stagione precedente (figura 17) e un territorio rilevato sia nel 2018 che nel 2019, include comunque buona parte di un'area sottoposta a fuoco prescritto nel 2017; del resto la specie è in grado di utilizzare normalmente le aree incendiate, anche poco tempo dopo il passaggio del fuoco (Sposimo 1988; Pons & Prodon 1996; Pons 1998). Nella macroarea delle Casacce, nelle aree in cui sono stati realizzati interventi si è assistito ad un aumento del numero di territori o ad una conferma o riorganizzazione spaziale degli stessi; in ogni caso buona parte delle superfici monitorate in cui sono stati realizzati interventi, è inclusa nel territorio di una coppia (figura 18). Il dato conferma anche in questo caso la propensione della specie a colonizzare ambienti immediatamente dopo il disturbo (ad esempio dopo gli incendi, Sposimo 1988; Pons 1998; Pons & Clavero 2010) ed in particolare subito dopo interventi di decespugliamento, come accaduto proprio sul Pratomagno, sia in aree sommitali (Tellini Florenzano et al. 2005; Campedelli et al. 2016) sia in zone di versante, prossime a quelle del progetto Granatha (Campedelli et al. 2007).



Tottavilla *Lullula arborea* (foto Ján Svetlík)

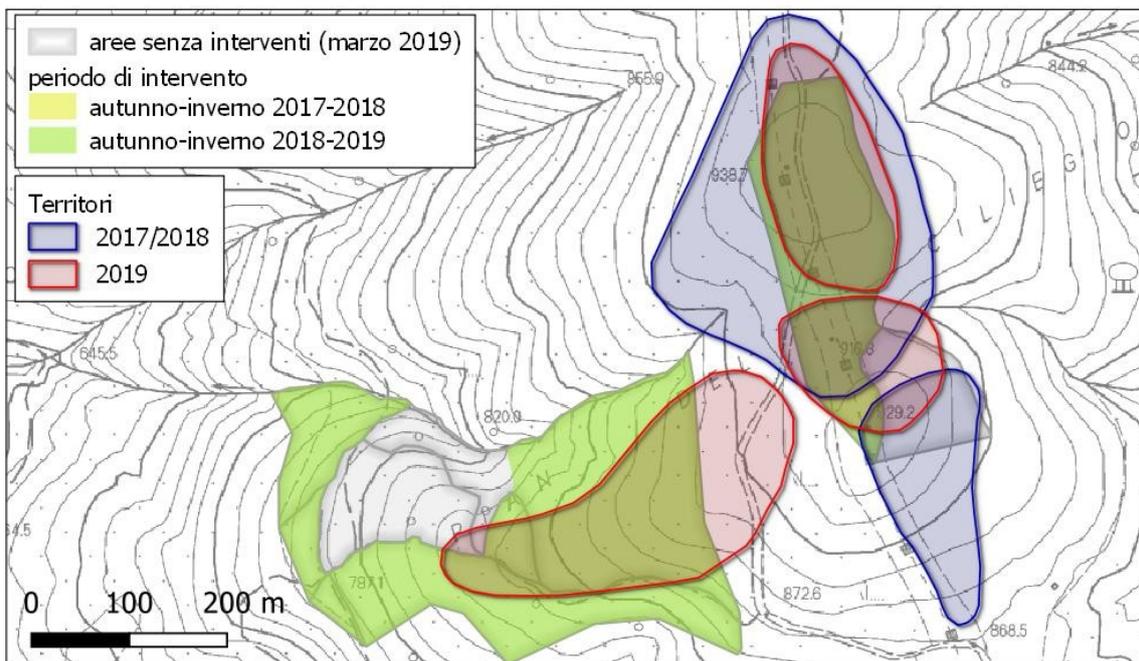


Figura 17. Territori di tottavilla nella macroarea del Coccollo. Un territorio nel 2019 non presente nel 2017 in una zona sottoposta nel frattempo a fuoco prescritto; due territori presenti nel 2017 confermati nel 2019.

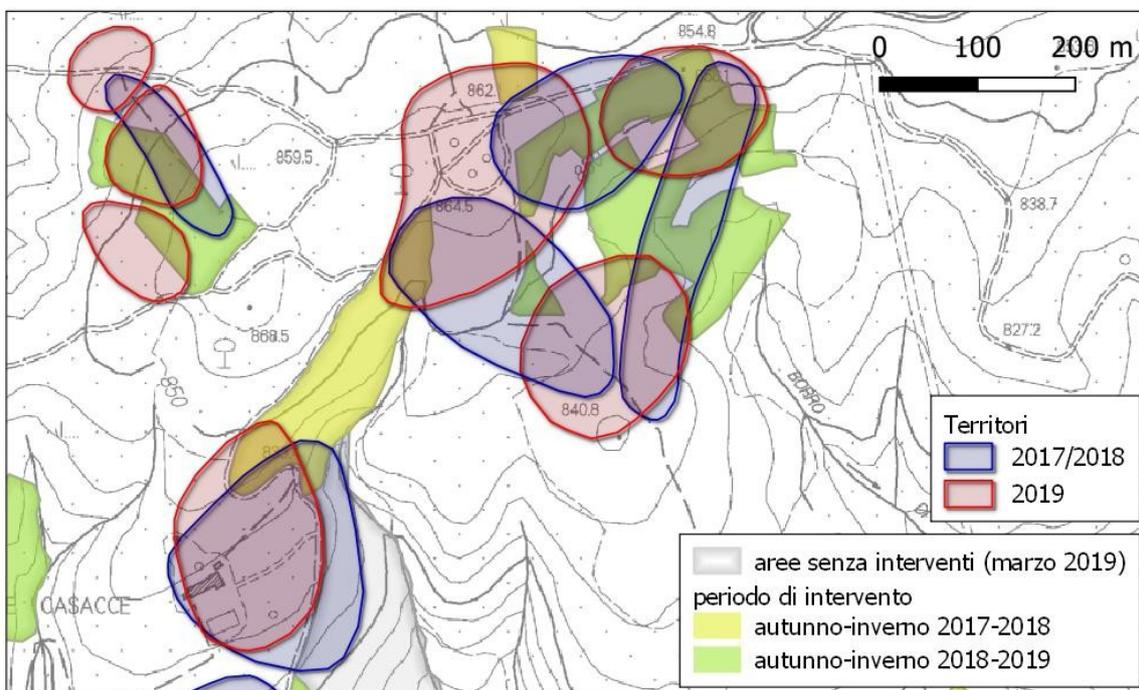


Figura 18. Territori di tottavilla nella macroarea delle Casacce. A nord ovest in un area decespugliata un territorio nel 2017, tre nel 2019 in una zona nel frattempo decespugliata; nel resto dell'area i territori del 2017 confermati nel 2019 in zone nel frattempo decespugliate.

Per quanto riguarda il **calandro** nel 2019 è stato rilevato un territorio nella macroarea del Cocollo (nel 2017/2018 la specie era stata osservata ma non vi aveva certamente nidificato) proprio in un'area in cui erano stati realizzati gli interventi l'anno precedente (figura 19). Un ulteriore probabile territorio è presente nella macroarea delle Casacce, anche questo in un'area in cui erano stati effettuati interventi l'anno precedente (che però non rientra tra quelle monitorate). Sebbene si tratti soltanto di un caso certo (e uno probabile) si tratta anche per questa specie della conferma della capacità di colonizzare ambienti idonei immediatamente dopo un disturbo (Sposimo 1988; Pons & Prodon 1996; Pons 1998). Si può ricordare a questo proposito, come sul Cocollo sono stati rilevati nel 2019, anche due territori di allodola *Alauda arvensis*, nelle aree dove sono stati eseguiti interventi e dove, negli anni precedenti, la specie era completamente assente.

L'**averla piccola** è risultata presente soltanto nella macroarea del Cocollo sia nel 2017/2018 che nel 2019, sempre con tre territori (due dei quali interessano almeno in parte aree in cui sono stati realizzati interventi).

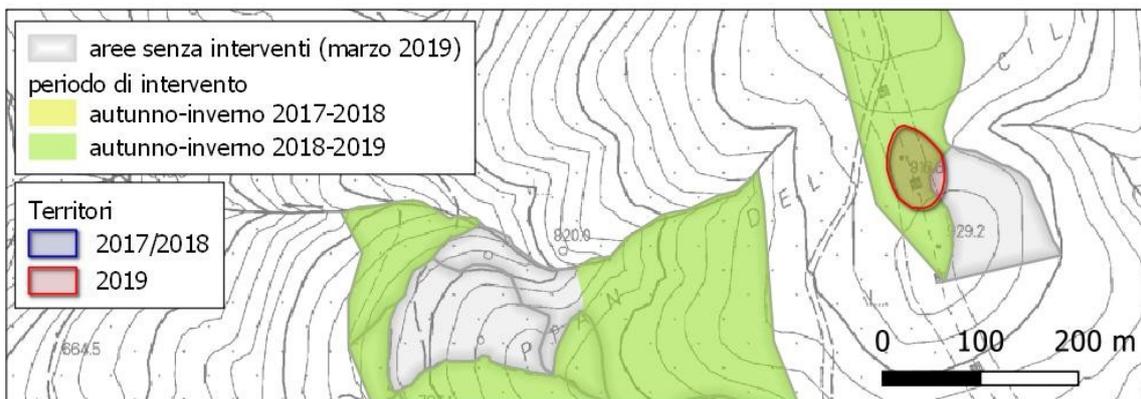


Figura 19. Territorio di calandro nella macroarea del Cocollo. Nuovo territorio rilevato nel 2019 in una zona precedentemente decespugliata.



Calandro *Anthus campestris* (foto Dûrzan Cîrano)

## Conclusioni

Si possono evidenziare in conclusione i seguenti punti:

- il metodo di censimento è risultato efficace nel rilevare e definire i territori di magnanina comune e tottavilla che sono relativamente diffuse ed è stato in grado di rilevare anche calandro e averla piccola che sono invece molto localizzati;
- la magnanina comune è risultata diffusa in tutte le aree e presente con densità molto elevate a Massanera, relativamente elevate anche in alcuni settori delle altre macroaree;
- nel 2019 la magnanina comune è stata molto meno abbondante rispetto al 2017/2018 (diminuzioni del 30-50%) ovunque tranne che nella macroarea delle Casacce (dove è sostanzialmente stabile); il motivo è probabilmente da ricercarsi, almeno in buona parte, nelle cattive condizioni climatiche registratesi nella primavera 2019;
- le aree soggette ad interventi sono sostanzialmente abbandonate dalla magnanina comune i cui territori scompaiono dalle suddette aree (a volte spostati in aree vicine non soggette ad interventi, altre non rilevati del tutto). Nella macroarea delle Casacce, nel 2019 la magnanina comune si è insediata in almeno quattro territori nuovi, in aree in cui gli arbusteti avevano tre anni;
- la tottavilla è risultata presente nelle macroaree del Cocollo e delle Casacce, dove è relativamente diffusa;
- la tottavilla è risultata nel sostanzialmente stabile tra il 2017/2018 e il 2019;
- la tottavilla risulta frequentare praticamente tutte le aree in cui sono stati effettuati interventi, fin dal primo anno successivo agli stessi; in alcuni casi dopo gli interventi si assistito ad un aumento del numero di territori;
- il calandro, assente nel 2017/2018, è risultato presente nel 2019 con un territorio nella macroarea del Cocollo, in un area in cui erano stati effettuati decespugliamenti l'anno precedente; anche nella macroarea delle Casacce si è assistito all'insediamento di un territorio di calandro al margine di una zona soggetta ad interventi (ma non inclusa nei monitoraggi standard);
- l'averla piccola è risultata presente solo nella macroarea del Cocollo, con tre coppie sia nel 2017/2018 che nel 2019.

## Monitoraggio dei rapaci diurni

### Materiali e metodi

I rilievi per i rapaci diurni si sono svolti in cinque macroaree: due interessate dagli interventi (Casacce e Cocollo), che sono le **aree campione** e tre utilizzate come testimone (Massanera, Poggio della Regina e Alpe di Poti), che sono quindi le **aree di confronto**.

La metodologia utilizzata è quella dell'osservazione da punti fissi favorevoli (Hardey et al. 2013) ovvero, da punti che garantiscono la più ampia visuale possibile sulle aree di indagine. Complessivamente sono stati individuati 22 punti di osservazione, di cui 12 nelle due macroaree interessate dagli interventi (punti campione), rispettivamente cinque nella macroarea delle Casacce e sette in quella del Cocollo, e 10 nelle macroaree di confronto (punti confronto), tre a Massanera, tre a Poggio alla Regina e quattro all'Alpe di Poti. I punti di osservazione sono stati individuati a seguito di specifici sopralluoghi, in corrispondenza di postazioni panoramiche, elevate o dalle quali risultava comunque visibile la maggior parte dell'area di studio (figure 20, 21, 22, 23 e 24). Alcuni dati sono stati raccolti anche durante gli spostamenti tra punti fissi.

I rilievi, effettuati utilizzando binocoli 10x e cannocchiali 50x o 60x; sono stati condotti lungo tutto l'arco della giornata (indicativamente dalle 8:00 alle 20:00) nel periodo compreso tra fine aprile e fine luglio. I rilievi sono stati realizzati negli anni 2017 e 2019, le ore di osservazione sono state distribuite in 48 giornate nel 2017, in 43 nel 2019.

Tutte le osservazioni sono state localizzate sul campo su una mappa (ortofoto+CTR), e riportate su un'apposita scheda indicando per ciascun contatto, oltre alla specie e al numero di individui, l'attività (spostamento, caccia, volo territoriale, termica, individuo posato), codificata a seconda del comportamento delle singole specie, l'orario dell'osservazione e l'altezza di volo, stimata attribuendo ciascun contatto a una o più fasce di altezza secondo il seguente schema: (A) 0-10 m; (B) 10-100 m; (C) oltre 100 m (Band et al. 2007).

Uno degli scopi del monitoraggio è quello di registrare eventuali variazioni nella frequentazione dell'area, che è uno dei metodi utilizzabili per valutare l'effetto degli interventi sul popolamento di rapaci. Allo scopo quindi di ottenere un indice appunto di frequentazione, abbiamo registrato tutti i contatti anche nel caso fossero riconducibili ad uno stesso individuo (cosa peraltro difficilmente verificabile), ad eccezione di osservazioni prolungate di individui intenti nella stessa attività nello stesso posto. In questi casi i contatti sono stati registrati a intervalli di un'ora.

Il periodo scelto per i rilievi è stato individuato con l'obiettivo di massimizzare la possibilità di raccogliere dati sulle specie target nel periodo di nidificazione, sulla base delle conoscenze generali disponibili (Hardey et al. 2013) e della fenologia conosciuta per ciascuna specie, con particolare riferimento alla Penisola italiana (Brichetti & Fracasso 2013; Cauli & Genero 2017; Brichetti & Fracasso 2018). Il periodo scelto si sovrappone inevitabilmente, almeno per alcune specie, al periodo della migrazione. Per quelle specie presenti in questi ambienti solo durante il periodo

migratorio (es. falco di palude), il problema evidentemente non sussiste; diverso è invece il caso di quelle specie che nidificano nell'area ma che possono essere anche osservate durante la migrazione; tra le specie target ad esempio, è il caso di albanella minore e falco pecchiaiolo mentre per il biancone il problema è meno importante essendo il periodo di migrazione di fatto non sovrapposto a quello dei rilievi (Clarke 1996; Agostini et al. 2002; Baghino & Premuda 2007; Giraudo 2007; Baghino et al. 2009; Trierweiler & Koks 2009; Premuda 2010; Premuda et al. 2015). In questi casi abbiamo cercato di distinguere i contatti tra individui migratori e individui locali: sono stati considerati migratori quegli uccelli che hanno mostrato un tipico comportamento migratorio, che sono stati osservati giungere da lontano dalle direzioni di arrivo previste e seguiti nel loro tragitto per diversi chilometri (Dunn et al. 2008).



Panoramica della macroarea del Cocollo, prima degli interventi (foto Antonio Gabellini)

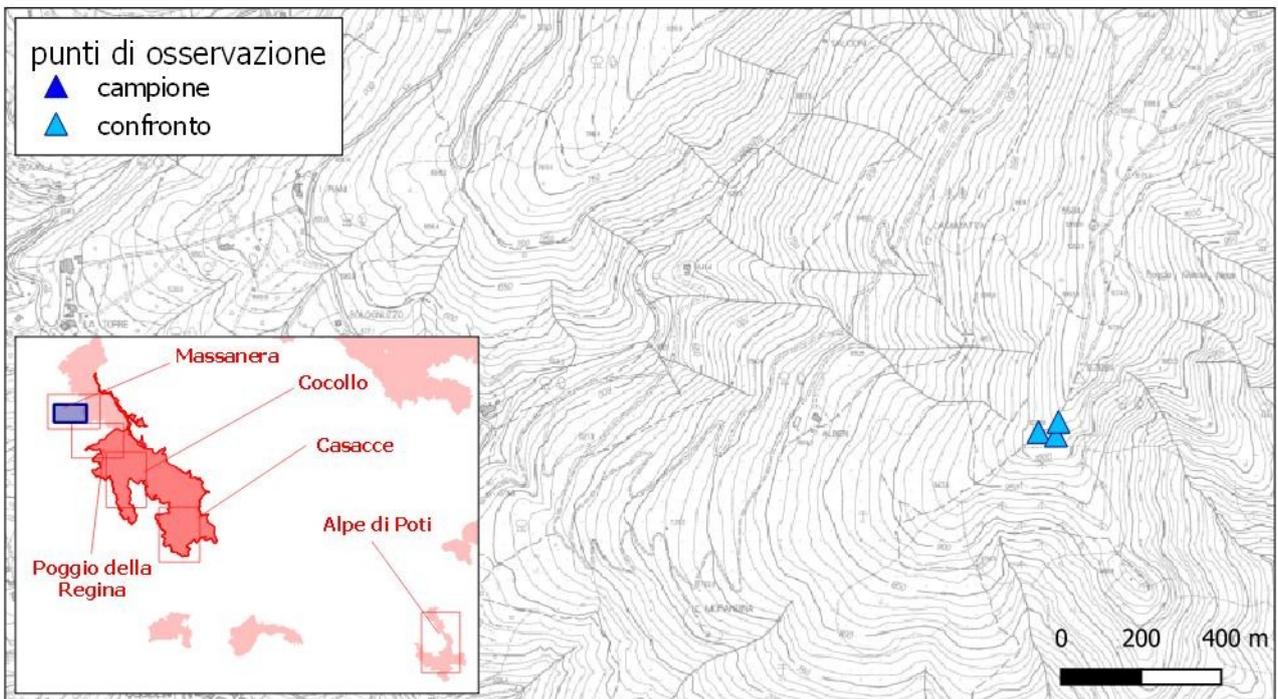


Figura 20. Punti di osservazione per i rapaci, macroarea Massanera.

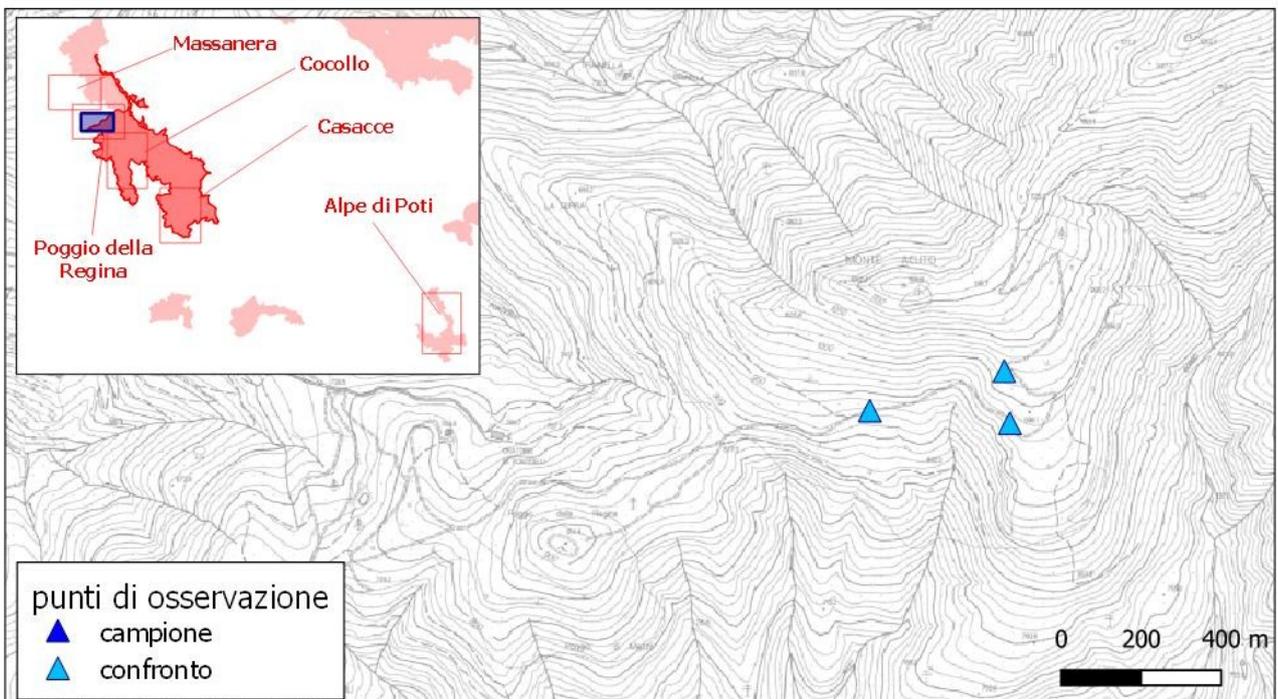


Figura 21. Punti di osservazione per i rapaci, macroarea Poggio della Regina.

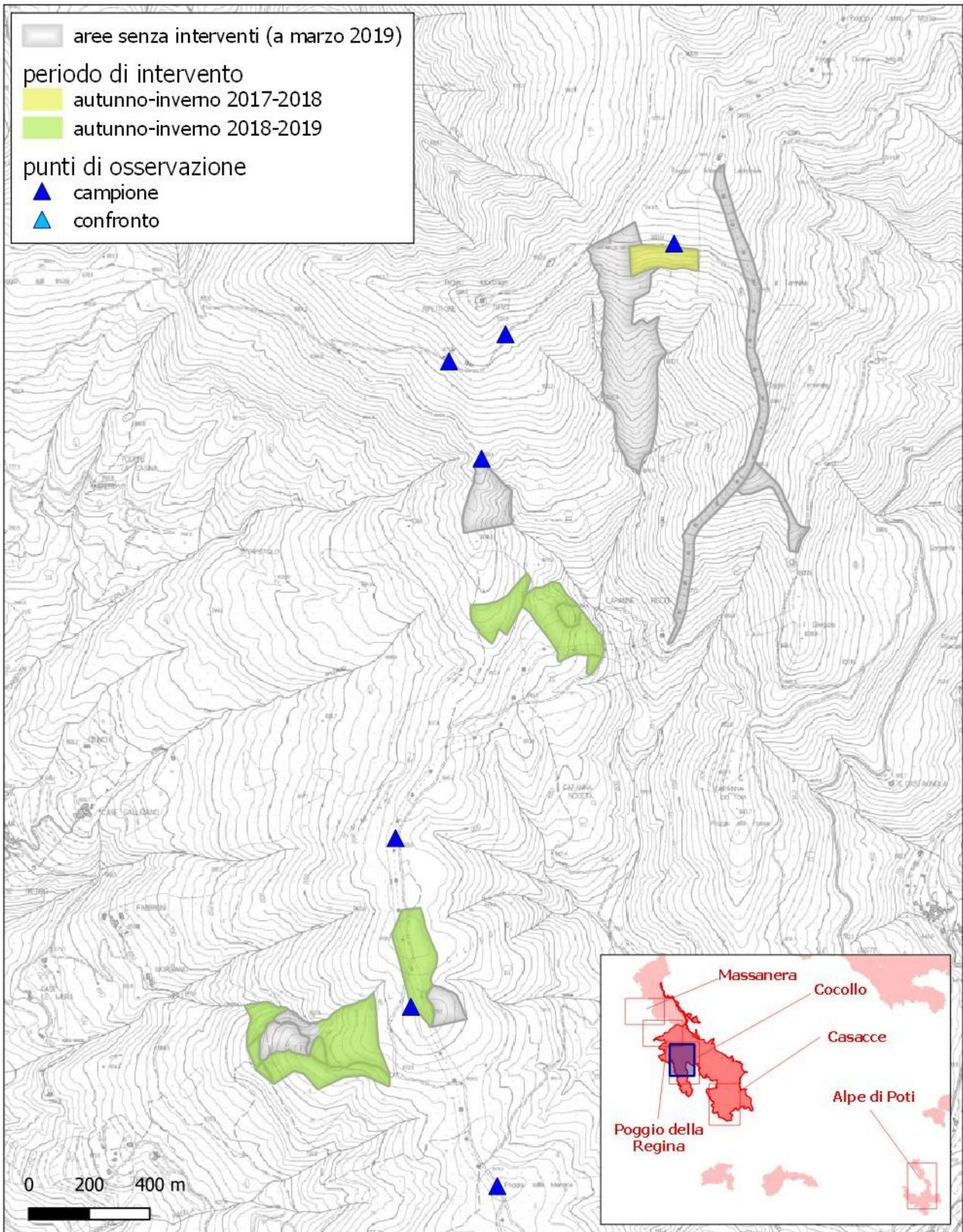


Figura 22. Punti di osservazione per i rapaci, macroarea Coccollo.

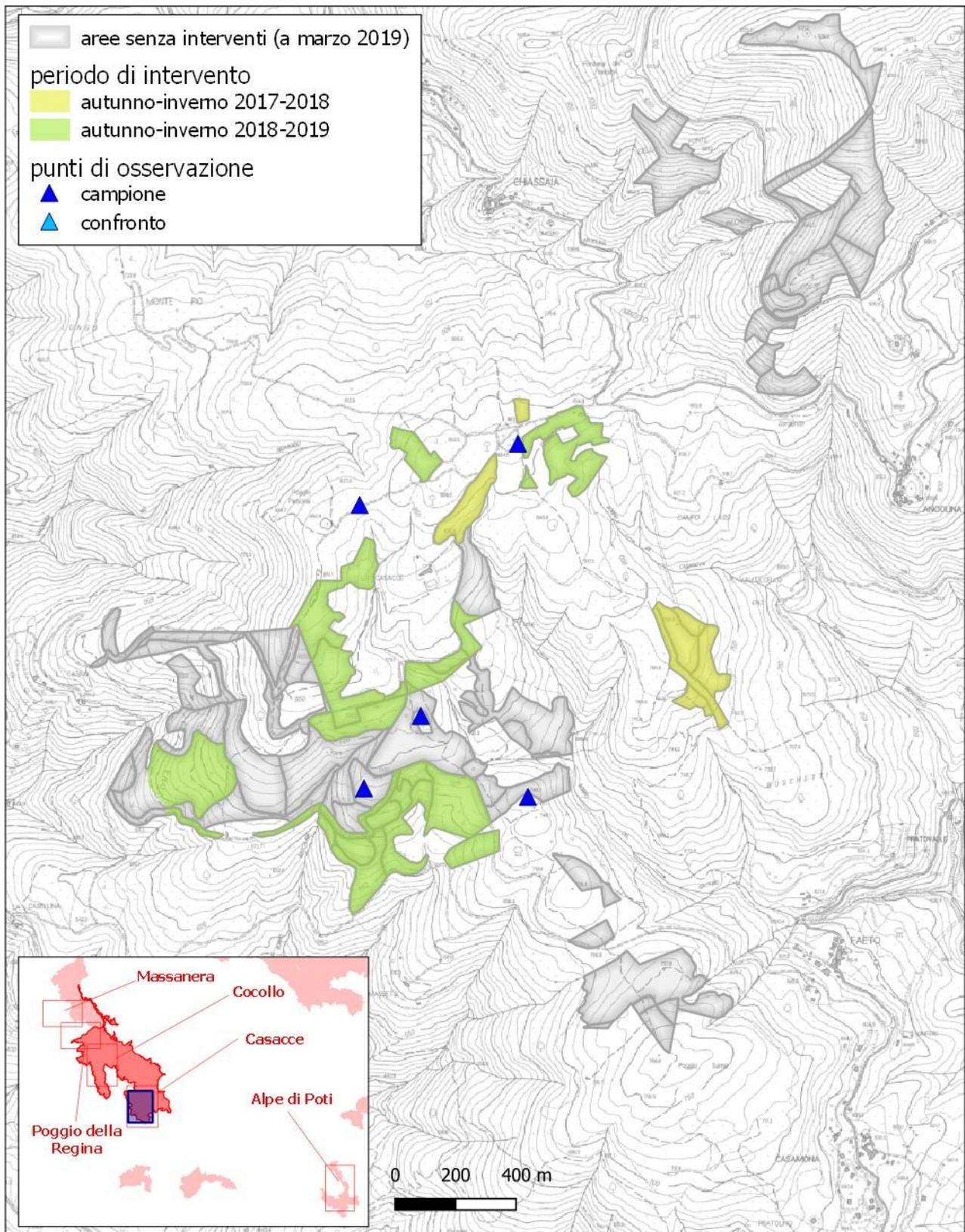


Figura 23. Punti di osservazione per i rapaci, macroarea Casacce.

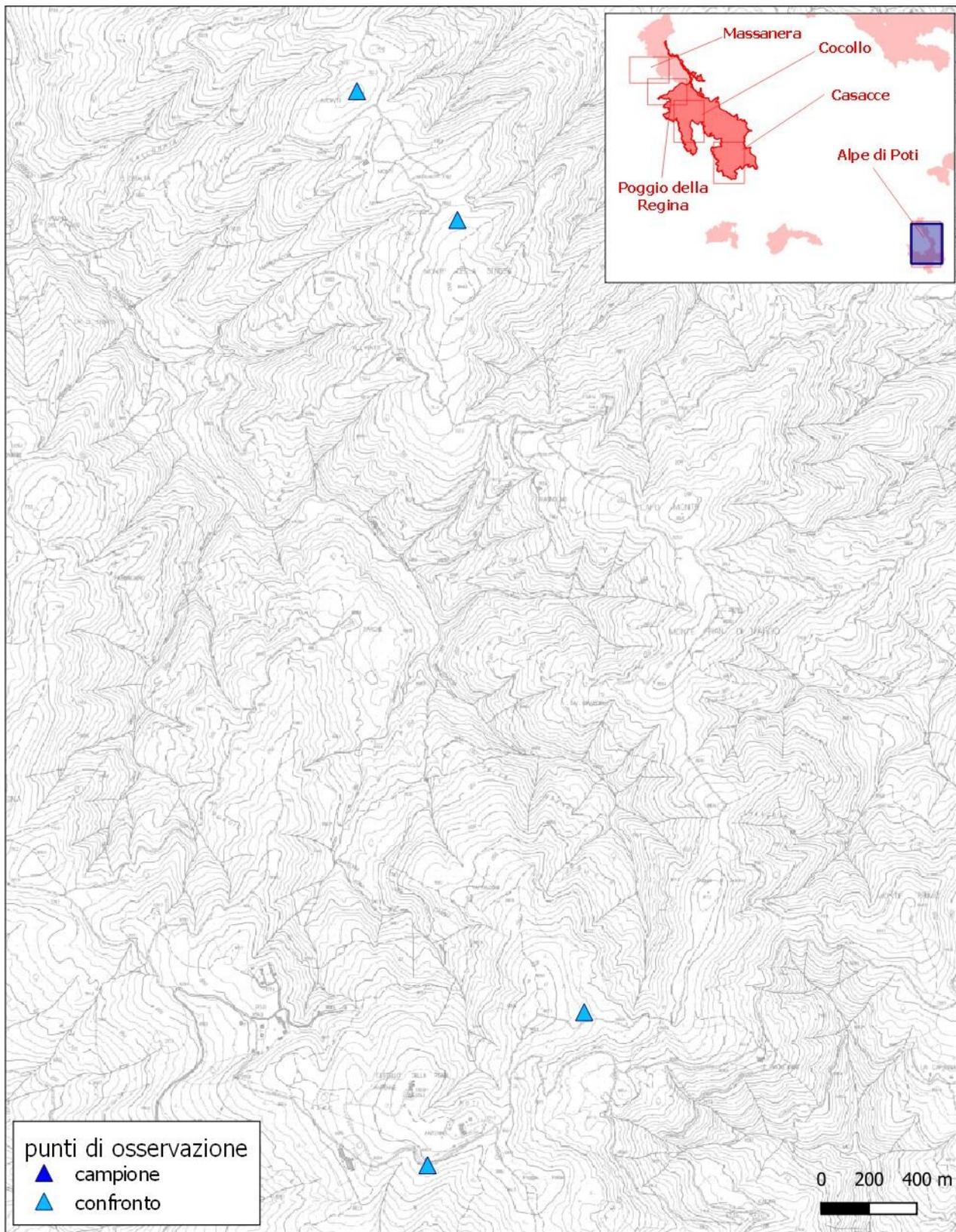


Figura 24. Punti di osservazione per i rapaci, macroarea Alpe di Poti.

## Risultati

### SFORZO DI CAMPIONAMENTO

Nel 2017 sono state effettuate 48 giornate di rilievo per complessive 250 ore di osservazione; 123 ore di osservazione in aree campione e 127 ore in aree di confronto. Nel 2019 sono state effettuate 43 giornate di rilievo per complessive 262 ore di osservazione; 138.5 ore di osservazione in aree campione e 123.5 ore in aree di confronto. Il quadro delle ore di rilievo è riportato nella tabella 8.

Tabella 8. Quadro complessivo delle ore e delle giornate di rilievo nelle cinque macroaree.

macroarea	2017		2019	
	n. giornate	n. ore	n. giornate	n. ore
Massa nera	6	36.5	6	35.5
Poggio alla Regina	6	41.5	6	39
Cocollo	12	60	10	62.5
Casacce	16	63	13	76
Alpe di Poti	8	49	8	49
<b>totale</b>	<b>48</b>	<b>250</b>	<b>43</b>	<b>262</b>



Albanella minore *Circus pygargus* (foto Romuald Cisakowski)

## RISULTATI GENERALI

Le specie osservate sono 16 (tabella 9); di queste sei esclusivamente migratrici (nibbio bruno, grifone, falco di palude, albanella reale, aquila minore e falco cuculo) e 10 nidificanti o potenzialmente nidificanti (falco pecchiaiolo, biancone, albanella minore, astore, sparviere, poiana, aquila reale, gheppio, lodolaio e falco pellegrino); 11 specie (falco pecchiaiolo, nibbio bruno, grifone, biancone, falco di palude, albanella reale, albanella minore, aquila reale, aquila minore, falco cuculo, falco pellegrino) sono specie incluse nell'allegato I della Direttiva 2009/147/CE ("Direttiva Uccelli").

Sono stati rilevati in tutte le macroaree e in entrambi gli anni falco pecchiaiolo, albanella minore, poiana e gheppio; il biancone è stato rilevato in tutte le macroaree nel 2017, in tutte tranne Massanera nel 2019.

Nibbio bruno, grifone, aquila minore e falco cuculo, specie migratrici, sono state rilevate in una sola macroarea e in un solo anno (rispettivamente Cocollo nel 2017 il nibbio bruno, Massanera nel 2017 il grifone, Casacce nel 2019 l'aquila minore e il falco cuculo); anche l'astore è stato rilevato soltanto sul Cocollo nel 2017, dove peraltro ne è stata accertata la nidificazione. L'albanella reale, anch'essa specie migratrice, è stata rilevata in due sole macroaree, Massanera e Casacce, e soltanto nel 2017.

Tabella 9. Elenco delle specie osservate durante i rilievi; in grassetto sono indicate le specie target del progetto; per specie nidificanti si intendono quelle per le quali è certo o probabile almeno un territorio o parte di questo nell'area di studio.

specie		Massanera		Poggio della Regina		Cocollo		Casacce		Alpe di Poti	
		2017	2019	2017	2019	2017	2019	2017	2019	2017	2019
<b>falco pecchiaiolo</b>	<b><i>Pernis apivorus</i></b>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
nibbio bruno	<i>Milvus migrans</i>					x					
grifone	<i>Gyps fulvus</i>	x									
<b>biancone</b>	<b><i>Circaetus gallicus</i></b>	x		x	x	x	x	x	x	x	x
falco di palude	<i>Circus aeruginosus</i>			x			x		x		
albanella reale	<i>Circus cyaneus</i>	x						x			
<b>albanella minore</b>	<b><i>Circus pygargus</i></b>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
astore	<i>Accipiter gentilis</i>					x					
sparviere	<i>Accipiter nisus</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x
poiana	<i>Buteo buteo</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
aquila reale	<i>Aquila chrysaetos</i>	x	x		x	x	x				
aquila minore	<i>Aquila pennata</i>								x		
gheppio	<i>Falco tinnunculus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
falco cuculo	<i>Falco vespertinus</i>								x		
lodolaio	<i>Falco subbuteo</i>	x		x		x	x	x	x	x	x
falco pellegrino	<i>Falco peregrinus</i>	x	x	x	x	x	x	x		x	
numero di specie		10	7	9	8	11	10	9	10	8	7
num. specie nidificanti		8	7	8	8	10	9	8	7	8	7

## IL POPOLAMENTO NELLE CINQUE MACROAREE

In tabella 10 sono riportati in dettaglio i risultati delle osservazioni distinti per anno e per macroarea; per poter confrontare i popolamenti delle diverse macroaree, per ciascuna specie viene il numero di contatti/ora. Nella tabella 11 gli stessi dati sono riportati soltanto per le specie nidificanti o potenzialmente nidificanti. Nelle figure 25, 26 e 27 è riportata per le specie target, la distribuzione della media dei contatti/ora nel corso della stagione.

Tabella 10. Dettaglio delle osservazioni effettuate (solo dati standard); per ciascuna macroarea è riportato il numero complessivo di ore di osservazione e, per ciascuna specie, il numero di contatti/ora; in grassetto sono indicate le specie target del progetto.

specie	Massanera		Poggio della Regina		Cocollo		Casacce		Alpe di Poti	
	2017	2019	2017	2019	2017	2019	2017	2019	2017	2019
	36.5 h	35.5 h	41.5 h	39 h	60 h	62.5 h	63 h	76 h	49 h	49 h
<b>falco pecchiaiolo</b>	<b>0.14</b>	<b>0.42</b>	<b>0.24</b>	<b>0.18</b>	<b>0.52</b>	<b>0.26</b>	<b>0.41</b>	<b>0.50</b>	<b>0.12</b>	<b>0.12</b>
nibbio bruno					0.02					
grifone	0.03									
<b>biancone</b>	<b>0.05</b>		<b>0.05</b>	<b>0.03</b>	<b>0.12</b>	<b>0.32</b>	<b>0.43</b>	<b>0.16</b>	<b>0.18</b>	<b>0.20</b>
falco di palude			0.10			0.03		0.04		
albanella reale	0.22						0.02			
<b>albanella minore</b>	<b>0.14</b>	<b>0.11</b>	<b>0.36</b>	<b>0.28</b>	<b>0.52</b>	<b>0.50</b>	<b>0.02</b>	<b>0.05</b>	<b>2.00</b>	<b>2.02</b>
astore					0.05					
sparviero		0.03	0.05	0.10	0.12	0.08	0.10	0.05	0.04	0.10
poiana	0.33	0.34	0.70	0.56	0.20	0.42	0.63	0.61	0.45	0.35
aquila reale	0.11	0.34		0.18	0.02	0.02				
aquila minore								0.01		
gheppio	0.41	0.08	0.36	0.28	0.27	0.18	0.43	0.17	0.29	0.39
falco cuculo								0.01		
lodolaio	0.16		0.43		0.08	0.11	0.27	0.22	0.20	0.04
falco pellegrino	0.03	0.08	0.19	1.08	0.03	0.05	0.02		0.02	
falco sp.						0.02				
rapace ind.	0.05		0.02	0.03			0.02	0.01		
<b>totale</b>	<b>1.67</b>	<b>1.41</b>	<b>2.51</b>	<b>2.72</b>	<b>1.93</b>	<b>1.97</b>	<b>2.33</b>	<b>1.84</b>	<b>3.31</b>	<b>3.22</b>

Tabella 11. Dettaglio delle osservazioni effettuate (solo dati standard) limitatamente alle specie nidificanti o potenzialmente nidificanti; per ciascuna macroarea è riportato il numero complessivo di ore di osservazione e, per ciascuna specie, il numero di contatti/ora; in grassetto sono indicate le specie target del progetto.

specie	Massanera		Poggio della Regina		Cocollo		Casacce		Alpe di Poti	
	2017	2019	2017	2019	2017	2019	2017	2019	2017	2019
	36.5 h	35.5 h	41.5 h	39 h	60 h	62.5 h	63 h	76 h	49 h	49 h
<b>falco pecchiaiolo</b>	<b>0.14</b>	<b>0.42</b>	<b>0.24</b>	<b>0.18</b>	<b>0.52</b>	<b>0.26</b>	<b>0.41</b>	<b>0.50</b>	<b>0.12</b>	<b>0.12</b>
<b>biancone</b>	<b>0.05</b>		<b>0.05</b>	<b>0.03</b>	<b>0.12</b>	<b>0.32</b>	<b>0.43</b>	<b>0.16</b>	<b>0.18</b>	<b>0.20</b>
<b>albanella minore</b>	<b>0.14</b>	<b>0.11</b>	<b>0.36</b>	<b>0.28</b>	<b>0.52</b>	<b>0.50</b>	<b>0.02</b>	<b>0.05</b>	<b>2.00</b>	<b>2.02</b>
astore					0.05					
sparviero		0.03	0.05	0.10	0.12	0.08	0.10	0.05	0.04	0.10
poiana	0.33	0.34	0.70	0.56	0.20	0.42	0.63	0.61	0.45	0.35
aquila reale	0.11	0.34		0.18	0.02	0.02				
gheppio	0.41	0.08	0.36	0.28	0.27	0.18	0.43	0.17	0.29	0.39
iodolaio	0.16		0.43		0.08	0.11	0.27	0.22	0.20	0.04
falco pellegrino	0.03	0.08	0.19	1.08	0.03	0.05	0.02		0.02	
<b>totale</b>	<b>1.37</b>	<b>1.41</b>	<b>2.39</b>	<b>2.69</b>	<b>1.92</b>	<b>1.92</b>	<b>2.30</b>	<b>1.76</b>	<b>3.31</b>	<b>3.22</b>

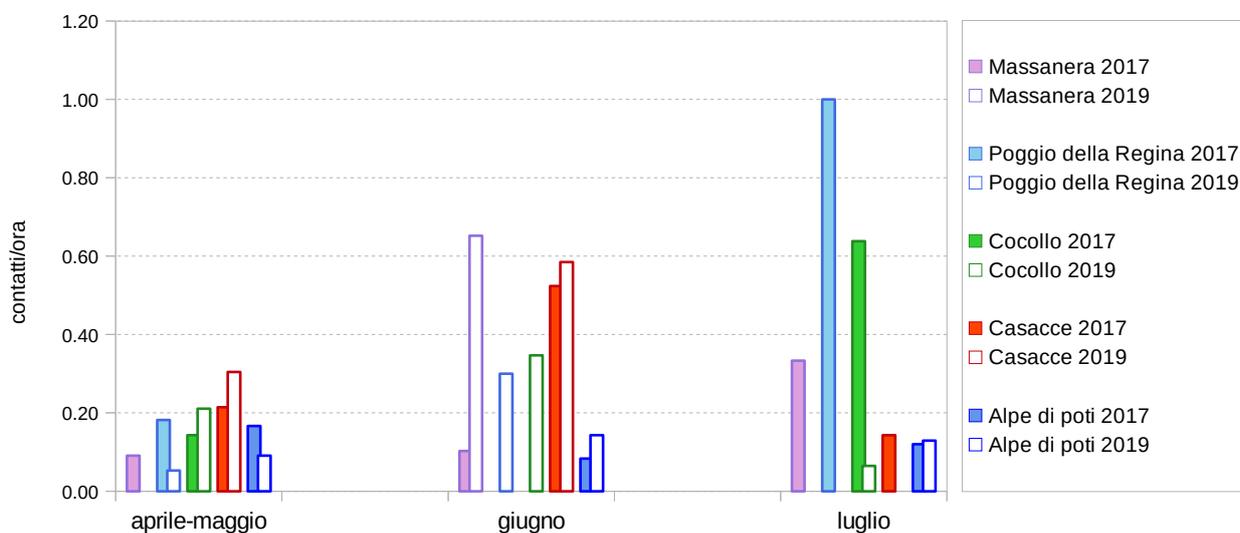


Figura 25. Numero di contatti/ora di falco pecchiaiolo suddiviso per periodi nei due anni di monitoraggio.

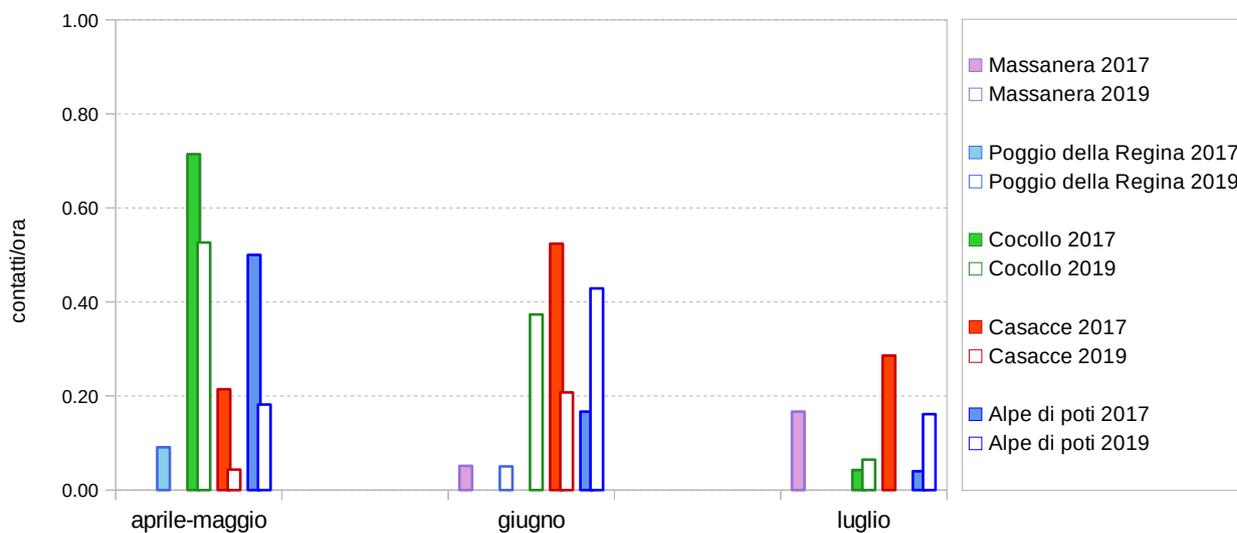


Figura 26. Numero di contatti/ora di biancone suddiviso per periodi nei due anni di monitoraggio.

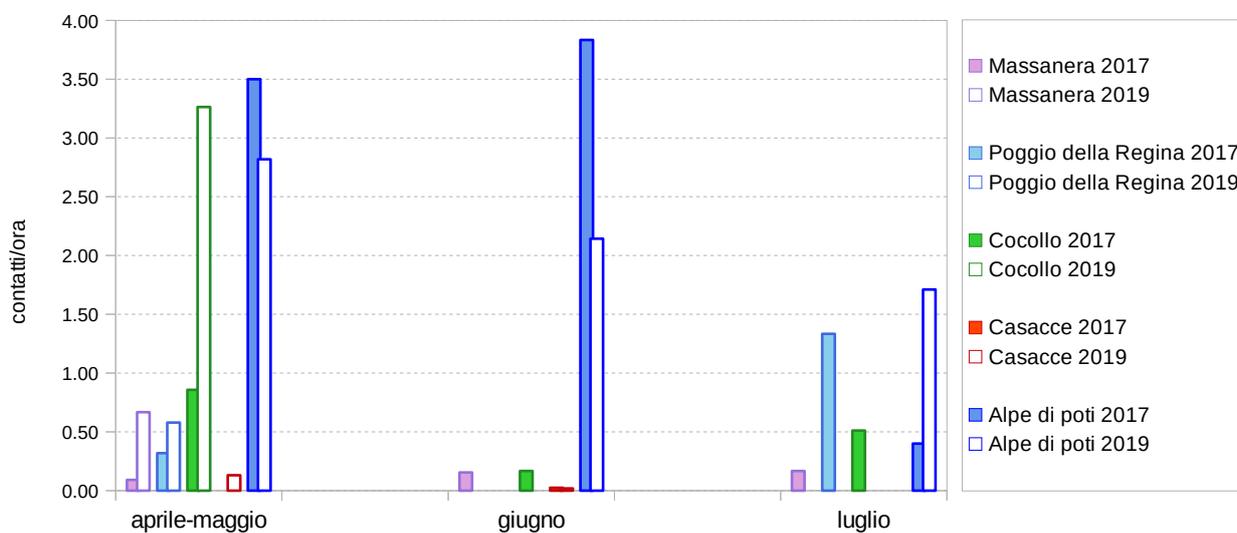


Figura 27. Numero di contatti/ora di albanella minore suddiviso per periodi nei due anni di monitoraggio.

## Discussione

### SPECIE PRESENTI

Nonostante manchino studi specifici sul popolamento dei rapaci della ZSC e zone limitrofe, la presenza di buona parte delle specie osservate, almeno tra quelle nidificanti, o potenzialmente tali, era già nota almeno a livello di area vasta (Tellini Florenzano et al. 1997; Tellini Florenzano et al. 2010; Delfino & Oliva 2010; Sposimo et al. 2013). Rientrano tra queste anche le tre specie target del progetto, falco pecchiaiolo, biancone e albanella minore ed inoltre sparviere, poiana, gheppio e lodolaio. Per falco pecchiaiolo, albanella minore e lodolaio la nidificazione nell'area di studio era nota da molto tempo, sebbene i dati disponibili fossero nel complesso pochi (Tellini & Lapini 1991). Per il biancone esistevano diverse osservazioni tuttavia l'inclusione del Pratomagno nell'areale riproduttivo della specie è più recente (Sposimo et al. 2013). Sparviere, poiana e gheppio sono oggi specie comuni in buona parte della Regione ed erano già discretamente diffusi, e certamente presenti anche nell'area di studio, nel recente passato (Tellini Florenzano et al. 1997).

Astore e falco pellegrino non erano segnalate precedentemente come nidificanti nell'area e i dati raccolti col monitoraggio hanno permesso di accertarne la riproduzione. La nidificazione dell'astore è stata accertata nella macroarea del Cocollo nel 2017 tuttavia la specie non è stata rilevata nel 2019 e in generale le osservazioni sono comunque molto scarse (oltre che nella macroarea del Cocollo, la specie è stata osservata, al di fuori dei rilievi standard, anche alle Casacce e Massanera). Le osservazioni erano anche in passato piuttosto scarse nell'area del Pratomagno (Tellini & Lapini 1991) dove pure l'ambiente è, almeno apparentemente, idoneo per la specie che in complessi forestali vicini è presente in densità discretamente elevate (Bonora et al. 2007; Ceccarelli 2019). Il falco pellegrino nidifica certamente nella macroarea Poggio della Regina e probabilmente anche a Massanera (ma è osservato, più o meno regolarmente, anche nelle altre tre macroaree). Esistono osservazioni relative ad anni passati per l'area di studio (Tellini & Lapini 1991; Delfino & Oliva 2010) ma l'insediamento del falco pellegrino come nidificante è piuttosto recente (la prima nidificazione accertata per la provincia di Arezzo è del 2014, nel comune di Cortona; sono oggi conosciute coppie in diverse località, ad esempio Riserva di Ponte Buriano e Lago della Penna, Riserva della Valle dell'Inferno e Bandella, Le Balze, dintorni del Sasso di Simone, Parco delle Foreste Casentinesi, *dati degli autori*), e segue l'evidente espansione della specie registrata in tutta Italia (Brunelli 2007; Nardelli et al. 2015).

Per l'aquila reale erano note diverse segnalazioni per il Pratomagno (Arcamone & Puglisi 2006; Delfino & Oliva 2010) fattesi peraltro più frequenti negli ultimi anni ma comunque sempre riconducibili a individui giovani in dispersione, probabilmente provenienti dalle coppie nidificanti nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi e in Alto Mugello (Schiassi et al. 2013). Le osservazioni effettuate nell'ambito di questo monitoraggio riguardano invece una coppia di individui composta da un adulto e un immaturo, osservati partire dal 2017 più volte sempre in una zona compresa tra le due macroaree del Cocollo e di Massanera. L'insediamento di questa coppia

nel massiccio del Pratomagno è da inquadrarsi nel trend favorevole della specie a scala nazionale (Nardelli et al. 2015; Fasce & Fasce 2017) e regionale (Schiassi et al. 2013; Nardelli 2017), la riproduzione non è andata a buon fine nel 2017 e 2018 ma è invece avvenuta con successo nel 2019.

Tra le specie esclusivamente migratrici, da segnalare l'osservazione di un grifone a Massanera. Il grifone, capace di movimenti erratici anche molto lunghi, a seguito dei progetti di reintroduzione che hanno interessato varie parti della penisola (Potena et al. 2009; Serroni et al. 2010), è divenuto specie meno rara e negli ultimi anni viene osservato più frequentemente anche lungo la dorsale dell'Appennino settentrionale. Nibbio bruno, falco di palude, albanella reale e falco cuculo sono comunemente osservate in migrazione lungo nell'Appennino settentrionale (Premuda et al. 2006; Campedelli et al. 2013).



Biancone *Circaetus gallicus* (foto Pasquale Sannino)

## IL POPOLAMENTO NELLE CINQUE MACROAREE

Confrontando le sole specie nidificanti o potenzialmente nidificanti (l'osservazione o meno di specie migratrici dipende anche da fattori che possono anche avere poco a che fare con le caratteristiche dell'area), sembra evidenziarsi una situazione di sostanziale omogeneità, almeno per quanto riguarda la composizione dei popolamenti. Falco pecchiaiolo, biancone e albanella minore sono state rilevate in tutte e cinque le macroaree in entrambi gli anni con la sola eccezione del biancone che non è stato rilevato a Massanera nel 2019. Anche la poiana e il gheppio sono stati rilevati in entrambi gli anni in tutte e cinque le macroaree e lo sparviere non è stato rilevato soltanto a Massanera nel 2017. Il lodolaio e il falco pellegrino sono stati rilevati almeno una volta in tutte le macroaree anche se nel 2019 il lodolaio non è stato rilevato a Massanera e a Poggio della Regina e il falco pellegrino non è stato rilevato alle Casacce e all'Alpe di Poti. Soltanto l'astore, osservato con i rilievi standard soltanto sul Cocollo (e soltanto nel 2017) e l'aquila reale, mai osservata nelle macroaree delle Casacce e sull'Alpe di Poti, non sono risultati presenti, almeno una volta, in tutte le macroaree. Questo risultato era del resto ampiamente prevedibile data la vicinanza delle macroaree (con la parziale eccezione dell'Alpe di Poti, comunque distante soltanto 25 km circa dalle Casacce, la macroarea più vicina) e il loro grado di somiglianza da un punto di vista ambientale.

Una discreta differenza si riscontra invece se misuriamo il livello complessivo di attività: la macroarea con il livello minore di frequentazione è Massanera (1.37 - 1.41 contatti/ora rispettivamente nel 2017 e 2019); quella col livello maggiore di frequentazione è risultata l'Alpe di Poti (3.31 - 3.22 contatti/ora), con valori più che doppi rispetto a Massanera. Le aree campione hanno registrato valori intermedi (1.92 - 1.92 contatti/ora il Cocollo, 2.30 - 1.76 contatti/ora le Casacce). Poggio della Regina ha registrato valori piuttosto alti (2.39 - 2.69 contatti/ora).

Anche confrontando l'abbondanza relativa delle singole specie emergono differenze notevoli. Limitandosi alle tre specie target, per quanto riguarda il **biancone**, l'area che ha fatto registrare la maggior frequenza delle osservazioni è stata quella delle Casacce nel 2017 con 0.43 contatti/ora e quella del Cocollo nel 2019 con 0.32 contatti/ora. Nelle altre aree il numero di osservazioni è risultato decisamente inferiore a Massanera e Poggio della Regina (tra 0.03 e 0.05 contatti/ora), mentre la specie è più frequente sull'Alpe di Poti (attorno a 0.20 contatti/ora in entrambi gli anni). La maggiore frequenza del biancone nella macroarea delle Casacce, e in minor misura del Cocollo e dell'Alpe di Poti, si spiega probabilmente col paesaggio più vario e frammentato; la specie infatti nidifica in boschi di varia dimensione (Bakaloudis et al. 2001; Baghino et al. 2009; López-Iborra et al. 2011) e caccia tipicamente in ambienti di arbusteto (Moreno-Rueda & Pizarro 2007) ma può utilizzare in maniera preferenziale pascoli e coltivi ove presenti (Bakaloudis et al. 1998; Petretti 2008; Bakaloudis 2009) e paesaggi agroforestali tradizionali o comunque diversificati possono avere un ruolo importante per la specie (Sánchez-Zapata & Calvo 1999; Cecere et al. 2018).

Il **falco pecchiaiolo** è risultato mediamente più frequente nelle macroaree del Cocollo (0.26 - 0.41 contatti/ora rispettivamente nel 2017 e 2019) e delle Casacce (0.41 - 0.50 contatti/ora), assai meno frequente nelle altre macroaree (con la parziale eccezione di Massanera nel 2019 con 0.42 contatti/ora).

Per l'**albanella minore** la macroarea che ha registrato il maggior numero di osservazioni è l'Alpe di poti (circa 2.00 contatti/ora in entrambi gli anni). In quest'area la nidificazione è stata accertata in entrambi gli anni grazie all'osservazione ripetuta di scambi di prede in volo tra il maschio, deputato alla ricerca di prede, e la femmina, impegnata invece nella cova. L'osservazione in contemporanea anche di sette individui adulti (2017) fa ipotizzare che l'area possa ospitare una aggregazione di nidi; il comportamento riproduttivo semicoloniale è ampiamente noto per questa specie (Clarke 1996; Krupiński et al. 2010), che può formare delle aggregazioni anche di qualche decina di coppie. L'ambiente nell'area dell'Alpe di Poti è particolarmente idoneo sia per la caccia che per la nidificazione, con brughiere estese e ben conservate (Faralli 1994; Limiñana et al. 2006; Cormier et al. 2008) e del resto anche in passato l'area era conosciuta per la nidificazione della specie (Tellini & Lapini 1991).

Analizzando le differenze tra 2017 e 2019, l'attività globale è rimasta quasi invariata in tutte le aree ad eccezione delle Casacce dove invece si è registrata una diminuzione significativa (oltre il 20%, da 2.30 a 1.76 contatti/ora). La differenza è dovuta in gran parte alla diminuita attività del **biancone** (da 0.43 a 0.16 contatti/ora) che nel 2017 aveva nidificato probabilmente in un pineta molto vicina alle aree d'intervento mentre nel 2019 la specie, pur continuando a frequentare l'area, ha probabilmente nidificato più lontano. I boschi con caratteristiche idonee sono del resto ampiamente diffusi in tutta la zona (Barrientos & Arroyo 2014) ed è possibile che le attività connesse agli interventi (comunque cessate prima della stagione riproduttiva) abbiano indotto la specie a spostare il sito di nidificazione, pur continuando a frequentare l'area. Di contro sul Cocollo, dove pure la superficie degli interventi è estesa, la specie ha notevolmente incrementato la frequenza nel 2019.

Per l'**albanella minore**, se analizziamo nel complesso le attività nelle cinque macroaree, non si notano grandi differenze tra le due annate, tuttavia nel 2019 in tutti i siti esclusa l'Alpe di Poti, la specie non è stata mai contattata dopo il mese di maggio mentre nel 2017 la specie era stata osservata, sia pure con frequenze ridotte, anche in giugno e luglio. Sul Cocollo, dove la specie nel 2017 aveva nidificato, nel 2019 sono state osservate ripetutamente parate di almeno una coppia che tuttavia non si è certamente riprodotta ed anzi ha abbandonato del tutto l'area. Il motivo è probabilmente da ricercarsi nelle avverse condizioni meteo della primavera 2019 che possono aver fatto fallire i tentativi di nidificazione. La specie è del resto sensibile alle condizioni meteorologiche nei siti riproduttivi (Corbacho et al. 1997; Corbacho & Sánchez 2000) ed è probabilmente da ricondurre allo stesso motivo l'assenza di osservazioni nei mesi di giugno e luglio nelle macroaree di Massanera e Poggio della Regina dove nel 2017, nello stesso periodo, le osservazioni erano state regolari anche se poco frequenti.

Per il **falco pecchiaiolo** le differenze tra i due anni sono nel complesso abbastanza ridotte ed in ogni caso non evidenziano un pattern chiaro.

## Conclusioni

Si possono evidenziare in conclusione i seguenti punti:

- il monitoraggio ha permesso di accertare la presenza ed in diversi casi anche la nidificazione delle specie target (falco pecchiaiolo, biancone, albanella minore), oltre che di altre specie di notevole interesse (astore, aquila reale, falco pellegrino);
- il popolamento di rapaci nidificanti è piuttosto omogeneo come composizione anche se vi sono discrete differenze in termini di abbondanza relativa tra le diverse macroaree;
- i livelli complessivi di attività si sono mantenuti costanti tra 2017 e 2019 in tutte le macroaree ad eccezione delle Casacce dove si è registrata una diminuzione del 20% circa, in buona parte imputabile alla riduzione della frequenza con cui è stato osservato il biancone. Il biancone in ogni caso ha continuato a frequentare l'area oggetto di interventi; lo stesso biancone nel 2019 ha aumentato la frequenza sul Cocollo, dove pure sono stati fatti interventi su estese superfici;
- l'albanella minore è decisamente più frequente sull'Alpe di Poti, dove nidificano certamente alcune coppie; almeno una coppia ha nidificato nel 2017 sul Cocollo e forse una a Poggio della Regina tuttavia in queste aree nel 2019 si è registrata la presenza della specie solo fino a maggio dopodiché probabilmente l'albanella minore ha abbandonato i siti per via delle cattive condizioni meteorologiche della primavera. Nel 2019 soltanto sull'Alpe di Poti l'albanella minore è risultata presente anche nei mesi di giugno e luglio.



Falco pecchiaiolo *Pernis apivorus* (foto Simonetta Cutini)

## Monitoraggio del succiacapre

### Materiali e metodi

Per il monitoraggio del succiacapre *Caprimulgus europaeus* abbiamo utilizzato la tecnica del playback che consiste nello stimolare la risposta della specie con l'emissione del canto territoriale, metodo generalmente utilizzato per le specie crepuscolari e notturne (Gregory et al. 2004). Nel caso particolare abbiamo utilizzato il "canto" territoriale tipico della specie ("churring"), manifestazione territoriale dei maschi normalmente sfruttata per il monitoraggio della specie (Cadbury 1981; Cogliati & Meozzi 1989; Gilbert et al. 2011).

Non tutti i programmi di monitoraggio per il succiacapre utilizzano il playback, a causa di possibili alterazioni nel comportamento (Meozzi & Cogliati 1986) che, secondo alcuni autori, possono determinare una sovrastima dei maschi cantori (Conway et al. 2007; Gilbert et al. 2011); tuttavia il playback è universalmente considerato utile nel monitoraggio dei Caprimulgiformi (Holyoak 2001) e ampiamente adottato, anche recentemente, in studi inerenti nello specifico *Caprimulgus europaeus* (Reino et al. 2015; Peplowska-Marczak et al. 2017; Bellavita & Sorace 2019).

Il monitoraggio è stato effettuato nella seconda metà del mese di luglio, periodo nel quale la specie è ancora in piena attività, nelle fasce orarie 21:05 – 23:30 e 04:00 – 05:00 corrispondenti alle ore subito dopo il tramonto e immediatamente prima dell'alba, quando l'attività del succiacapre è massima (Cadbury 1981; Meozzi & Cogliati 1986; Cogliati & Meozzi 1991; Meozzi & Cogliati 1991; Consani & Tellini Florenzano 2001; Gilbert et al. 2011; Spadoni 2013).

Le emissioni sono avvenute da punti selezionati in quattro macroaree, tutte sul versante occidentale del Pratomagno (Massanera, Poggio alla Regina, Cocollo e Casacce), sia in zone interessate dagli interventi dal progetto Granatha (punti campione, nelle macroaree Cocollo e Casacce), sia in aree testimone (punti confronto, in tutte e quattro le macroaree). I punti campione sono disposti in modo da coprire efficientemente la maggiore estensione possibile delle aree d'intervento; i punti confronto sono disposti in maniera da coprire aree simili per caratteristiche ambientali a quelle campione e massimizzare l'efficienza del rilievo. La distanza media dei punti (dove questi sono raggruppati) è circa 400 m; la loro posizione effettiva è stata però scelta tenendo conto dell'orografia e della morfologia del terreno, facendo in modo, sulla base di prove effettuate sul campo, che le aree "esplorate acusticamente" da ciascun punto non si sovrapponevano o si sovrapponevano il meno possibile. In questo modo alcuni punti risultano molto vicini, ad esempio anche solo 50 m se esplorano due versanti diversi, o molto lontani, oltre 600 m, distanza alla quale, in condizioni di acustica ottimali, il canto del succiacapre si può sentire distintamente (Cramp & Simmons 1985).

In totale sono stati effettuati rilievi in 35 punti, 19 campione e 16 confronto, nel 2017, in 38 punti, 19 campione e 19 confronto, nel 2019. La localizzazione dei punti è riportata nelle figure 28, 29, 30 e 31.

In ogni punto i rilievi sono stati fatti in una sola uscita secondo lo schema 3' di ascolto seguiti da una sequenza composta da 1' di emissione - 3' di ascolto ripetuta tre volte. Lo schema è sempre stato eseguito per intero, indipendentemente dalle eventuali risposte. Per ogni punto è stata presa nota dell'orario e, nel caso si siano registrate osservazioni ne è stato annotato il tipo (canto territoriale, richiamo, osservazione, eventuali altre manifestazioni territoriali), il tipo di risposta (spontaneo, risposta alla I, II o III emissione) e la posizione esatta del primo contatto riportata su una mappa.



Ericeti del Monte Acuto, nella macroarea di Poggio della Regina (foto Tommaso Campedelli)

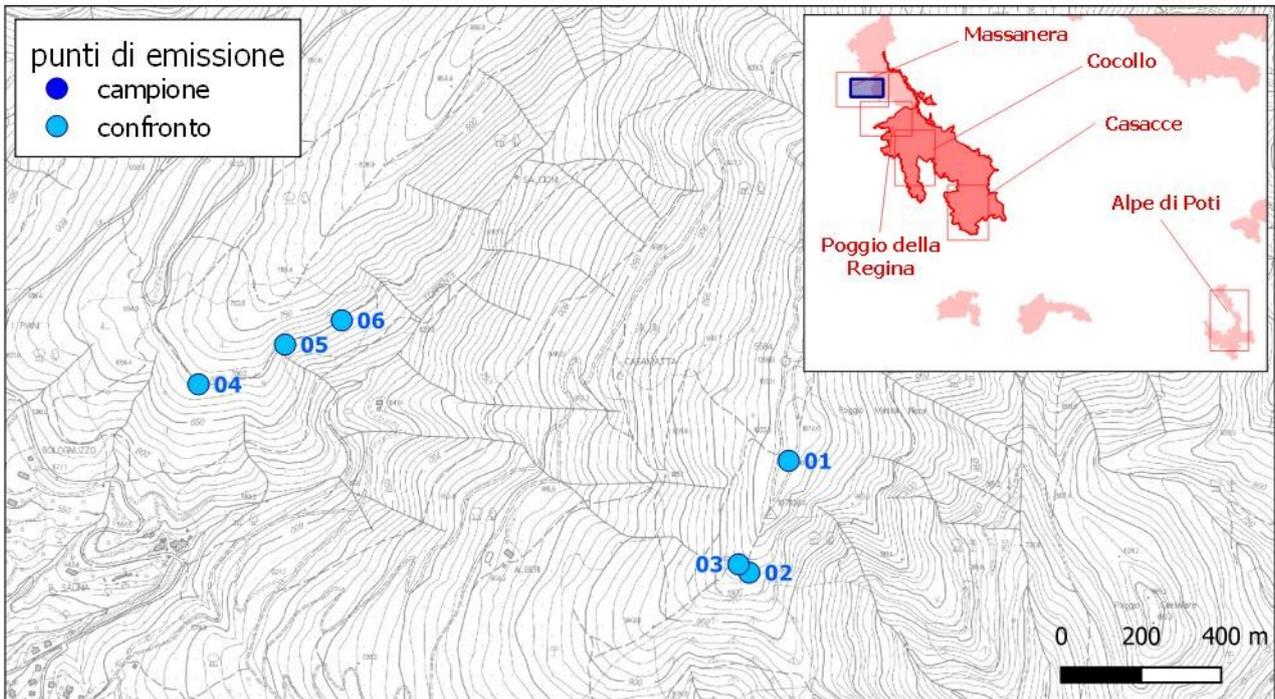


Figura 28. Punti di emissione per il playback del succiacapre, macroarea Massanera.

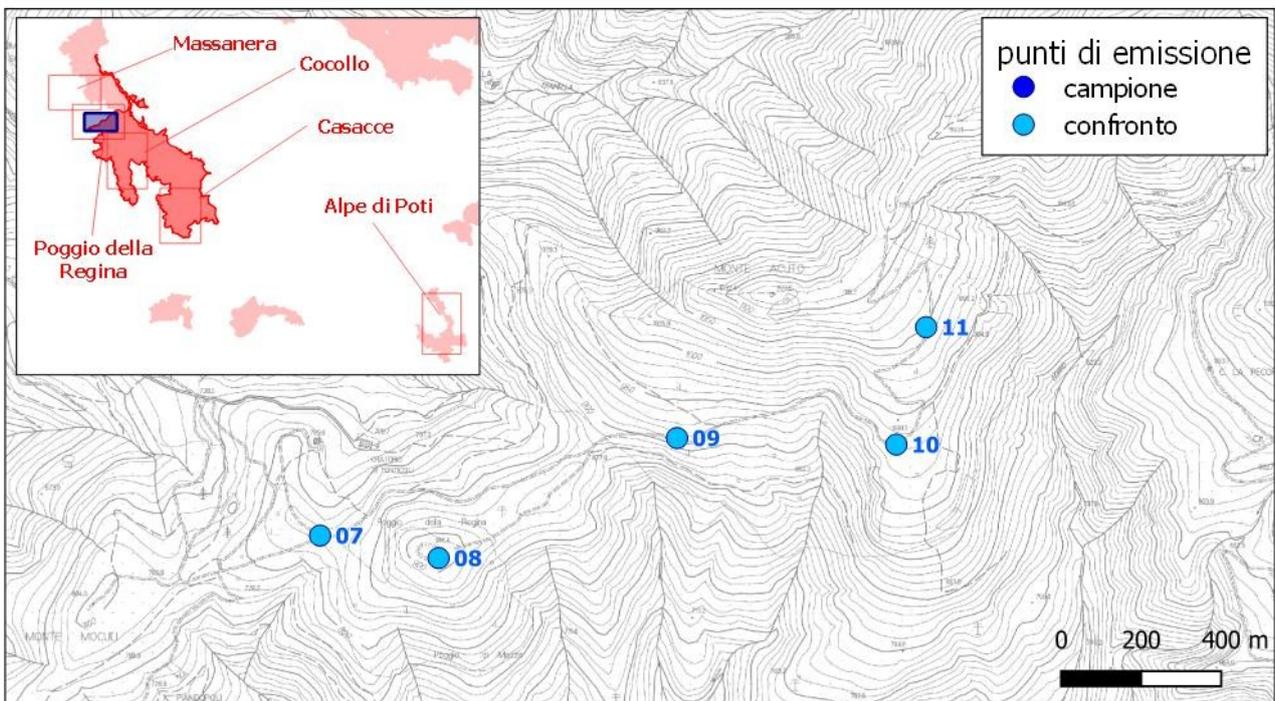


Figura 29. Punti di emissione per il playback del succiacapre, macroarea Poggio della Regina.

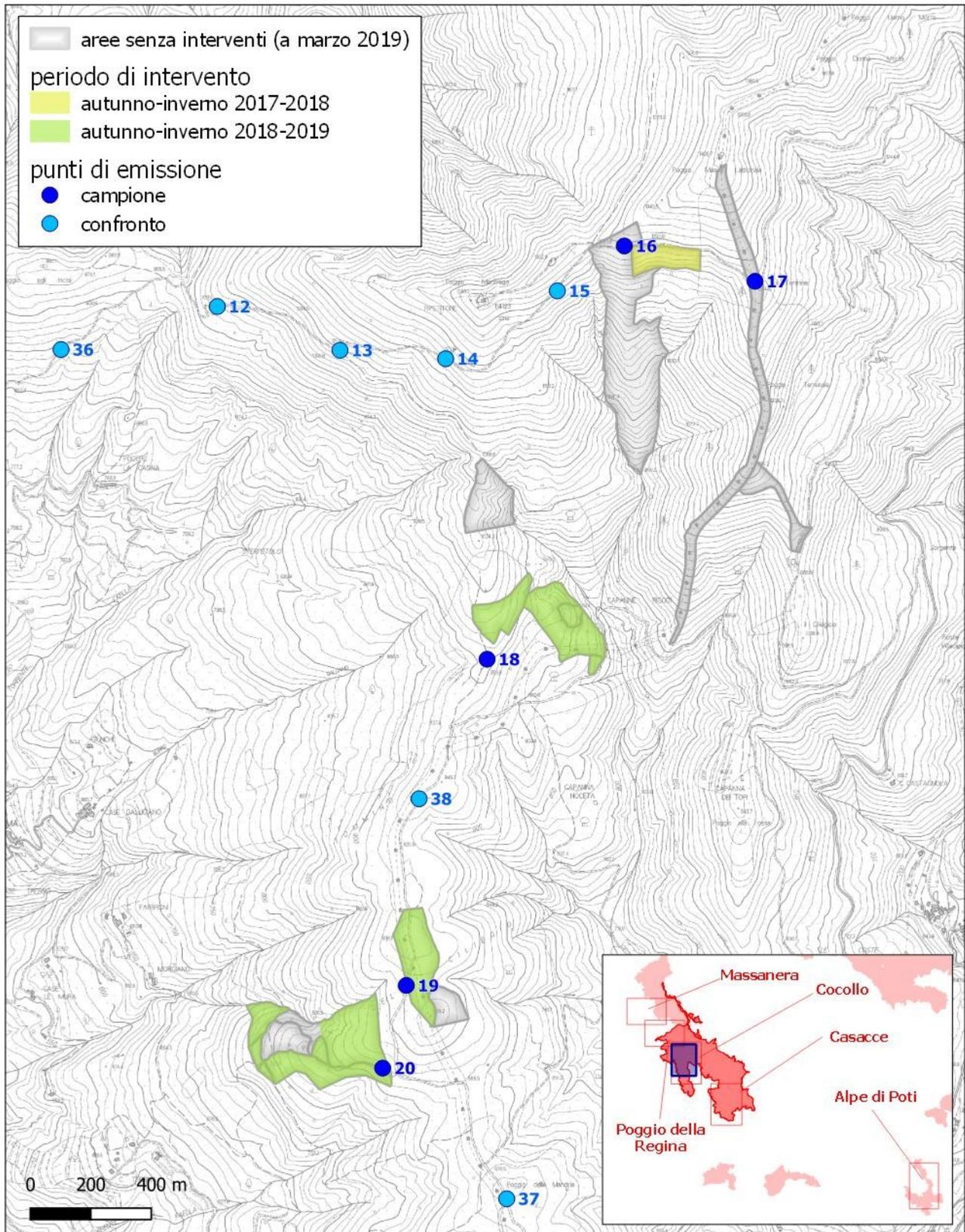


Figura 30. Punti di emissione per il playback del succiacapre, macroarea Coccollo.

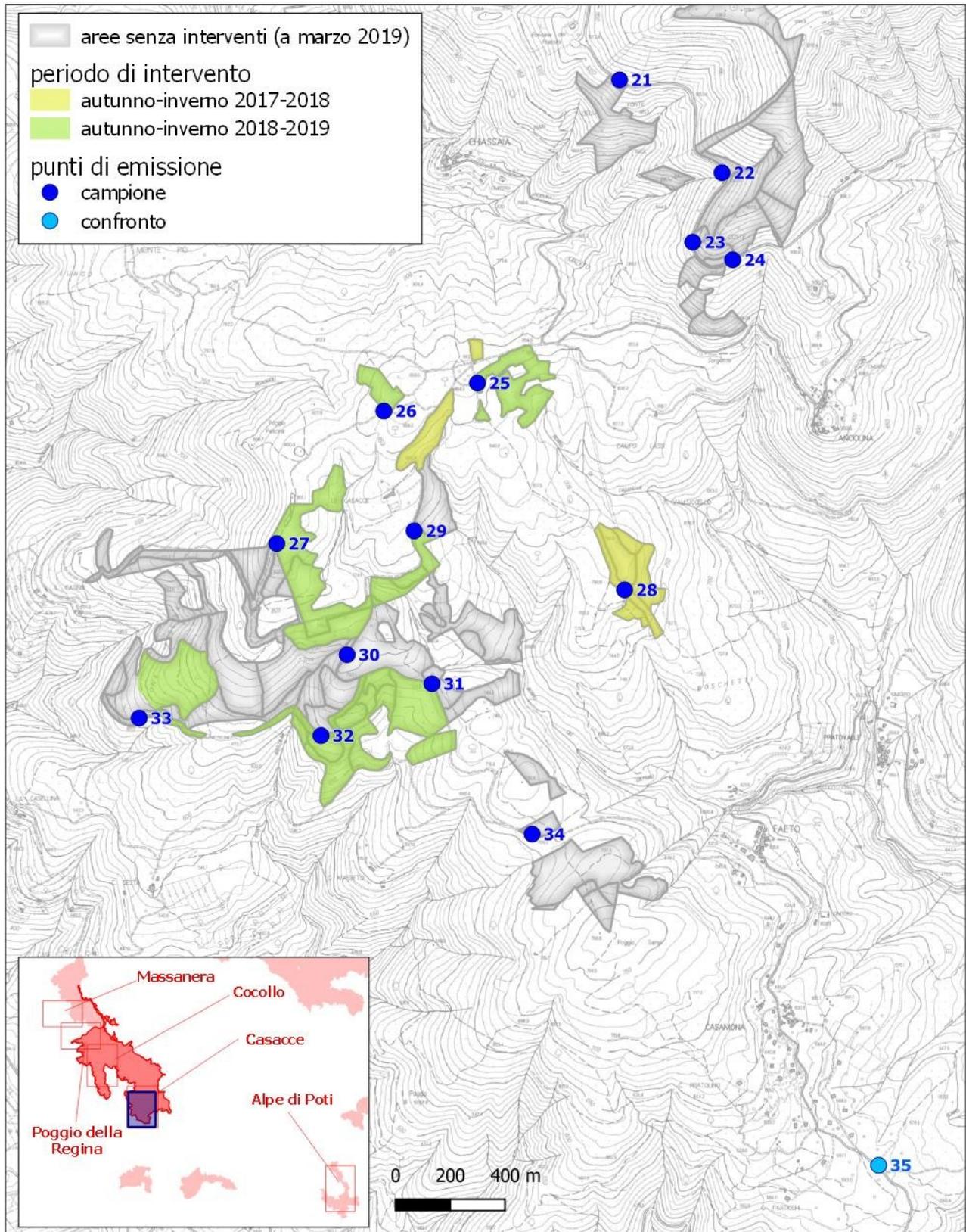


Figura 31. Punti di emissione per il playback del succiacapre, macroarea Casacce.

## Risultati

### SFORZO DI CAMPIONAMENTO

In totale sono stati effettuati rilievi in 35 punti, 19 campione e 16 confronto, nel 2017, in 38 punti, 19 campione e 19 confronto, nel 2019. La ripartizione dei punti per macroarea è riportata nella tabella 12. I rilievi sono stati effettuati nelle date comprese tra il 18 e il 22 luglio nel 2017 e tra il 17 e il 24 luglio nel 2019

Tabella 12. Quadro complessivo dei punti di rilievo nelle quattro macroaree.

macroarea	n. punti			
	2017		2019	
	campione	confronto	campione	confronto
Massanera		6		6
Poggio della Regina		5		5
Cocollo	5	4	5	7
Casacce	14	1	14	1
<i>totale</i>	<i>19</i>	<i>16</i>	<i>19</i>	<i>19</i>

### RISULTATI GENERALI

Nel complesso il succiacapre è stato rilevato nel 46% dei punti nel 2017, nel 61% dei punti nel 2019. I punti in cui la specie si è manifestata in maniera spontanea sono stati quattro nel 2017 (11% dei punti totali, 25% di quelli con presenza di succiacapre) e 10 nel 2019 (26% dei punti totali, 43% di quelli con presenza di succiacapre). In 12 punti nel 2017 (34% dei punti totali, 75% dei punti con presenza di succiacapre) e in 13 punti nel 2019 (34% dei punti totali, 57% dei punti con presenza di succiacapre) l'osservazione è avvenuta soltanto in risposta allo stimolo.

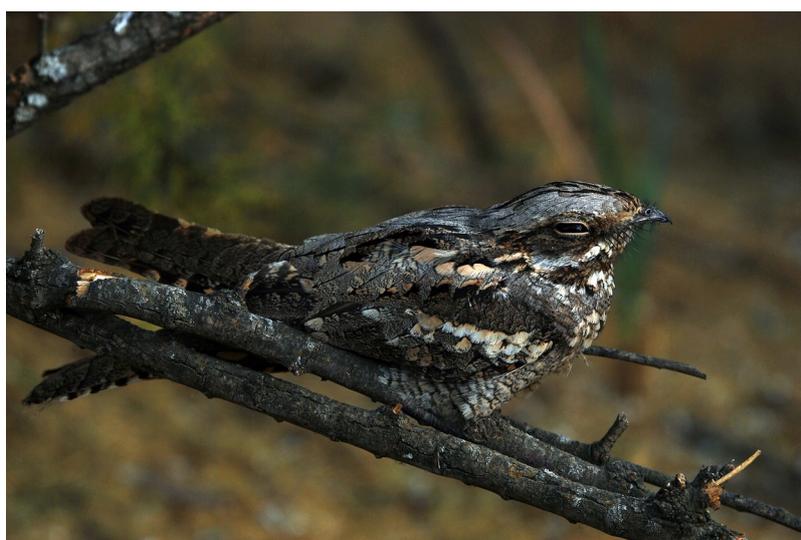
Gli individui osservati sono stati in totale 23 nel 2017 (mediamente 0.66 a punto) e 36 nel 2019 (0.95 a punto); di questi per 17 nel 2017 (mediamente 0.49 a punto) e 31 nel 2019 (0.82 a punto) è stata rilevata attività di canto ("churring") e/o display territoriale ("wing flapping") o comunque sono stati rilevati comportamenti che hanno fatto ritenere probabile la presenza di un nido.

In totale si sono avute emissioni spontanee nell' 11% dei punti (corrispondenti al 22% degli individui), nel 2017, nel 26% dei punti (corrispondenti al 33% degli individui) nel 2019.

Nel 2019 i risultati hanno registrato un incremento notevole dei contatti con il succiacapre rispetto al 2017; questa variazione ha interessato principalmente i punti campione, dove i contatti sono sostanzialmente raddoppiati mentre nei punti confronto si è registrato soltanto un aumento contenuto.

Tabella 13. Sintesi dei risultati dei rilievi standard per il succiacapre.

	2017			2019		
	campione	confronto	totale	campione	confronto	totale
<b>n. totale di punti</b>	<b>19</b>	<b>16</b>	<b>35</b>	<b>19</b>	<b>19</b>	<b>38</b>
punti di presenza	8	8	16	13	10	23
<i>punti di presenza (%)</i>	42%	50%	46%	68%	53%	61%
punti con emissione spontanea	3	1	4	6	4	10
<i>punti con emissione spontanea (%)</i>	16%	6%	11%	32%	21%	26%
punti con risposta alla I emissione	6	2	8	9	5	14
<i>punti con risposta alla I emissione (%)</i>	32%	13%	23%	47%	26%	37%
punti con risposta alla II emissione		2	2	2	3	5
<i>punti con risposta alla II emissione (%)</i>		13%	6%	11%	16%	13%
punti con risposta alla III emissione	1	4	5		2	2
<i>punti con risposta alla III emissione (%)</i>	5%	25%	14%		11%	5%
individui	11	12	23	22	14	36
<i>individui (media/punto)</i>	0.58	0.75	0.66	1.16	0.74	0.95
individui con manifestazioni territoriali	8	9	17	18	13	31
<i>individui con manifestazioni territoriali (%)</i>	0.42	0.56	0.49	0.95	0.68	0.82



Succiacapre *Caprimulgus europaeus* (foto Dûrzan Cîrano)

## RISULTATI PER MACROAREA

In tabella 15 sono riportati in dettaglio i risultati dei rilievi nelle diverse macroaree, suddivisi in punti campione e punti confronto. Nella tabella 14 sono riportate le percentuali di risposta spontanea nelle quattro macroaree.

Tabella 14. Percentuale di individui manifestatisi in maniera spontanea nelle quattro macroaree.

		Massanera	Poggio della Regina	Cocollo	Casacce
2017	<i>n. indd</i>	3	4	6	10
	<i>densità (indd/pt)</i>	0.50	0.80	0.67	0.67
	<i>indd spontanei</i>	2		1	2
	% indd. spontanei	66.7%		16.7%	20.0%
2019	<i>n. indd</i>	6	4	4	22
	<i>densità (indd/pt)</i>	1.00	0.80	0.33	1.47
	<i>indd spontanei</i>	3			9
	% indd spontanei	50.0%			40.9%

La frequenza con cui la specie è stata rilevata nelle macroaree di Massanera, Poggio della Regina, Cocollo e Casacce è stata rispettivamente 33%, 60%, 44%, 47% nel 2017 e 83%, 40%, 25%, 87% nel 2019. Le frequenze nel 2019 sono quindi più differenziate tra le macroaree rispetto al 2017 quando i valori erano molto più omogenei. Peraltro le frequenze nel 2019 sono risultate superiori a quelle del 2017 a Massanera e alle Casacce, inferiori a Poggio della Regina e sul Cocollo.

Per quanto riguarda il numero di individui, la media per stazione nelle macroaree di Massanera, Poggio della Regina, Cocollo e Casacce è stata rispettivamente 0.50, 0.80, 0.67, 0.67 indd/pt nel 2017 e 1.00, 0.80, 0.33, 1.47 nel 2019. Per quanto riguarda il numero di individui con manifestazioni territoriali, la media per stazione nelle macroaree di Massanera, Poggio della Regina, Cocollo e Casacce è stata rispettivamente 0.50, 0.60, 0.33, 0.47 indd/pt nel 2017 e 0.83, 0.80, 0.33, 1.20 nel 2019. Anche per il numero di individui quindi, nel 2019 le differenze tra macroaree sono risultate maggiori rispetto al 2017; il numero di individui è risultato maggiore a Massanera e alle Casacce, inferiore o uguale a Poggio della Regina e Cocollo. Il numero di individui territoriali è risultato maggiore nel 2019 ovunque tranne sul Cocollo, dov'è risultato uguale nei due anni.

In estrema sintesi nelle macroaree di Massanera e delle Casacce la presenza della specie è risultata molto superiore nel 2019 rispetto al 2017, sia in termini di frequenza sia in termini di numero di individui sia infine in termini di individui territoriali. Nelle macroaree di Poggio della Regina e del Cocollo invece le frequenze nel 2019 sono inferiori rispetto al 2017 anche se le differenze in termini di numero di individui e di individui territoriali nel corso delle due annate sono ridotte.

Considerando solo le aree interessate dagli interventi del progetto, nella macroarea del Cocollo si può stimare vi insistesse, almeno in parte, il territorio di almeno 3-4 coppie nel 2017, soltanto di due coppie nel 2019; nella macroarea delle Casacce, con gli stessi criteri, si sono stimate sei coppie nel 2017, 10-14 coppie nel 2019 (con ulteriori due coppie in aree vicine).

Tabella 15. Risultati dei rilievi per il succiacapre nelle quattro macroaree.

macroarea Massanera	2017			2019		
	campione	confronto	totale	campione	confronto	totale
<b>n. di punti</b>		<b>6</b>	<b>6</b>		<b>6</b>	<b>6</b>
punti di presenza		2	2		5	5
<i>punti di presenza (%)</i>		33%	33%		83%	83%
individui		3	3		6	6
<i>individui (media/punto)</i>		0.50	0.50		1.00	1.00
indd. con manifestazioni territoriali		3	3		5	5
<i>indd. con manifestazioni territoriali (%)</i>		0.50	0.50		0.83	0.83
macroarea Poggio della Regina	2017			2019		
	campione	confronto	totale	campione	confronto	totale
<b>n. di punti</b>		<b>5</b>	<b>5</b>		<b>5</b>	<b>5</b>
punti di presenza		3	3		2	2
<i>punti di presenza (%)</i>		60%	60%		40%	40%
individui		4	4		4	4
<i>individui (media/punto)</i>		0.80	0.80		0.80	0.80
indd. con manifestazioni territoriali		3	3		4	4
<i>indd. con manifestazioni territoriali (%)</i>		0.60	0.60		0.80	0.80
macroarea Cocollo	2017			2019		
	campione	confronto	totale	campione	confronto	totale
<b>n. di punti</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>9</b>	<b>5</b>	<b>7</b>	<b>12</b>
punti di presenza	2	2	4	1	2	3
<i>punti di presenza (%)</i>	40%	50%	44%	20%	29%	25%
individui	3	3	6	2	2	4
<i>individui (media/punto)</i>	0.60	0.75	0.67	0.40	0.29	0.33
indd. con manifestazioni territoriali	1	2	3	2	2	4
<i>indd. con manifestazioni territoriali (%)</i>	0.20	0.50	0.33	0.40	0.29	0.33
macroarea Casacce	2017			2019		
	campione	confronto	totale	campione	confronto	totale
<b>n. di punti</b>	<b>14</b>	<b>1</b>	<b>15</b>	<b>14</b>	<b>1</b>	<b>15</b>
punti di presenza	6	1	7	12	1	13
<i>punti di presenza (%)</i>	43%	100%	47%	86%	100%	87%
individui	8	2	10	20	2	22
<i>individui (media/punto)</i>	0.57	2.00	0.67	1.43	2.00	1.47
indd. con manifestazioni territoriali	6	1	7	16	2	18
<i>indd. con manifestazioni territoriali (%)</i>	0.43	1.00	0.47	1.14	2.00	1.20

## Discussione

I primi risultati hanno confermato come il palyback sia uno strumento utile per questo tipo di monitoraggio, permettendo di acquisire, a parità di sforzo di campionamento, un numero molto maggiore di dati rispetto all'ascolto passivo (Holyoak 2001; Reino et al. 2015): solo il 22% circa degli individui di succiacapre contattati si è manifestato in maniera spontanea nel 2017, soltanto il 33% nel 2019 e la percentuale di manifestazioni spontanee è molto bassa in particolare nelle aree con minore densità.

La specie è risultata in generale piuttosto diffusa in tutte le aree indagate; il succiacapre è del resto discretamente ben distribuito in Toscana e nell'Italia centro settentrionale (Tellini Florenzano et al. 1997); le densità in Italia sono molto variabili e difficilmente confrontabili (Brichetti & Fracasso 2006; Gustin et al. 2009) ma la specie è relativamente comune dove sono presenti gli ambienti adatti, sia in ambito mediterraneo (Consani & Tellini Florenzano 2001) sia in ambito montano (Spadoni 2013; Londi 2019). Per l'area oggetto di studio non erano disponibili, prima di questo monitoraggio, dati recenti; la specie risultava comunque discretamente diffusa negli ultimi decenni del XX secolo (Tellini & Lapini 1991) sebbene fosse, almeno in alcuni ambiti, considerata piuttosto localizzata (Delfino & Oliva 2010).

Si può quindi confermare la preferenza della specie per ambienti di brughiera, per la quale si avevano alcune indicazioni, sia pure non sistematiche, per l'area di studio (Tellini & Lapini 1991) ma che è comunque ampiamente attestata in Europa (Liley & Clarke 2003; Bright et al. 2007; Peplowska-Marczak et al. 2017) e del resto la frequentazione per le brughiere è registrata anche in altre zone d'Italia (Alberti et al. 2003; Bonazzi et al. 2003; Casale & Brambilla 2010; Borgo 2011; Siddi 2019).

Nel 2019 il succiacapre è risultato nel complesso molto più abbondante rispetto al 2017. La situazione è tuttavia differenziata tra le diverse macroaree: un incremento alle Casacce (molto evidente) e a Massanera (meno evidente) mentre sul Cocollo e sul Poggio della Regina la specie è risultata più o meno stabile o in leggero decremento. I dati consentono alcune considerazioni, sia pure preliminari:

- nel 2019 oltre alle differenze consistenti tra le macroaree, si sono registrate anche alcune differenze all'interno delle stesse e tali differenze possono essere, almeno in prima approssimazione, messe in relazione con la quota: la zona delle Casacce, quella con la maggiore frequenza e abbondanza, è anche quella situata alle quote più basse; a Massanera alcuni punti sono situati a quote relativamente basse e proprio in questi il succiacapre è risultato molto abbondante nel 2019; sul Cocollo in tutti i punti alle quote più alte la specie nel 2019 non è stata rilevata. In generale il 2019 nell'area di studio è stato positivo per il succiacapre solo alle quote inferiori. Una possibile spiegazione può essere ricercata nelle cattive condizioni del mese di maggio, proprio il periodo in cui la specie si insedia nei territori riproduttivi (Cogliati & Meozzi 1989; Meozzi & Cogliati 1991), che è stato nel

2019, molto piovoso. Le condizioni climatiche della primavera possono avere effetti sulla stagione riproduttiva del succiacapre (Morris et al. 1994) e le piogge intense possono risultare particolarmente dannose (Keeling 2013). Nell'area di studio le cattive condizioni, certamente peggiori alle quote più alte, possono aver avuto un impatto nella redistribuzione dei territori della specie;

- il succiacapre sembra in grado di utilizzare le aree già immediatamente dopo gli interventi. L'area delle Casacce, dove la specie ha registrato l'incremento maggiore, è anche quella dove è stata realizzata la maggior parte degli interventi (figura 3) e molte delle localizzazioni di succiacapre del 2019 interessano proprio aree oggetto degli interventi stessi (cfr. Appendice 6). Anche sul Cocollo, dove pure il succiacapre complessivamente non ha registrato aumenti e anzi la frequenza nei punti campione è risultata inferiore nel 2019 rispetto al 2017, alcuni contatti riguardano comunque aree in cui sono stati realizzati interventi. Il succiacapre è in generale molto "reattivo" rispetto ai tagli della vegetazione: interventi realizzati proprio allo scopo di favorire la specie, sia pure in contesti diversi rispetto all'area di studio, hanno portato, in pochi anni, un aumento di popolazione (Burgess et al. 1990). Più in dettaglio è generalmente favorito dalle ceduazioni (Camprodon & Brotons 2006), utilizza i cedui e vi nidifica soprattutto nei primi tre anni dopo il taglio (Fuller et al. 1993) e il taglio della vegetazione, almeno su piccole superfici, non sembra avere alcun effetto deterrente neanche nell'immediato (Shewring et al. 2017).



Succiacapre *Caprimulgus europaeus* (foto Davide Ambu)

## Conclusioni

Si possono evidenziare in conclusione i seguenti punti:

- il metodo di censimento è risultato efficace nel rilevare la specie ed efficiente in termini di sforzo di campionamento;
- i risultati complessivamente confermano la buona diffusione della specie in tutta l'area monitorata;
- i risultati del censimento del 2019 indicano chiaramente come in tutte le aree monitorate il succiacapre sia risultato più abbondante rispetto al 2017 alle quote più basse, decisamente meno abbondante se non del tutto assente alle quote più alte. La spiegazione di questo fenomeno è da ricercare probabilmente nelle cattive condizioni climatiche della primavera 2019, certamente peggiori alle quote più alte;
- il succiacapre è risultato presente in molte delle aree in cui sono stati effettuati interventi, sin dal primo anno immediatamente seguente l'intervento stesso, confermandosi specie molto reattiva, rispetto soprattutto ai tagli della vegetazione.



Estesi ericeti nella macroarea della Casacce (foto Tommaso Campedelli)

## Conclusioni generali

I risultati dei primi due anni di monitoraggio confermano l'importanza che le brughiere montane rivestono per tutte le specie target, e non solo, e i dati raccolti hanno permesso di approfondire la distribuzione di numerose specie di interesse e di accertarne per la prima volta la nidificazione nel comprensorio del Pratomagno (astore, aquila reale, falco pellegrino).

Il confronto tra i risultati dei rilievi nelle aree campione e in quelle di confronto, evidenziano in maniera chiara come l'invasione delle brughiere da parte della vegetazione forestale rappresenti indubbiamente un pericolo concreto per la conservazione di numerose specie, prima di tutto per la magnanina comune che, nei settori con arbusteti più evoluti ha registrato densità molto inferiori.

Le condizioni meteo avverse della primavera 2019, che è stata molto piovosa, hanno influito in maniera evidente sulle popolazioni di molte specie che hanno registrato un calo, in particolare nei siti alle quote più alte (tra le specie target ad esempio l'albanella minore, la magnanina e, in minor misura, anche il succiacapre).

Le osservazioni permettono alcune considerazioni, sia pure preliminari, rispetto agli interventi di decespugliamento e fuoco prescritto e al loro effetto sulle specie target. Le aree in cui sono stati realizzati interventi sono utilizzate anche immediatamente dopo gli interventi stessi da tottavilla e calandro, che sono anche in grado di insediarsi subito anche con nuovi territori e anche il succiacapre è stato rilevato molto frequentemente in aree decespugliate e bruciate. Per quanto riguarda la magnanina comune, le aree degli interventi sono invece del tutto evitate, almeno nei primi due anni, tuttavia sono state osservati insediamenti di nuovi territori in ericeti di tre anni di età (tagliati precedentemente all'inizio del progetto).



Biancone *Circaetus gallicus* (foto S. Cutini)

## Bibliografia

- Agostini, N., Baghino, L., Coleiro, C., Corbi, F., & Premuda, G. 2002. Circuitous autumn Migration in the Short-toed Eagle (*Circaetus gallicus*). *J. Raptor Res.* 2 36: 111–114.
- Alberti, P., Carabella, M., Colaone, S., Danini, G., Saporetti, F., & Scandolara, C. 2003. L'avifauna nidificante nelle brughiere della Lombardia occidentale. *Riv. ital. Orn.* 72: 269–271.
- Arcamone, E., & Puglisi, L. 2006. Cronaca Ornitologica Toscana. Osservazioni relative agli anni 1992-2004. *Alula* 124: 3–124.
- Baghino, L., Campora, M., & Cattaneo, G. 2009. *Il Biancone. Biologia e migrazione nell'Appennino ligure*. Edizioni il Piviere.
- Baghino, L., & Premuda, G. 2007. Nuovi dati sulla migrazione primaverile "a circuito" del biancone *Circaetus gallicus* in Italia. *Avocetta* 31: 70–72.
- Bakaloudis, D.E. 2009. Implications for conservation of foraging sites selected by Short-toed Eagles (*Circaetus gallicus*) in Greece. *Ornis Fennica* 86: 89–96.
- Bakaloudis, D.E., Vlachos, C.G., & Holloway, G.J. 1998. Habitat use by Short-toed Eagles *Circaetus gallicus* and their reptilian prey during the breeding season in Dadia Forest (North-Eastern Greece). *Journal of Applied Ecology* 35: 821–828.
- Bakaloudis, D.E., Vlachos, C., Papageorgiou, N., & Holloway, G. 2001. Nest-site habitat selected by Short-toed Eagles *Circaetus gallicus* in Dadia Forest (northeastern Greece). *Ibis* 143: 391–401.
- Band, W., Madders, W., & Whitfield, D.P. 2007. Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. In *Birds and Wind Farms*, pp. 259–275. Quercus, Madrid.
- Barrientos, R., & Arroyo, B. 2014. Nesting habitat selection of Mediterranean raptors in managed pinewoods: Searching for common patterns to derive conservation recommendations. *Bird Conservation International* 24: 138–151.
- Bellavita, M., & Sorace, A. 2019. Distribuzione del succiacapre e di rapaci notturni nella Riserva naturale di Monte Rufeno. In Balestrieri, R. & Bazzi, G. (eds.), *XX Convegno Italiano di Ornitologia. Napoli 26-29 settembre 2019. Libro degli abstract*, p. 73.
- Bensusan, K. 2008. The impact of a cold spell on populations of Sardinian Warblers *Sylvia melanocephala* and Zitting Cisticolas *Cisticola juncidis* at Windmill Hill Flats, Gibraltar. In Garcia, E. (ed.), *Gibraltar Bird Report 2007*, pp. 47–50. Gibraltar Ornithological & Natural History Society.
- Van den Berg, L.J.L., Bullock, J.M., Clarke, R.T., Langston, R.H.W., & Rose, R.J. 2001. Territory selection by the Dartford warbler (*Sylvia undata*) in Dorset, England: The role of vegetation type, habitat fragmentation and population size. *Biological Conservation* 101: 217–228.
- Best, L.B. 1975. Interpretational errors in the "Mapping Method" as census technique. *The Auk* 92: 452–460.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D., Hill, D.A., & Mustoe, S.H. 2000. *Bird census techniques. Second edition*. Academic Press, London.
- Bibby, C.J., & Tubbs, C.R. 1975. Status, habitats and conservation of the Dartford Warbler in England. *British Birds* 68: 177–195.
- Bonazzi, P., Farina, F., & Favaron, M. 2003. Popolamento di Succiacapre, *Caprimulgus europaeus*, nella Riserva Naturale Sasso Malascarpa. *Riv. ital. Orn.* 72: 227–232.
- Bonora, M., Ceccarelli, P.P., & Casadei, M. 2007. L'astore *Accipiter gentilis* nelle Foreste Casentinesi. *Picus* 33: 41–50.
- Borgo, A. 2011. Proposta di metodo per la valutazione predittiva dell'habitat di specie in Rete Natura 2000. Esempi applicativi su Civetta capogrosso e Succiacapre. *Bollettino del Museo di Storia Naturale di Venezia* 62: 226–232.
- Bost, C.A. 1995. Fauvette pitchou, *Sylvia undata*. In Yeatman-Berthelot, D. & Jarry, G. (eds.), *Nouvel atlas des oiseaux nicheurs de France (1985-1989)*, pp. 562–563. Editions de la Société Ornithologique de France.
- Brambilla, M., Casale, F., & Siccardi, P. 2007. *Linee guida e indicazioni gestionali per la conservazione dell'averla piccola (Lanius collurio), specie di interesse comunitario (Allegato I, Direttiva 79/409/CEE), in Lombardia. Relazione tecnica finale*.
- Brichetti, P., & Fracasso, G. 2006. *Ornitologia italiana. Vol. 3. Stercorariidae-Caprimulgidae*. Alberto Perdisa editore, Bologna.
- Brichetti, P., & Fracasso, G. 2013. *Ornitologia Italiana Vol. 1 Parte III: Pandionidae-Falconidae. Edizione elettronica riveduta e aggiornata*. Oasi Alberto Perdisa.
- Brichetti, P., & Fracasso, G. 2018. *The Birds of Italy. 1. Anatidae-Alcidae*. Edizioni Belvedere, Latina.

- Bright, J.A., Langston, R.H.W., & Bierman, S. 2007. *Habitat associations of nightjar Caprimulgus europaeus breeding on heathland in England*. RSPB Research Report.
- Brunelli, M. 2007. Lo stato delle ricerche sul Pellegrino *Falco peregrinus* in Italia. In Magrini, M., Perna, P., & Scotti, M. (eds.), *Aquila reale, Lanario e Pellegrino nell'Italia peninsulare. Stato delle conoscenze e problemi di conservazione. Atti del Convegno di Serra San Quirico (Ancona) 26-28 marzo 2004*, pp. 50–54. Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi.
- Burgess, W.D., Evans, C.E., & Sorensen, J. 1990. The management of lowland heath for nightjars at Minsmere, Suffolk, Great Britain. *Journal of Environmental Management* 31: 351–359.
- Cadbury, C.J. 1981. Nightjar census methods. *Bird Study* 28: 1–4.
- Campedelli, T., Buvoli, L., Bonazzi, P., Calabrese, L., Calvi, G., Celada, C., Cutini, S., de Carli, E., Fornasari, L., Fulco, E., La Gioia, G., Londi, G., Rossi, P., Silva, L., & Tellini Florenzano, G. 2012. Andamenti di popolazione delle specie comuni nidificanti in Italia: 2000-2011. *Avocetta* 36: 121–143.
- Campedelli, T., Londi, G., Cutini, S., & Tellini Florenzano, G. 2013. Dati sul popolamento di rapaci nell'Appennino centro-settentrionale. In Mezzavilla, F. & Scarton, F. (eds.), *Atti Secondo Convegno Italiano Rapaci Diurni e Notturni. Treviso, 12-13 ottobre 2012*, pp. 197–202. Quaderni Faunistici. Associazione Faunisti Veneti.
- Campedelli, T., Londi, G., Miniati, G., Cutini, S., & Tellini Florenzano, G. 2016. Recovering mountain Mediterranean grasslands for breeding birds: ecology and population status shape species responses to management. *Biodiversity and Conservation* 25: 1695–1710.
- Campedelli, T., Tellini Florenzano, G., Londi, G., & Mini, L. 2007. Nuovi pascoli per la tottavilla. *Sherwood* 130: 17–20.
- Campronon, J., & Brotons, L. 2006. Effects of undergrowth clearing on the bird communities of the Northwestern Mediterranean Coppice Holm oak forests. *Forest Ecology and Management* 221: 72–82.
- Cantos, F.J., & Isenmann, P. 1997. *Sylvia undata* Dartford Warbler. In Hagemaijer, W.J.M. & Blair, M.J. (eds.), *The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their distribution and abundance*, p. 585. T & A D Poyser, London.
- Casale, F., & Brambilla, M. 2010. *L'avifauna nidificante negli ambienti aperti del Parco Nazionale della Val Grande*. Parco Nazionale della Val Grande. FLA.
- Catchpole, C.K., & Phillips, J.F. 1992. Territory quality and reproductive success in the Dartford warbler *Sylvia undata* in Dorset, England. *Biological Conservation* 61: 209–215.
- Cauli, F., & Genero, F. (Eds.). 2017. *Rapaci d'Italia*. Edizioni Belvedere, Latina.
- Ceccarelli, P.P. 2019. Astore *Accipiter gentilis*. In Ceccarelli, P.P., Gellini, S., Londi, G., & Agostini, N. (eds.), *Atlante degli uccelli nidificanti nel Parco delle Foreste Casentinesi Monte Falterona e Campigna (2012-2017)*, pp. 52–53. Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna. ST.E.R.N.A.
- Ceccarelli, P.P., & Gellini, S. 2008. Trend di popolazioni di aree aperte nell'Appennino romagnolo nell'ultimo decennio. *Natura Modenese* 8: 25–28.
- Cecere, J.G., Panuccio, M., Ghiurghi, A., Urbano, F., Imperio, S., Celada, C., & López-López, P. 2018. Snake species richness predicts breeding distribution of short-toed snake eagle in central Italy. *Ethology Ecology & Evolution* 30: 178–186.
- Chiatante, G. 2014. Habitat selection of Dartford Warbler *Sylvia undata* on Elba Island (Tuscan Archipelago, Italy). *Bird Study* 61: 438–443.
- Clark, J.M., & Eyre, J. 2012. Dartford Warblers on the Thames basin and Wealden Heaths. *British Birds* 105: 308–317.
- Clarke, R. 1996. *Montagu's Harrier*. Arlequin Press, Chelmsford, Essex.
- Cogliati, M., & Meozzi, D. 1989. Considerazioni sul canto territoriale del succiacapre. *Supplemento alle Ricerche Biologia della Selvaggina XVI*:
- Cogliati, M., & Meozzi, D. 1991. I posatoi del succiacapre (*Caprimulgus europaeus*). *Supplemento alle Ricerche Biologia della Selvaggina XVII*: 27–30.
- Consani, P., & Tellini Florenzano, G. 2001. Censimento di una popolazione di Succiacapre *Caprimulgus europaeus* in Toscana Centrale. *Avocetta* 25: 193.
- Conway, G., Wotton, S., Henderson, I., Langston, R., Drewitt, A., & Currie, F. 2007. Status and distribution of European Nightjars *Caprimulgus europaeus* in the UK in 2004. *Bird Study* 54: 98–111.
- Corbacho, C., & Sánchez, J.M. 2000. Clutch size and egg size in the breeding strategy of Montagu's harrier *Circus pygargus* in a mediterranean area. *Bird Study* 47: 245–248.
- Corbacho, C., Sánchez, J.M., & Sánchez, A. 1997. Breeding biology of Montagu's Harrier *Circus pygargus* L. in agricultural environments of southwest Spain; comparison with other populations in the western Palearctic. *Bird Study* 44: 166–175.

- Cormier, J.P., Fustec, J., Pithon, J., & Choisy, P. 2008. Selection of nesting habitat by Montagu's Harriers *Circus pygargus* and Hen Harriers *Circus cyaneus* in managed heaths. *Bird Study* 55: 86–93.
- Cramp, S., & Simmons, K.E.L. (Eds.). 1985. *The Birds of the Western Palearctic. Volume IV. Terns to Woodpeckers*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Delfino, G., & Oliva, G. (Eds.). 2010. *La fauna di Reggello. Le specie da proteggere*. Università di Firenze, Dipartimento Biologia Evoluzionistica "Leo Pardi". Comune di Reggello, Assessorato all'ambiente.
- Dhondt, A.A. 1983. Variations in the number of overwintering stonechats possibly caused by natural selection. *Ringing and Migration* 4: 155–158.
- Dobinson, B.H.M., & Richards, A.J. 1964. The effects of the severe winter of 1962/63 on birds in Britain. *British Birds* 57: 373–434.
- Dowson, D.G. 1981. The usefulness of absolute ("census") and relative ("sampling" or "index") measures of abundance. In Ralph, C.J. & Scott, J.M. (eds.), *Estimating Numbers of Terrestrial Birds*, pp. 554–558. Studies in Avian Biology. The Cooper Ornithological Society.
- Dunn, E.H., Hessel, D.J.T., & Inzunza, E.R. 2008. Recommended methods for population monitoring at raptor-migration watch sites. In Bildstein, K.L., Smith, J.P., Ruelas, E.I., & Veit, R.R. (eds.), *State of North America's birds of prey*, pp. 447–460.
- Enemar, A., Bengt, S., & Svensson, S. 1978. The Effect of Observer Variability on Bird Census Results Obtained by a Territory Mapping Technique. *Ornis Scandinavica (Scandinavian Journal of Ornithology)* 9: 31–39.
- Faralli, U. 1994. Breeding Biology, Habitat Selection and Conservation of Montagu's Harrier *Circus pygargus* in the Northern Apennines, Italy. In Meyburg, B.-U. & Chancellor, R.D. (eds.), *Raptor Conservation Today*, pp. 97–101. WWGPPB/The Pica Press.
- Faralli, U. 1995. Effetti della riforestazione sulle comunità ornitiche di una brughiera dell'Appennino Settentrionale, Toscana. In Pandolfi, M. & Foschi, U.F. (eds.), *Atti del VII Convegno Nazionale di Ornitologia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, pp. 299–306.
- Fasce, P., & Fasce, L. 2017. A comment about the meeting's results. In Fasce, P., Fasce, L., & Gustin, M. (eds.), *Proceedings of First conference on the Golden Eagle Aquila chrysaetos population in Italy. Population, Trends and Conservation. Avocetta*, pp. 93–95.
- Flitti, A. 2015. Fauvette pitchou *Sylvia undata*. In Issa, N. & Muller, Y. (eds.), *Atlas des oiseaux de France métropolitaine. Nidification et présence hivernale. Volume 2. Des Ptéroclidés aux Embéridés*, pp. 1058–1061. Delachaux et Niestlé, Paris.
- Fuller, R.J., & Warren, M.S. 1993. *Coppiced Woodlands: Their Management for Wildlife*. Joint Nature Conservation Committee. BTO
- Gates, N. 2014. New Forest Dartford warbler 2014 Survey Report. Higher Level Stewardship Agreement The Verderers of the New Forest AG00300016
- Gilbert, G., Gibbons, D.W., & Evans, J. 2011. *Bird Monitoring Methods*. Pelagic Publishing Limited.
- Giraud, L. 2007. La migrazione dei rapaci in Italia. In *Atti del Convegno: Le autostrade del cielo - Rotte di migrazione dell'avifauna attraverso le Alpi*, pp. 1–10. Regione Piemonte, Osservatorio Regionale Fauna Selvatica.
- Gottschalk, T.K., & Huettmann, F. 2011. Comparison of distance sampling and territory mapping methods in four different habitats. *Journal of Ornithology* 152: 421–429.
- Gregory, R.D., Gibbons, D.W., & Donald, P.F. 2004. Bird census and survey techniques. In Sutherland, W.J., Newton, I., & Green, R.E. (eds.), *Bird Ecology and Conservation; a Handbook of Techniques*, pp. 17–56. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Gregory, R.D., & Greenwood, J.J.D. 2008. Counting common birds. In Voříšek, P., Klvaňová, A., Wotton, S., & Gregory, R.D. (eds.), *A best practice guide for wild bird monitoring schemes*, pp. 21–54. CSO/RSPB.
- Gustin, M., Brambilla, M., & Celada, C. 2009. Valutazione dello stato di conservazione dell'avifauna italiana. Specie in allegato I della direttiva Uccelli. 1153.
- Hardey, J., Crick, H., Wernham, C., Riley, H., Etheridge, B., & Des, T. 2013. *Raptors. A Field Guide to Survey and Monitoring*. The Stationery Office (TSO).
- Herrando, S., del Amo, R., Brotons, L., & Llacuna, S. 2001. Factors influencing post-fire dynamics of Sardinian and Dartford Warblers in Mediterranean shrublands. *Ornis Fennica* 78: 168–174.
- Holyoak, D.T. 2001. *Nightjars and their Allies*. Oxford University Press, Oxford. New York.
- Jablonski, K.E., McNulty, S.A., & Schlesinger, M.D. 2010. A Digital Spot-mapping Method for Avian Field Studies. *The Wilson Journal of Ornithology* 122: 772–776.

- Jerzy, G., Ireneusz, M., Osiejuk, T.S., & Tryjanowski, P. 2008. Densities and Habitats of the Tawny Pipit *Anthus campestris* in the Wielkopolska Region (W Poland). *Acta Ornithologica* 43: 221–225.
- Jiguet, F., Brotons, L., & Devictor, V. 2011. Community responses to extreme climatic conditions. *Current Zoology* 57: 406–413.
- Jiguet, F., Devictor, V., Ottvall, R., Van Turnhout, C., Van der Jeugd, H., & Lindström, Å. 2010. Bird population trends are linearly affected by climate change along species thermal ranges. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*
- Jiguet, F., & Williamson, T. 2013. Habitat-dependent population recovery in the Dartford Warbler *Sylvia undata* following a severe winter episode. *Bird Study* 60: 391–398.
- Keeling, A. 2013. The success rate of *C. europaeus* nests upon Cannock Chase in Staffordshire. University of Central Lancashire.
- Kennedy, R.J. 1970. Direct effects of rain on birds: a review. *British Birds* 63: 401–414.
- Krupiński, D., Lewtak, J., & Szulak, K. 2010. Semicolonial nesting and conservation of the Montagu's harrier *Circus pygargus* in rapeseed fields in Southern Podlasie (eastern Poland). *Slovak Raptor Journal* 4: 37–40.
- Liley, D., & Clarke, R.T. 2003. The impact of urban development and human disturbance on the numbers of nightjar *Caprimulgus europaeus* on heathlands in Dorset, England. *Biological Conservation* 114: 219–230.
- Limiñana, R., Soutullo, Á., Urios, V., & Surroca, M. 2006. Vegetation height selection in Montagu's Harriers *Circus pygargus* breeding in a natural habitat. *Ardea* 94: 280–284.
- Londi, G. 2019. Succiacapre *Caprimulgus europaeus*. In Ceccarelli, P.P., Gellini, S., Londi, G., & Agostini, N. (eds.), *Atlante degli uccelli nidificanti nel Parco delle Foreste Casentinesi Monte Falterona e Campigna (2012-2017)*, pp. 78–79. ale Foreste Casentinesi Monte Falterona e Campigna. ST.E.R.N.A.
- Londi, G., Mini, L., Tellini Florenzano, G., Sorace, A., & Campedelli, T. 2009. Explicit nation-wide habitat models for Italian larks (Alaudidae). *Avocetta* 33: 99–106.
- López-Iborra, G.M., Limiñana, R., Pavón, D., & Martínez-Pérez, J.E. 2011. Modelling the distribution of short-toed eagle (*Circaetus gallicus*) in semi-arid Mediterranean landscapes: identifying important explanatory variables and their implications for its conservation. *European Journal of Wildlife Research* 57: 83–93.
- Marchant, J. 1983. *BTO Common Birds Census instructions*. BTO, Tring.
- Martelli, D., & Sandri, V. 1991. *Status ed ecologia riproduttiva dell'albanella minore (Circus pygargus) in Emilia-Romagna. Analisi conclusiva*.
- Mason, C.F. 1976. Breeding biology of the sylvia warblers. *Bird Study* 23: 213–232.
- Meozzi, D., & Cogliati, M. 1991. Alcune osservazioni sulla biologia del succiacapre (*Caprimulgus europaeus*). *Supplemento alle Ricerche Biologia della Selvaggina* XVII: 31–34.
- Meozzi, D., & Cogliati, M. 1986. Metodi di censimento dei succiacapre *Caprimulgus europaeus* in ambiente Mediterraneo. In Fasola, M. (ed.), *Atti III Convegno Italiano di Ornitologia*, pp. 285–286.
- Morelli, F., Pruscini, F., Morganti, N., Urbinati, C., Asprea, S., Casali, S., Fosca, A., Magalotti, P., Mencarelli, M., & Morici, F. 2012. Montagu's harrier *Circus pygargus* in the northern Marche region of central Italy: first evidence of a possible population increase. *Avocetta* 36: 59–64.
- Moreno-Rueda, G., & Pizarro, M. 2007. Snake species richness and shrubland correlate with the short-toed eagle (*Circaetus gallicus*) distribution in southeastern Spain. *Annales Zoologici Fennici* 44: 314–320.
- Morris, A., Burges, D., Evans, A.D., Smith, K.W., & Fuller, R.J. 1994. The status and distribution of nightjars *Caprimulgus europaeus* in Britain in 1992. A report to the British Trust for Ornithology. *Bird Study* 41: 181–191.
- Nardelli, R. 2017. *Trend and status of the Golden Eagle Aquila chrysaetos breeding population in the northern Apennines: Results from 20-years of monitoring* (P. Fasce, L. Fasce, & M. Gustin, Eds.).
- Nardelli, R., Andreotti, A., Brambilla, M., Brecciaroli, B., Celada, C., Dupré, E., Gustin, M., Longoni, V., Pirrello, S., Spina, F., Volponi, S., & Serra, L. 2015. *Rapporto sull'applicazione della Direttiva 147/2009/CE in Italia: dimensione, distribuzione e trend delle popolazioni di uccelli (2008-2012)*. ISPRA. MATTM.
- North, P.M. 1977. A novel clustering method for estimating numbers of bird territories. *Applied Statistics* 26: 149–155.
- Oelke, H. 1981. Limitation of the mapping method. In Ralph, C.J. & Scott, J.M. (eds.), *Estimating Numbers of Terrestrial Birds*, pp. 114–118. Studies in Avian Biology. The Cooper Ornithological Society.
- Pełowska-Marczak, D., Ivkovich, D., & Zaniewski, P. 2017. *Habitat selectivity and distribution of European Nightjar (Caprimulgus europaeus) on two heatlands in Poland and Belarus*.
- Petretti, F. 2008. *L'aquila dei serpenti*. Pandion Edizioni, Roma.

- Piazzini, S., & Favilli, L. 2016. La magnanina comune, *Sylvia undata* (Boddaert, 1783). In Saveri, C. (ed.), *La Riserva Naturale Biogenetica di Tocchi*, pp. 217–218. Corpo Forestale dello Stato, UTB Siena. Edizioni il Leccio, Monteriggioni (Siena).
- Pons, P. 1998. Bird site tenacity after prescribed burning in a Mediterranean shrubland. In Trabaud, L. (ed.), *Fire Management and landscape Ecology*, pp. 261–270. International Association of Wildland Fire, Fairfield, Washington.
- Pons, P. 2004. Tallareta cuallarga *Sylvia undata*. In Estrada, J., Pedrocchi, V., Brotons, L., & Herrando, S. (eds.), *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002*, pp. 430–431. Institut Català d'Ornitologia (ICO). Lynx Edicions, Barcelona.
- Pons, P., Bas, J.M., Prodon, R., Roura-Pascual, N., & Clavero, M. 2008. Territory characteristics and coexistence with heterospecifics in the Dartford warbler *Sylvia undata* across a habitat gradient. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 62: 1217–1228.
- Pons, P., & Clavero, M. 2010. Bird responses to fire severity and time since fire in managed mountain rangelands. *Animal Conservation* 13: 294–305.
- Pons, P., Clavero, M., Bas, J.M., & Prodon, R. 2012. Time-window of occurrence and vegetation cover preferences of Dartford and Sardinian Warblers after fire. *Journal of Ornithology* 153: 921–930.
- Pons, P., & Prodon, R. 1996. Short term temporal patterns in a Mediterranean shrubland bird community after wildfire. *Acta Oecologica* 17: 29–41.
- Potena, G., Panella, M., Sammarone, L., Altea, T., Spinetti, M., Opramolla, G., & Posillico, M. 2009. Il grifone *Gyps fulvus* nell'Appennino centrale: status report 1994-2009. *Alula* XVI: 47–52.
- Premuda, G. 2010. Il biancone e gli altri rapaci diurni migratori. In Premuda, G., Ricci, U., & Viviani, F. (eds.), *Rapaci delle Alpi Apuane*, pp. 51–76. Pacini Editore, Pisa.
- Premuda, G., Bonora, M., Leoni, G., & Roscelli, F. 2006. Note sulla migrazione dei rapaci attraverso l'Appennino settentrionale. *Picus* 32: 109–112.
- Premuda, G., Viviani, F., & Franchini, M. 2015. Reverse and cross migration of Western Honey Buzzard *Pernis apivorus* at the Apuane Alps watch-site (Tuscany). *Avocetta* 39: 67–72.
- Raman, T.R.S. 2003. Assessment of census techniques for interspecific comparisons of tropical rainforest bird densities: A field evaluation in the Western Ghats, India. *Ibis* 145: 9–21.
- Ramos Encalado, J.J., & Pumariño, X.V. 2003. Curruca rabilarga *Sylvia undata*. In Martí, R. & del Moral, J.C. (eds.), *Atlas de las aves reproductoras de España*, pp. 470–471. Dirección General de Conservación de la Naturaleza del Ministerio de Medio Ambiente – SEO /BirdLife.
- Reino, L., Porto, M., Santana, J., & Osiejuk, T.S. 2015. Influence of moonlight on nightjars' vocal activity: a guideline for nightjar surveys in Europe. *Biologia* 70: 968–973.
- Sánchez-Zapata, J.A., & Calvo, J.F. 1999. Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats. *Journal of Applied Ecology* 36: 254–262.
- Schaefer, T., & Barkow, A. 2004. Habitat and nest site preferences of *Sylvia atricapilla* and *S. Melanocephala* in Majorca. *Ardeola* 51: 445–450.
- Scheffer, M. 1987. An automated method for estimating the number of bird territories from an observation map. *Ardea* 75: 231–236.
- Schiassi, S., Battaglia, A., Bonora, M., Campora, M., Cottalasso, R., Del Chiaro, L., Mendi, M., Pastorino, A., Sesti, L., Pedrelli, M., Ricci, U., Sesti, L., & Nardelli, R. 2013. Monitoring of Golden Eagle *Aquila chrysaetos* breeding pairs in the Northern Apennines (1997-2012). In Mezzavilla, F. & Scarton, F. (eds.), *Atti Secondo Convegno Italiano Rapaci Diurni e Notturmi. Treviso, 12-13 ottobre 2012*, pp. 179–187. Quaderni faunistici. Associazione Faunisti Veneti.
- Schmid, H. 2008. How to count birds in the field? In Voříšek, P., Klvaňová, A., Wotton, S., & Gregory, R.D. (eds.), *A best practice guide for wild bird monitoring schemes*, pp. 60–63. CSO/RSPB.
- Schmid, H., Burkhardt, M., Keller, V., Knaus, P., Volet, B., & Zbinden, N. 2001. *Die Entwicklung der Vogelwelt in der Schweiz*. Swiss Ornithological Institute, Sempach, Switzerland.
- Schmid, H., & Spiess, M. 2008. *Brutvogelaufnahmen bei BDM-Z7 und MHB: Anleitung zur Entscheidfi Anleitung zur Entscheidfi ndung bei Grenzfällen und zur Revierausscheidung*. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- Serroni, P., Del Bove, E., & Rotondaro, F. (Eds.). 2010. *Il Grifone in Italia. Status, problematiche, prospettive. Castrovillari, 10 dicembre 2010*. Parco Nazionale del Pollino.

- Shewring, M., Vafidis, J., Shewring, M., & Vafidis, J. 2017. The effectiveness of deterrent measures to minimize disturbance impacts to breeding European nightjar at an upland wind farm site in South Wales, UK. *Conservation Evidence* 14: 58–60.
- Shirihai, H., Gargallo, G., Helbig, A., Kirwan, G., & Svensson, L. 2001. *Sylvia Warblers: identification, taxonomy and phylogeny of the genus Sylvia*. Christopher Helm.
- Siddi, L. 2019. Note su una popolazione di Succiacapre *Caprimulgus europaeus* nell'ecosistema Baraggivo biellese (BI, Italia). *Picus* 45: 27–28.
- Sirami, C., Brotons, L., & Martin, J.L. 2011. Woodlarks *Lullula arborea* and landscape heterogeneity created by land abandonment. *Bird Study* 58: 99–106.
- Sitters, H.P., Fuller, R.J., Hoblyn, R.A., Wright, M.T., Cowie, N., & Bowden, C.G.R. 1996. The Woodlark *Lullula arborea* in Britain: population trends, distribution and habitat occupancy. *Bird Study* 43: 172–187.
- Smokorowski, K.E., & Randall, R.G. 2017. Cautions on using the Before-After- Control-Impact design in environmental effects monitoring programs. *Facets* 2: 212–232.
- Spadoni, P. 2013. Censimenti di Succiacapre *Caprimulgus europaeus* sulla ZPS "Monte Carpegna e Sasso Simone e Simoncello." *Picus* 76: 105–109.
- Sposimo, P. 1988. Comunità ornitiche nidificanti sui Monti della Calvana (Firenze). *Quad. Mus. Stor. Nat. Livorno* 9: 105–129.
- Sposimo, P., Puglisi, L., Lebboroni, M., Pezzo, F., Vanni, L., Puglisi, L., & Vanni, L. 2013. *Sensibilità dell'avifauna agli impianti eolici in Toscana. Relazione finale. Rapporto tecnico non pubblicato*. Regione Toscana. Centro Ornitologico Toscano.
- Sposimo, P., & Tellini, G. 1988. Separazione spaziale tra allodola *Alauda arvensis* e tottavilla *Lullula arborea* nell'Appennino settentrionale. *Naturalista sicil., S. IV XII*: 299–303.
- Svensson, S.E. 1979a. Census efficiency and number of visits to a study plot when estimating bird densities by the territory mapping method. *Ecology, Journal of Applied* 16: 61–68.
- Svensson, S.E. 1979b. Interpersonal variation in species map evaluation in bird census work. *Acta Ornithologica* 14: 322–338.
- Svensson, S.E. 1981. Do transect counts monitor abundance trends in the same way as territory mapping in study plots? In Ralph, C.J. & Scott, J.M. (eds.), *Estimating Numbers of Terrestrial Birds*, pp. 209–214. Studies in Avian Biology. The Cooper Ornithological Society.
- Tellini Florenzano, G., Arcamone, E., Baccetti, N., Meschini, E., & Sposimo, P. 1997. *Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti in Toscana (1982-1992)*. Centro Ornitologico Toscano.
- Tellini Florenzano, G., Cursano, B., & Valtriani, M. 2001. Variazioni recenti nella distribuzione di alcune specie nidificanti rare e minacciate nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi. *Avocetta* 25: 70.
- Tellini Florenzano, G., Dessi Fulgheri, F., Campedelli, T., Londi, G., & Mini, L. 2010. La fauna. In Zangeri, L. (ed.), *Il Parco Culturale Pratomagno-Setteponti*, pp. 111–131. Pacini Editore, Ospedaletto (PI).
- Tellini Florenzano, G., & Lapini, L. 1999. Distribution and habitat of the Dartford Warbler *Sylvia undata* in the Eastern Tuscany. *Avocetta* 23: 32–36.
- Tellini Florenzano, G., Londi, G., Mini, L., & Campedelli, T. 2005. Avifauna delle praterie del Pratomagno: effetti a breve termine degli interventi del progetto life. In Borchi, S. (ed.), *Conservazione delle praterie montane dell'Appennino toscano. Atti del Convegno finale del progetto LIFE Natura NAT/IT/7239. Poppi, 27 ottobre 2005*, pp. 154–171. Comunità Montana del Casentino. Arti Grafiche Cianferoni, Stia (AR).
- Tellini Florenzano, G., Valtriani, M., Ceccarelli, P.P., & Gellini, S. 2002. *Uccelli delle praterie appenniniche*. Parco Nazionale Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna.
- Tellini, G., & Lapini, L. 1991. *Distribuzione, status e habitat degli uccelli* (V. Mazzarone, Ed.). Dream Italia. Provincia di Arezzo.
- Trierweiler, C., & Koks, B.J. 2009. Montagu's Harrier *Circus pygargus*. In Zwartz, L., Bijlsma, R.G., van der Kamp, J., & Wymenga, E. (eds.), *Living on the edge: Wetlands and birds in a changing Sahel*, pp. 178–202. KNNV Publishing, Zeist, The Netherlands.
- Tubbs, C.R. 1967. Numbers of Dartford warblers in England during 1962-66. *Brit. Birds* 60: 87–89.
- Verstraeten, G., Baeten, L., & Verheyen, K. 2011. Habitat preferences of European Nightjars *Caprimulgus europaeus* in forests on sandy soils. *Bird Study* 58: 120–129.
- Wechsler, S. 2018. Automating the analysis of territory mapping data in bird monitoring.

- Witham, J.W., & Kimball, A.J. 1996. Use of a Geographic Information System to Facilitate Analysis of Spot-Mapping Data. *Journal of Field Ornithology* 67: 367–375.
- Wotton, S., Conway, G., Eaton, M., Henderson, I., & Grice, P. 2009. The status of the Dartford warbler in the UK and the channel Islands in 2006. *British Birds* 102: 230–246.



Magnanina comune *Sylvia undata* (foto Francesco Rossi)

## Appendice 1 – Dettaglio dei rilievi per i Passeriformi

percorso	I stagione di rilievi			II stagione di rilievi			
	data		orario	data		orario	
<b>macroarea Massanera</b>							
14	29	marzo	2017	07:30 - 10:28	08	aprile 2019	07:25 - 09:58
	10	maggio	2017	07:30 - 10:50	04	giugno 2019	06:18 - 08:59
	10	giugno	2017	05:59 - 08:45	15	giugno 2019	06:31 - 09:24
15	29	marzo	2017	11:00 - 11:55	08	aprile 2019	10:53 - 11:31
	10	maggio	2017	11:40 - 12:30	04	giugno 2019	09:40 - 10:35
	10	giugno	2017	09:44 - 10:40	15	giugno 2019	10:30 - 11:20
16	29	marzo	2017	07:05 - 07:24	08	aprile 2019	10:10 - 10:25
	10	maggio	2017	10:50 - 11:15	04	giugno 2019	05:40 - 06:09
	10	giugno	2017	05:21 - 05:45	15	giugno 2019	06:00 - 06:24

percorso	I stagione di rilievi			II stagione di rilievi			
	data		orario	data		orario	
<b>macroarea Poggio della Regina</b>							
17	10	aprile	2017	07:30 - 08:53	08	aprile 2019	07:33 - 08:48
	13	maggio	2017	07:10 - 08:50	03	giugno 2019	06:13 - 07:18
	14	giugno	2017	06:16 - 07:57	17	giugno 2019	07:12 - 08:42
18	10	aprile	2017	07:00 - 07:24/09:00 - 09:57	08	aprile 2019	07:08 - 07:33/08:50 - 09:51
	13	maggio	2017	05:39 - 06:11/07:57 - 09:11	03	giugno 2019	05:35 - 06:13/07:19 - 08:20
	14	giugno	2017	05:39 - 06:16	17	giugno 2019	06:40 - 07:12/08:42 - 09:00
19	10	aprile	2017	10:15 - 10:35	08	aprile 2019	10:23 - 10:43
	13	maggio	2017	10:55 - 11:25	03	giugno 2019	08:32 - 08:48
	14	giugno	2017	09:25 - 09:47	17	giugno 2019	10:20 - 10:46

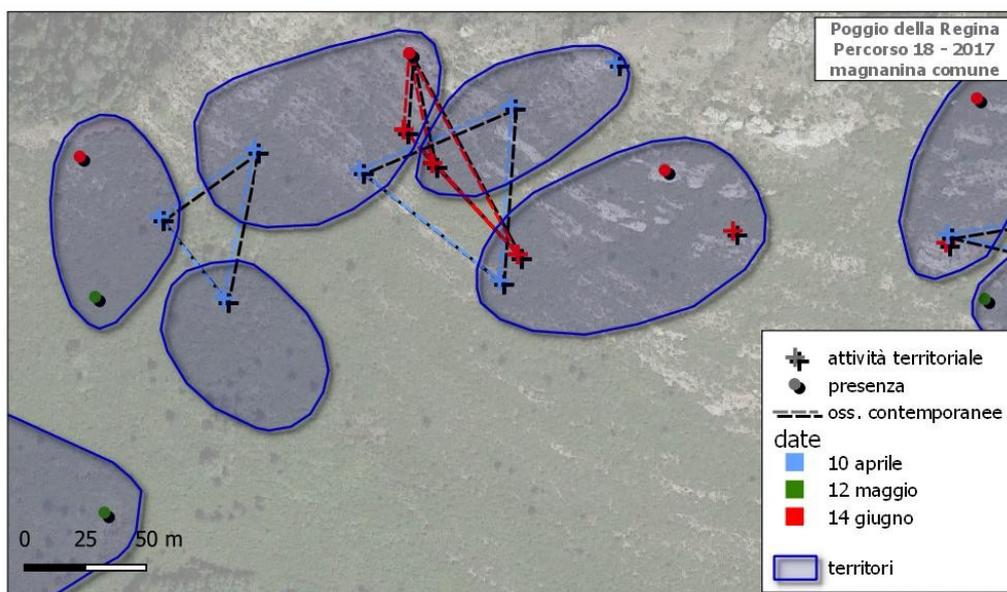
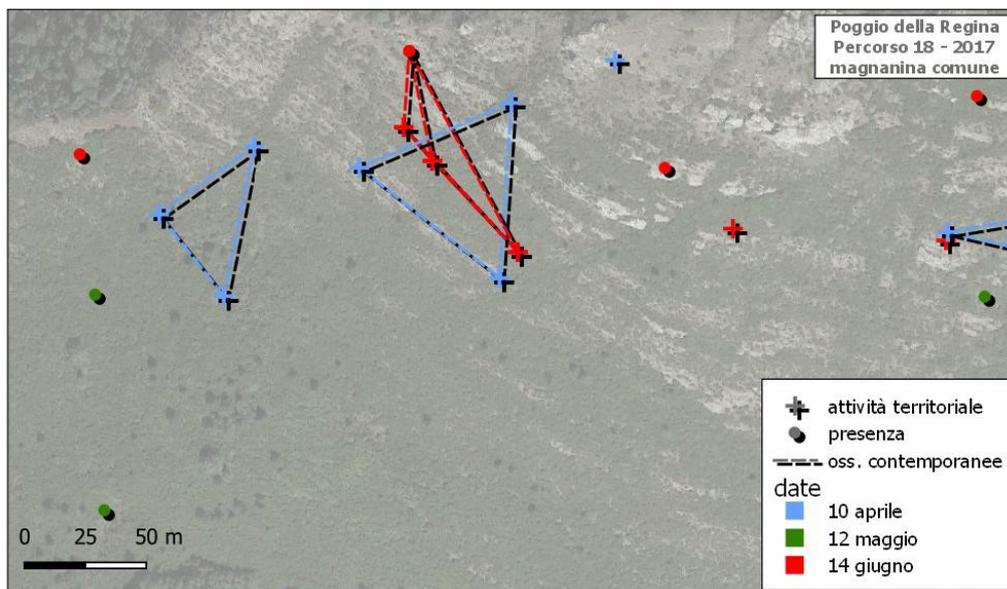
percorso	I stagione di rilievi			II stagione di rilievi			
	data		orario	data		orario	
<b>macroarea Cocollo</b>							
01	08	aprile	2017	07:00 - 08:30	12	aprile 2019	07:14 - 08:45
	11	maggio	2017	07:20 - 08:45	01	giugno 2019	05:40 - 06:58
	17	giugno	2017	06:05 - 07:50	16	giugno 2019	06:10 - 07:26
02	30	marzo	2017	09:00 - 09:25	01	aprile 2019	10:05 - 10:23
	08	aprile	2017	08:49 - 09:14	07	aprile 2019	10:31 - 10:45
	11	maggio	2017	09:05 - 09:25	11	maggio 2019	07:15 - 07:36
	30	maggio	2017	07:25 - 07:58	01	giugno 2019	09:16 - 09:30
	17	giugno	2017	08:15 - 08:35	16	giugno 2019	06:15 - 06:31
03	30	marzo	2017	09:30 - 10:00	01	aprile 2019	10:26 - 10:57
	08	aprile	2017	09:17 - 10:00	07	aprile 2019	10:09 - 10:25
	11	maggio	2017	09:30 - 10:10	11	maggio 2019	07:40 - 08:11
	30	maggio	2017	08:05 - 08:50	31	maggio 2019	08:43 - 09:15
	17	giugno	2017	08:40 - 09:20	16	giugno 2019	06:40 - 07:10
04	30	marzo	2017	09:43 - 10:19	01	aprile 2019	08:11 - 08:47
	08	aprile	2017	07:30 - 08:20	07	aprile 2019	07:25 - 08:00
	13	maggio	2017	09:00 - 09:46	11	maggio 2019	08:20 - 09:02
	30	maggio	2017	06:15 - 07:15	31	maggio 2019	07:53 - 08:36
	13	giugno	2017	07:40 - 08:32	16	giugno 2019	07:21 - 08:00

percorso	I stagione di rilievi			II stagione di rilievi		
	data		orario	data		orario
<b>macroarea Cocollo</b>						
05	30 marzo	2017	07:15 - 08:52	01 aprile	2019	08:50 - 10:30
	08 aprile	2017	08:25 - 11:05	07 aprile	2019	08:05 - 09:44
	13 maggio	2017	06:48 - 08:25	11 maggio	2019	09:30 - 10:57
	30 maggio	2017	07:30 - 09:50	31 maggio	2019	05:50 - 07:42
	13 giugno	2017	05:39 - 07:15	16 giugno	2019	08:00 - 09:40
26	27 marzo	2018	08:40 - 10:00	01 aprile	2019	07:48 - 09:15
	14 aprile	2018	06:55 - 08:45	12 aprile	2019	09:07 - 10:10
	11 maggio	2018	06:50 - 08:00	11 maggio	2019	07:08 - 09:26
	30 maggio	2018	06:16 - 07:49	01 giugno	2019	07:09 - 08:46
	18 giugno	2018	06:05 - 08:00	16 giugno	2019	07:41 - 09:15

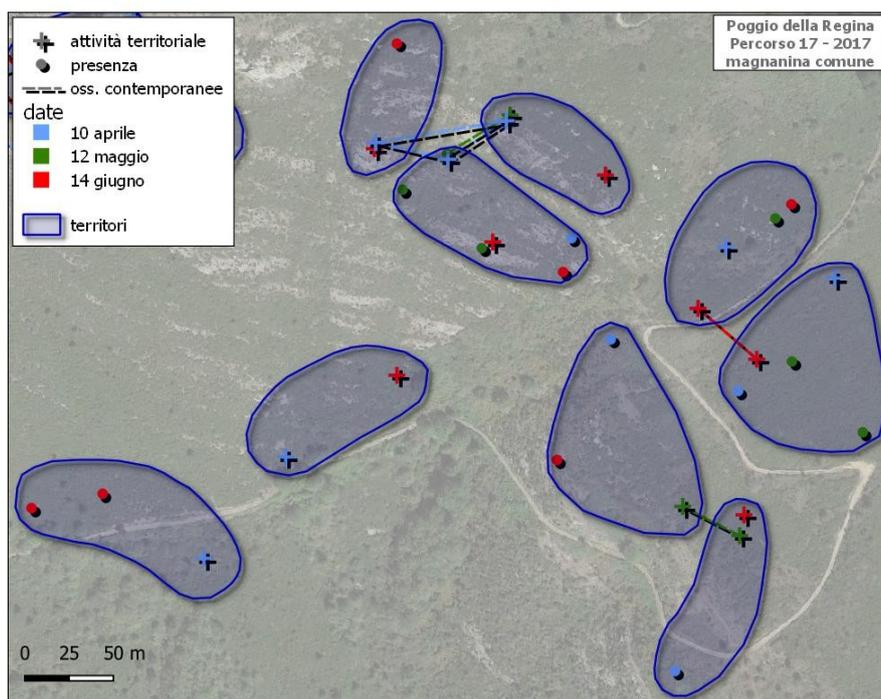
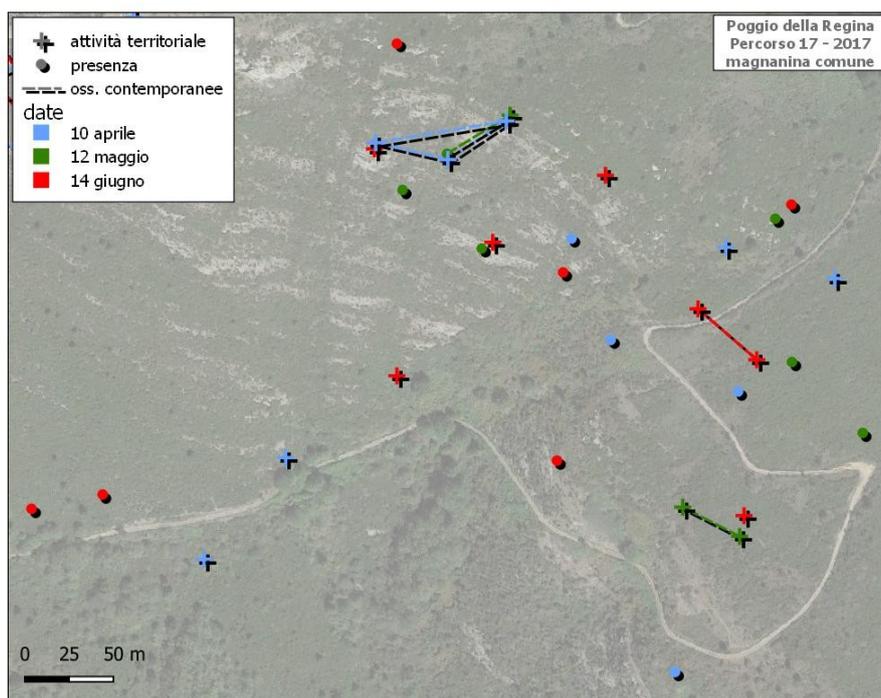
percorso	I stagione di rilievi			II stagione di rilievi		
	data		orario	data		orario
<b>macroarea Casacce</b>						
06	28 marzo	2017	07:55 - 08:33	02 aprile	2019	08:30 - 09:20
	07 aprile	2017	07:10 - 08:05	09 aprile	2019	07:10 - 07:48/09:26 - 09:48
	12 maggio	2017	06:35 - 07:45	16 maggio	2019	06:30 - 07:40
	29 maggio	2017	05:52 - 06:57	23 maggio	2019	06:35 - 07:29
	16 giugno	2017	05:45 - 07:52	17 giugno	2019	06:50 - 07:46
07	28 marzo	2017	08:37 - 10:16	02 aprile	2019	09:20 - 10:33
	07 aprile	2017	08:05 - 09:30	09 aprile	2019	07:48 - 09:26
	12 maggio	2017	07:45 - 09:30	16 maggio	2019	07:40 - 09:06
	29 maggio	2017	07:00 - 08:30	23 maggio	2019	07:46 - 09:14
	16 giugno	2017	06:20 - 07:35	17 giugno	2019	07:45 - 09:00
08	28 marzo	2017	09:20 - 10:00	30 marzo	2019	07:30 - 08:15
	07 aprile	2017	08:30 - 09:15	09 aprile	2019	08:30 - 09:15
	12 maggio	2017	07:30 - 08:00	11 maggio	2019	07:25 - 08:00
	29 maggio	2017	06:55 - 07:54	28 maggio	2019	07:00 - 08:05
	16 giugno	2017	06:43 - 08:00	17 giugno	2019	06:45 - 08:05
09	28 marzo	2017	10:00 - 10:30	30 marzo	2019	09:10 - 09:40
	07 aprile	2017	09:40 - 10:00	09 aprile	2019	09:45 - 10:10
	12 maggio	2017	08:00 - 08:50	11 maggio	2019	08:40 - 09:20
	29 maggio	2017	07:54 - 08:33	28 maggio	2019	08:05 - 08:40
	16 giugno	2017	08:00 - 08:36	17 giugno	2019	08:05 - 08:40
10	28 marzo	2017	07:25 - 08:20	30 marzo	2019	08:20 - 09:05
	07 aprile	2017	09:15 - 09:40	09 aprile	2019	09:15 - 09:45
	12 maggio	2017	08:50 - 09:30	11 maggio	2019	08:00 - 08:35
	29 maggio	2017	08:33 - 09:25	28 maggio	2019	08:40 - 09:40
	16 giugno	2017	08:36 - 09:15	17 giugno	2019	08:40 - 09:15
11	28 marzo	2017	09:20 - 10:45	30 marzo	2019	09:20 - 10:30
	07 aprile	2017	08:40 - 10:25	07 aprile	2019	09:27 - 10:37
	12 maggio	2017	08:25 - 10:18	10 maggio	2019	09:06 - 10:20
	29 maggio	2017	08:40 - 10:30	01 giugno	2019	08:20 - 10:15
	16 giugno	2017	08:00 - 09:45	16 giugno	2019	08:20 - 10:00
12	28 marzo	2017	07:25 - 08:05	30 marzo	2019	07:28 - 08:08
	07 aprile	2017	08:00 - 08:31	07 aprile	2019	07:53 - 08:28
	12 maggio	2017	06:37 - 07:10	14 maggio	2019	06:20 - 06:50
	29 maggio	2017	06:45 - 07:25	01 giugno	2019	06:30 - 07:30
	16 giugno	2017	05:50 - 06:40	16 giugno	2019	06:20 - 07:10

percorso	I stagione di rilievi			II stagione di rilievi		
	data		orario	data		orario
13	28 marzo	2017	08:10 - 09:00	30 marzo	2019	08:13 - 08:58
	07 aprile	2017	07:25 - 07:55	07 aprile	2019	08:33 - 09:15
	12 maggio	2017	07:16 - 07:54	14 maggio	2019	06:57 - 07:40
	29 maggio	2017	07:30 - 08:15	01 giugno	2019	07:35 - 08:04
	16 giugno	2017	06:50 - 07:35	16 giugno	2019	07:15 - 08:00
20	28 marzo	2017	08:20 - 09:20	30 marzo	2019	10:00 - 11:00
	07 aprile	2017	07:10 - 08:30	09 aprile	2019	07:05 - 08:30
	12 maggio	2017	06:30 - 07:30	11 maggio	2019	06:25 - 07:25
	29 maggio	2017	05:50 - 06:50	28 maggio	2019	05:55 - 06:50
	16 giugno	2017	05:40 - 06:34	17 giugno	2019	05:40 - 06:35
21	28 marzo	2017	07:15 - 07:38	02 aprile	2019	07:20 - 07:57
	07 aprile	2017	10:40 - 11:15	09 aprile	2019	10:05 - 10:40
	12 maggio	2017	10:00 - 10:45	10 maggio	2019	06:40 - 07:28
	29 maggio	2017	09:05 - 09:36	23 maggio	2019	09:30 - 10:10
	16 giugno	2017	08:02 - 08:51	17 giugno	2019	05:45 - 06:35
22	07 aprile	2017	10:00 - 10:35	30 marzo	2019	10:35 - 11:20
	10 aprile	2017	08:05 - 08:55	07 aprile	2019	07:09 - 07:45
	12 maggio	2017	10:50 - 11:30	10 maggio	2019	08:26 - 08:45
	29 maggio	2017	05:47 - 06:30	02 giugno	2019	08:15 - 09:10
	16 giugno	2017	09:00 - 09:30	16 giugno	2019	10:25 - 11:10
23	27 marzo	2018	09:10 - 09:45	30 marzo	2019	10:25 - 11:15
	14 aprile	2018	06:58 - 07:47	07 aprile	2019	09:07 - 09:58
	12 maggio	2018	06:10 - 06:51	10 maggio	2019	07:15 - 08:15
	28 maggio	2018	07:40 - 08:25	31 maggio	2019	09:00 - 09:52
	11 giugno	2018	07:40 - 08:45	15 giugno	2019	07:55 - 09:10
24	27 marzo	2018	07:32 - 08:52	30 marzo	2019	08:06 - 08:20
	14 aprile	2018	07:49 - 09:10	07 aprile	2019	07:17 - 09:00
	12 maggio	2018	06:53 - 08:03	10 maggio	2019	08:20 - 09:56
	28 maggio	2018	06:20 - 07:35	31 maggio	2019	07:20 - 08:56
	11 giugno	2018	06:00 - 07:35	15 giugno	2019	06:15 - 07:50
25	27 marzo	2018	09:59 - 10:40	30 marzo	2019	07:25 - 08:02
	14 aprile	2018	09:24 - 10:10	07 aprile	2019	10:05 - 10:35
	12 maggio	2018	08:15 - 08:35	10 maggio	2019	06:40 - 07:10
	28 maggio	2018	08:30 - 09:00	31 maggio	2019	06:45 - 07:15
	11 giugno	2018	09:10 - 10:00	15 giugno	2019	09:20 - 10:00

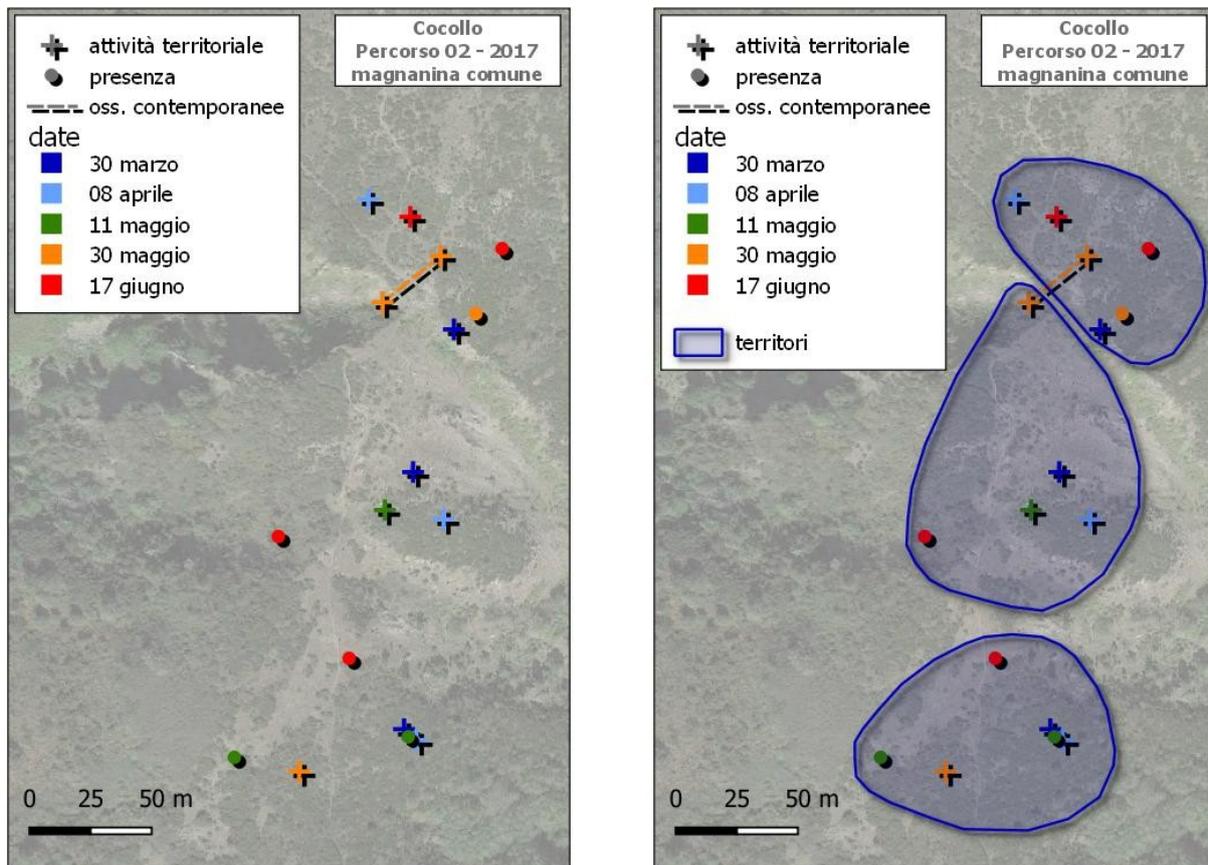
## Appendice 2 – Esempi di definizione dei territori per i Passeriformi



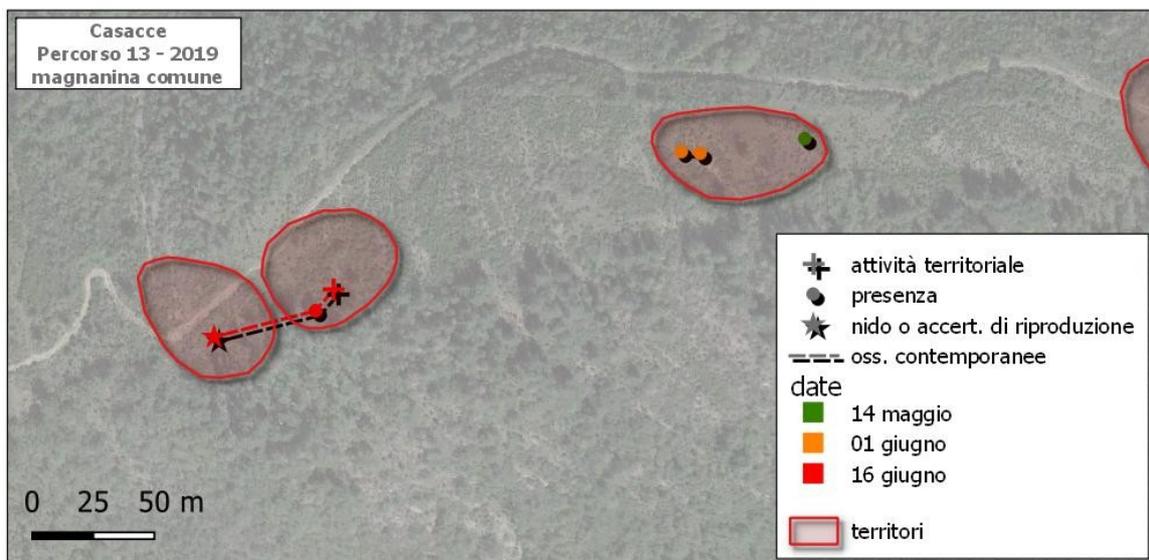
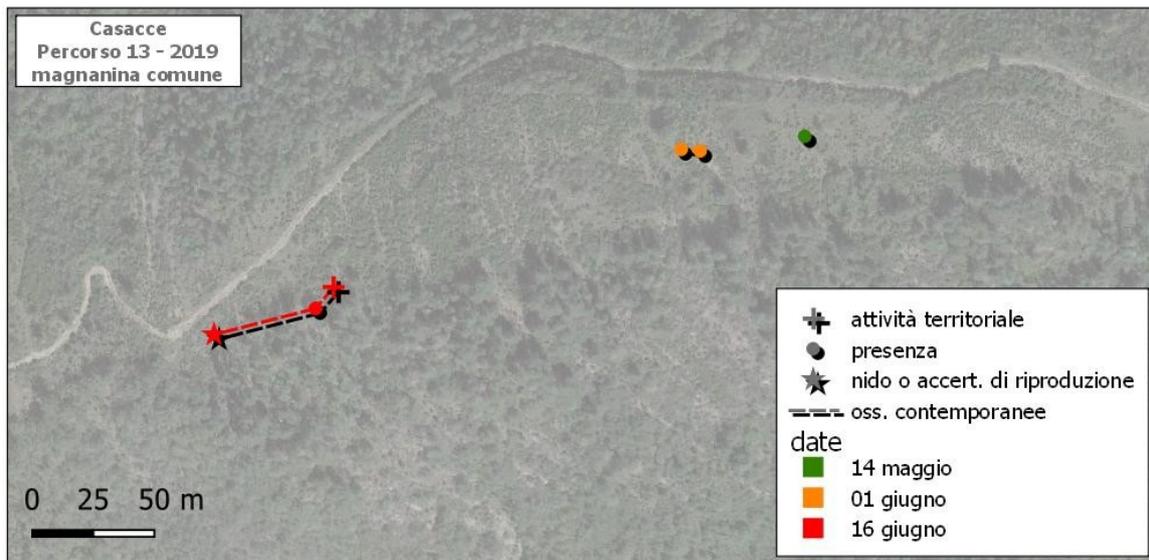
Cinque territori (contemporaneità del 10 aprile); non essendo in contemporanea nei territori centrale e a destra in alto sono inclusi due canti (attività territoriali) del 10 aprile; allo stesso modo sono inclusi nello stesso territorio centrale in alto due localizzazioni del 14 giugno (contemporanee ma non riferibili con certezza a coppie diverse) tre nel territorio in basso a destra (non contemporanee). Il territorio in basso a destra è definito solo dall'osservazione del 10 aprile, troppo distante (oltre 100 m) da quella più a destra per essere inclusa nello stesso territorio.



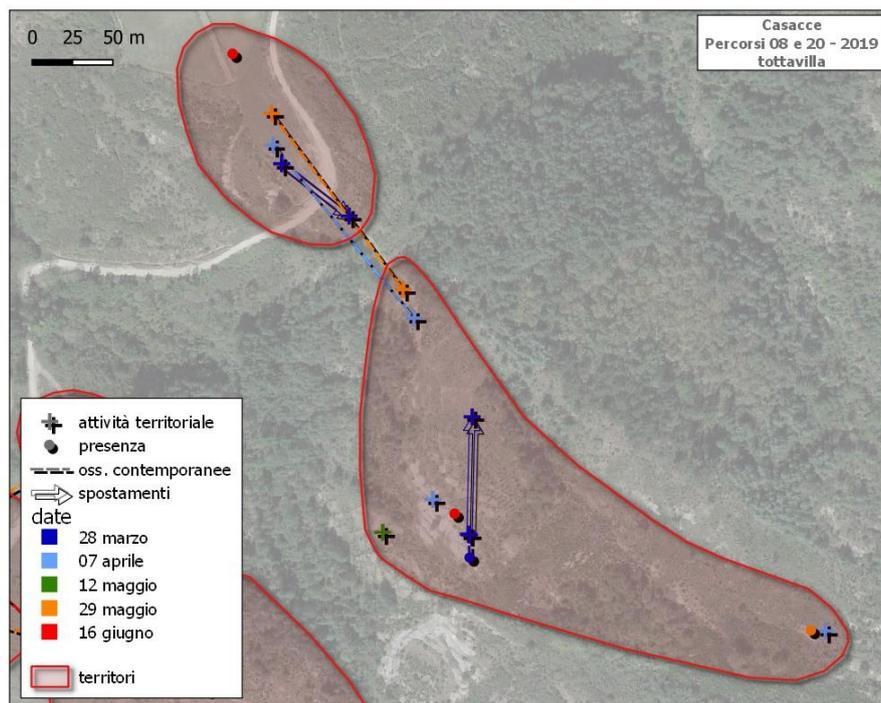
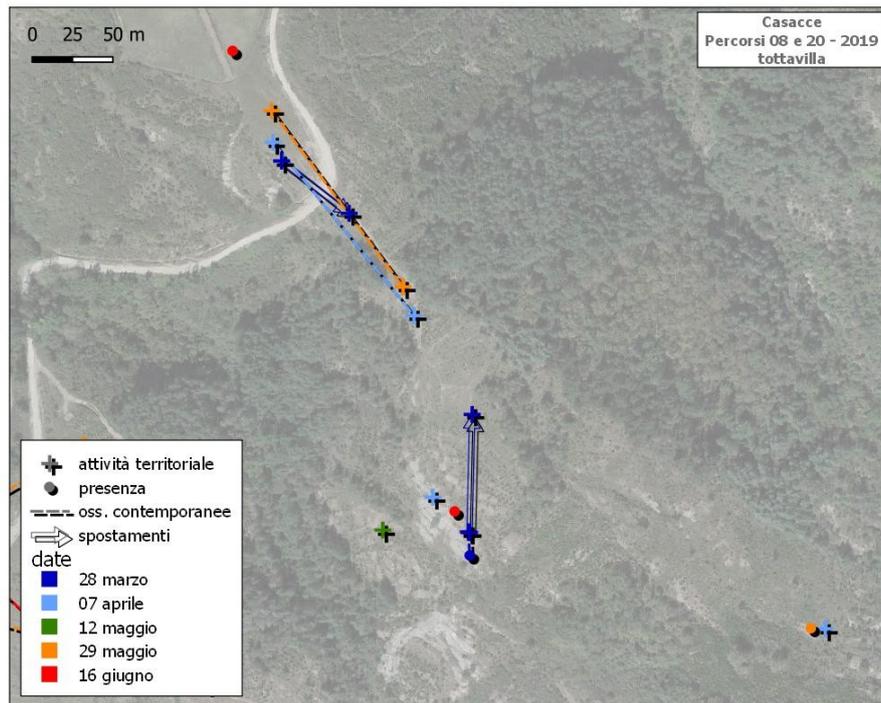
*I tre territori in alto definiti dalle contemporaneità del 10 aprile (e per due di questi anche del 12 maggio) e vi sono incluse attività territoriali in almeno un'altra data; le attribuzioni di queste ultime potrebbero essere diverse ma in ogni caso i territori sono tre. Contemporaneità del 12 maggio e del 14 giugno definiscono due territori a destra e due in basso, ciascuno con attività territoriali almeno in un'altra data e/o osservazioni in tutte le date; i territori a destra sono distinti da quelli in basso per la distanza dei dati e perché altrimenti includerebbero troppe osservazioni. I due territori a sinistra sono distinti per la distanza delle osservazioni.*



*Il territorio in alto e quello centrale definiti dalla contemporaneità del 30 maggio. Tutti e tre i territori in ogni caso sono ben evidenti essendovi sempre attività territoriale distinta in almeno tre date diverse (anche se una sola contemporaneità), e almeno una osservazione in tutte e cinque le date.*

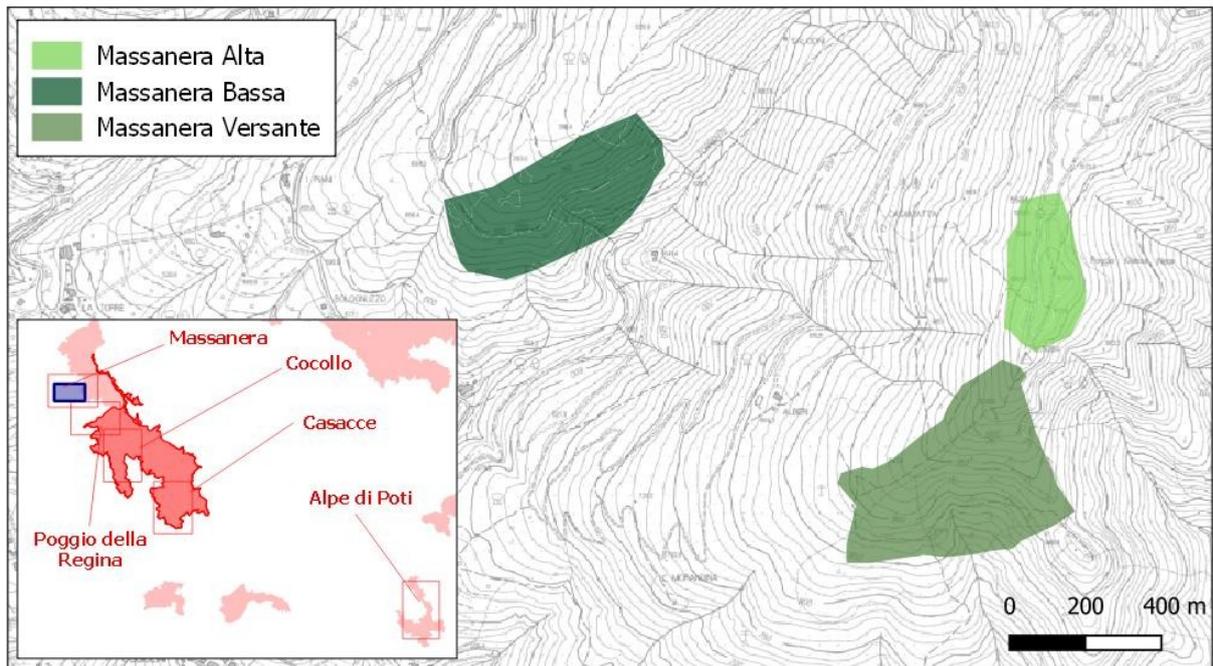


*Il territorio a sinistra definito da una evidenza di riproduzione (imbeccata); essendo tre contatti contemporanei di adulti, i territori sono almeno due (in contatto centrale può essere indifferentemente attribuito all'uno o all'altro territorio). Il territorio a destra è definito da contatti in due date differenti, sebbene senza evidenze di territorialità; i contatti sono troppo lontani per essere inclusi nel territorio più prossimo a destra.*

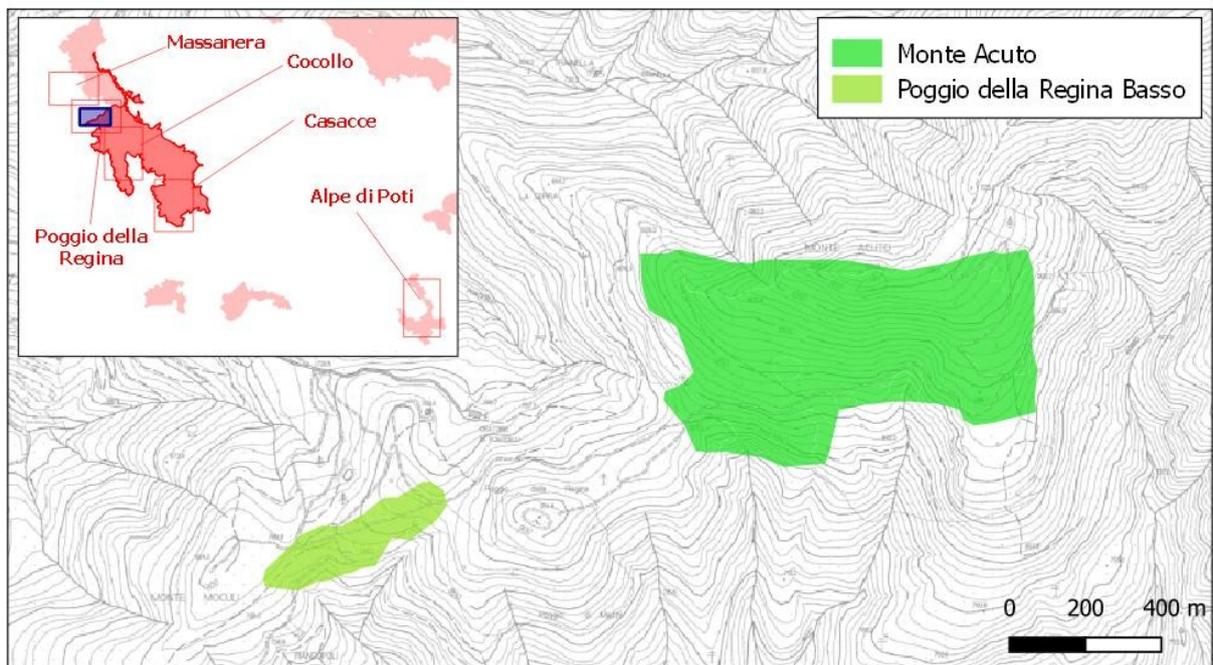


Due territori definiti da contemporaneità il 7 aprile e il 29 maggio; entrambi i territori sono in parte delineati anche da spostamenti osservati il 28 marzo; le osservazioni all'estrema destra potrebbero anche afferire ad un diverso territorio tuttavia considerando l'elevata mobilità della specie, le dimensioni relativamente ampie dei territori e la difficoltà di osservare tutti gli spostamenti, si è prudenzialmente considerato un solo territorio.

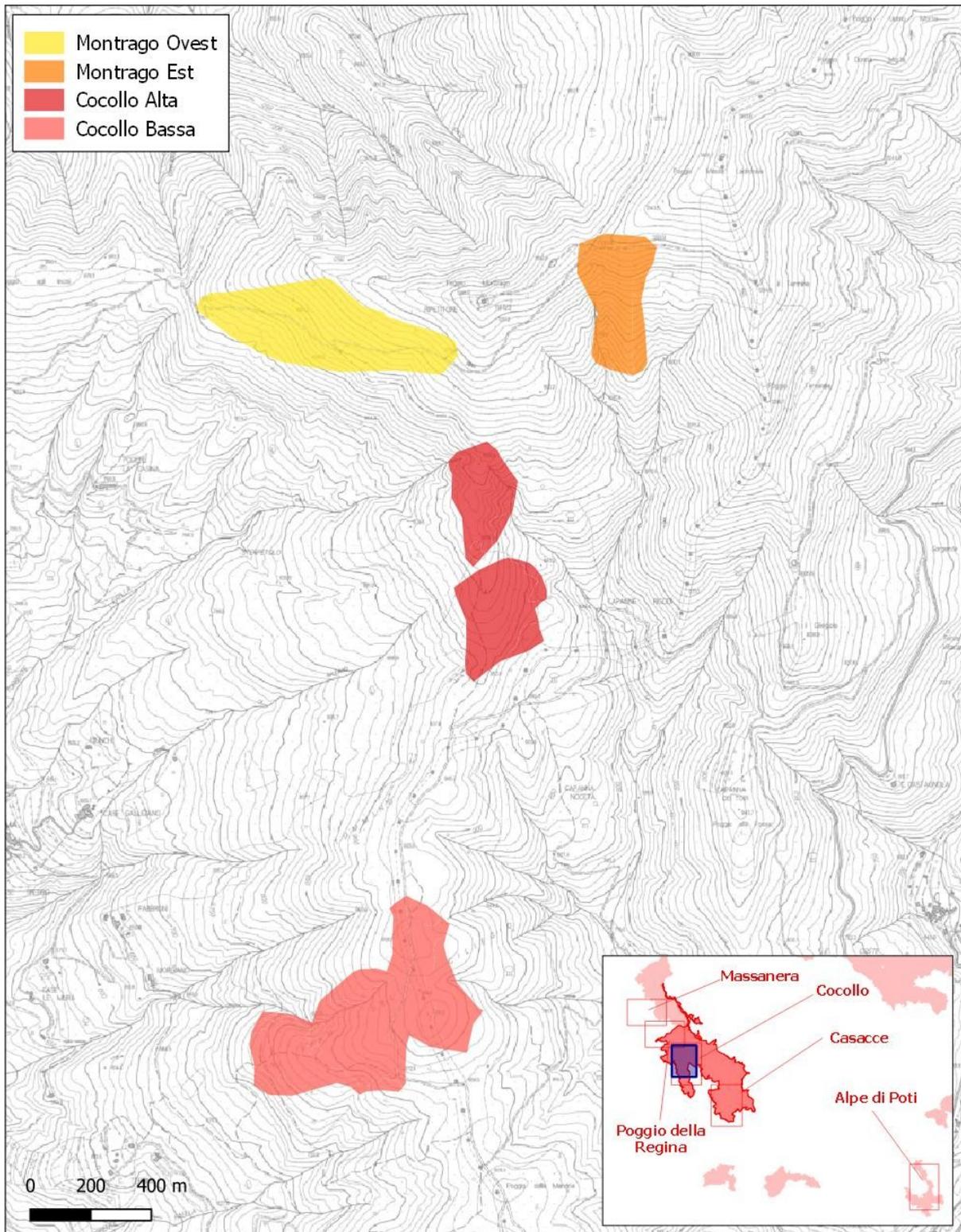
### Appendice 3 – Settori (per la stima delle densità di magnanina comune)



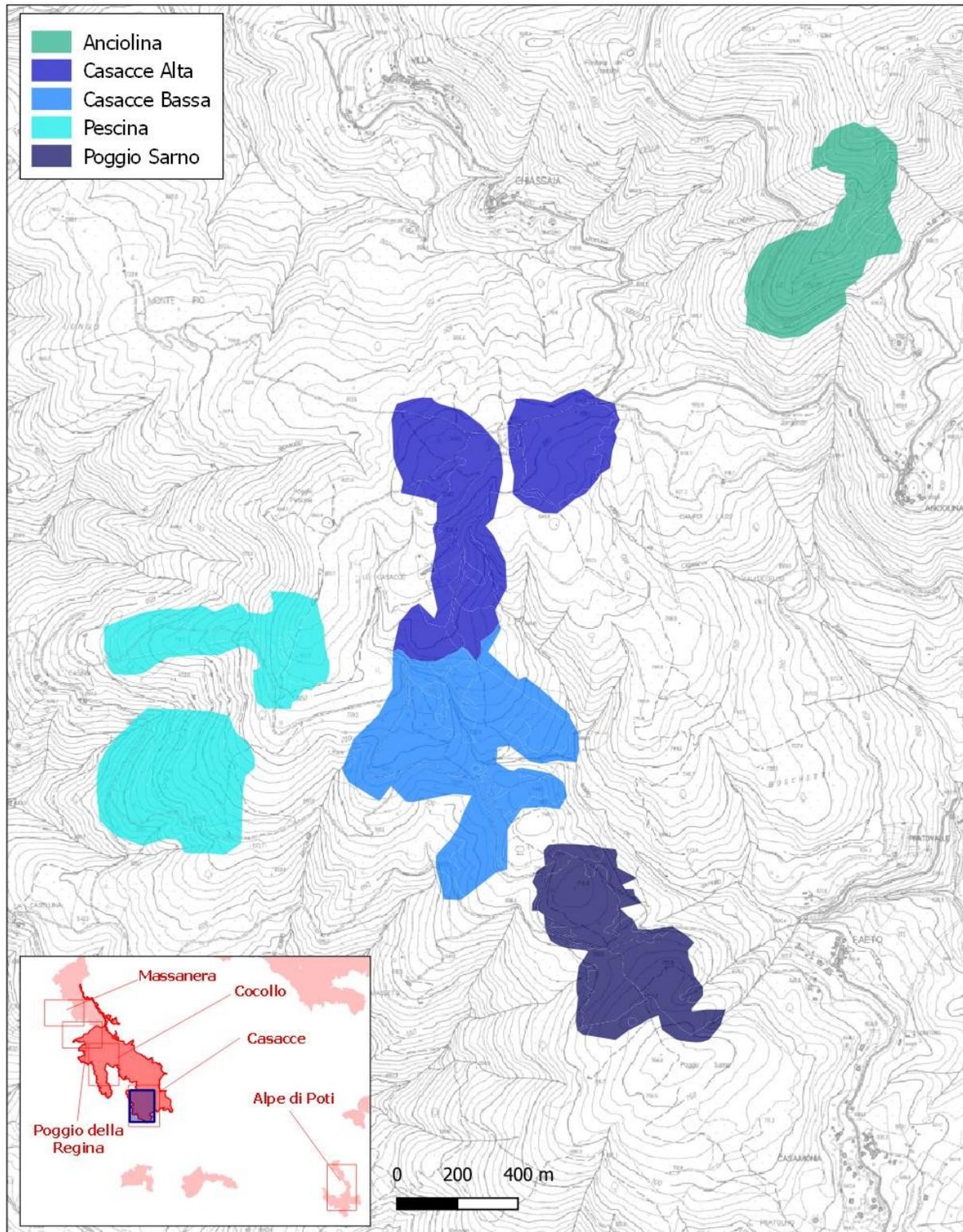
Settori nella macroarea di Massanera



Settori nella macroarea di Poggio della Regina



Settori nella macroarea del Coccollo



Settori nella macroarea delle Casacce

## Appendice 4 – Dettaglio dei rilievi per i rapaci diurni

data	macroarea					totale
	Massanera	Poggio della Regina	Cocollo	Casacce	Alpe di Poti	
21/04/2017				3		3
25/04/2017		6				6
29/04/2017				4		4
05/05/2017	4					4
06/05/2017				2		2
10/05/2017		5				5
13/05/2017					6	6
16/05/2017			3		6	9
19/05/2017			4			4
24/05/2017				5		5
25/05/2017		6				6
26/05/2017	7					7
27/05/2017		5				5
04/06/2017					6	6
05/06/2017				3		3
07/06/2017				8		8
09/06/2017				3		3
10/06/2017				2		2
15/06/2017	6.5					6.5
16/06/2017		13.5				13.5
17/06/2017			3	6		9
18/06/2017				5		5
24/06/2017				3		3
25/06/2017				4		4
26/06/2017	8					8
27/06/2017				6	6	12
30/06/2017	5		3	2		10
01/07/2017			6			6
02/07/2017					8	8
03/07/2017			6			6
06/07/2017	6					6
07/07/2017		6	6		6	18
08/07/2017				3		3
11/07/2017			8			8
12/07/2017			6			6
13/07/2017					5	6
15/07/2017					6	6
16/07/2017			6			6
19/07/2017			8			8
22/07/2017			1	4		5
<b>totale</b>	<b>36.5</b>	<b>41.5</b>	<b>60</b>	<b>63</b>	<b>49</b>	<b>250</b>

data	macroarea					totale
	Massanera	Poggio della Regina	Cocollo	Casacce	Alpe di Poti	
01/06/2019			4			4
01/07/2019	5					5
02/05/2019				6		6
02/06/2019		6				6
06/05/2019		4				4
07/05/2019	6				7	13
08/07/2019	7					7
10/05/2019		1				1
10/06/2019		6				6
11/05/2019			2.5			2.5
11/06/2019					6	6
11/07/2019			6			6
12/06/2019			6			6
13/06/2019		6				6
14/06/2019		5				5
15/06/2019				6		6
16/07/2019				6.5		6.5
18/06/2019	7		7			14
19/04/2019					6	6
19/06/2019		7	6.5		6	19.5
19/07/2019			9.5			9.5
20/04/2019		6				6
21/06/2019			8			8
22/06/2019		4				4
22/07/2019	6					6
23/05/2019		6				6
23/06/2019		13			8	21
24/06/2019			6	6		12
24/07/2019	7					7
25/04/2019		6	7			13
25/06/2019		6		6		12
29/07/2019	6					6
30/05/2019	5					5
30/06/2019				5		5
31/05/2019					6	6
<b>totale</b>	<b>49</b>	<b>76</b>	<b>62.5</b>	<b>35.5</b>	<b>39</b>	<b>262</b>

## Appendice 5 – Dettaglio dei rilievi per il succiacapre

macroarea	punto	tipo	2017		2019	
			data	orario	data	orario
Massanera	01	confronto	19 luglio	21:55	17 luglio	21:52
	02	confronto	19 luglio	21:20	17 luglio	21:10
	03	confronto	19 luglio	21:40	17 luglio	21:29
	04	confronto	19 luglio	22:45	17 luglio	22:32
	05	confronto	19 luglio	23:06	17 luglio	22:52
	06	confronto	19 luglio	23:15	17 luglio	23:18
Poggio della Regina	07	confronto	19 luglio	22:35	18 luglio	23:03
	08	confronto	19 luglio	21:15	18 luglio	22:29
	09	confronto	19 luglio	21:33	18 luglio	22:02
	10	confronto	19 luglio	21:51	18 luglio	21:40
	11	confronto	19 luglio	22:10	18 luglio	21:20
Cocollo	12	confronto	17 luglio	21:20	20 luglio	21:22
	13	confronto	17 luglio	21:40	20 luglio	21:38
	14	confronto	17 luglio	21:56	20 luglio	21:56
	15	confronto	17 luglio	21:12	20 luglio	22:14
	16	campione	17 luglio	22:26	20 luglio	22:33
	17	campione	17 luglio	22:42	20 luglio	22:51
	18	campione	18 luglio	04:03	19 luglio	22:58
	19	campione	18 luglio	04:26	19 luglio	22:22
	20	campione	18 luglio	04:43	19 luglio	21:12
	36	confronto	- -	-	20 luglio	23:19
	37	confronto	- -	-	19 luglio	21:58
	38	confronto	- -	-	19 luglio	22:39
Casacce	21	campione	20 luglio	21:19	17 luglio	21:06
	22	campione	20 luglio	21:34	17 luglio	21:26
	23	campione	20 luglio	21:44	17 luglio	21:46
	24	campione	20 luglio	21:56	17 luglio	22:04
	25	campione	20 luglio	22:33	22 luglio	21:54
	26	campione	22 luglio	21:20	24 luglio	22:05
	27	campione	22 luglio	21:38	24 luglio	21:43
	28	campione	22 luglio	22:11	22 luglio	21:38
	29	campione	20 luglio	22:17	24 luglio	22:24
	30	campione	20 luglio	22:46	17 luglio	23:18
	31	campione	20 luglio	23:03	17 luglio	23:00
	32	campione	22 luglio	22:38	24 luglio	22:49
	33	campione	22 luglio	22:57	24 luglio	21:08
34	campione	20 luglio	23:12	17 luglio	22:38	
35	confronto	22 luglio	23:54	24 luglio	23:17	

## Appendice 6 – Distribuzione delle specie target

### Criteri di rappresentazione

In questa appendice sono riportate schematicamente le localizzazioni delle specie target ottenute durante i rilievi, separatamente per ciascuna macroarea. Per le aree campione è stata utilizzata come base la situazione degli interventi del progetto a marzo 2019.

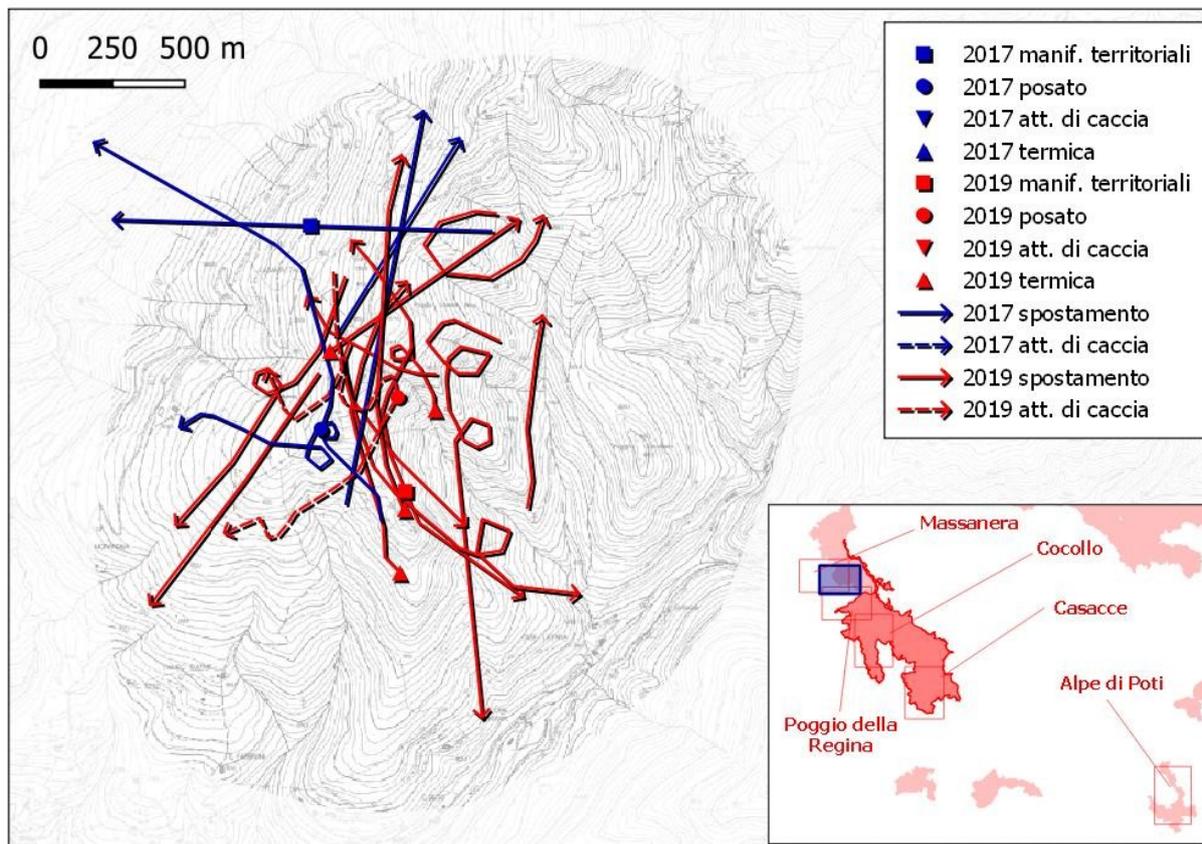
Nelle figure sono evidenziate le aree effettivamente monitorate; si tratta di una stima approssimativa fatta stimando la copertura media ottenuta a seconda della diverse tecniche di monitoraggio. Il tipo di rappresentazione è differente per le diverse specie a seconda della tecnica di monitoraggio adottata:

- per i passeriformi (tottavilla, calando, magnanina comune, averla piccola) è riportata la rappresentazione dei territori individuati; l'area monitorata è quella individuata come definito in materiali e metodi, nel capitolo relativo ai passeriformi;
- per i rapaci (falco pecchiaiolo, biancone e albanella minore) sono riportate le localizzazioni puntuali per i contatti relativi ad animali posati, attività di caccia (esclusi voli di ricerca), display territoriali, termiche e con frecce gli spostamenti e i voli di ricerca; l'area monitorata è definita dall'insieme dei contatti registrati nei due anni;
- per il succiacapre è riportata la localizzazione dei contatti; sono indicati anche eventuali dati raccolti al di fuori dei rilievi standard; per l'area monitorata sono stati considerati 400 m di raggio da ciascun punto di emissione del palyback.

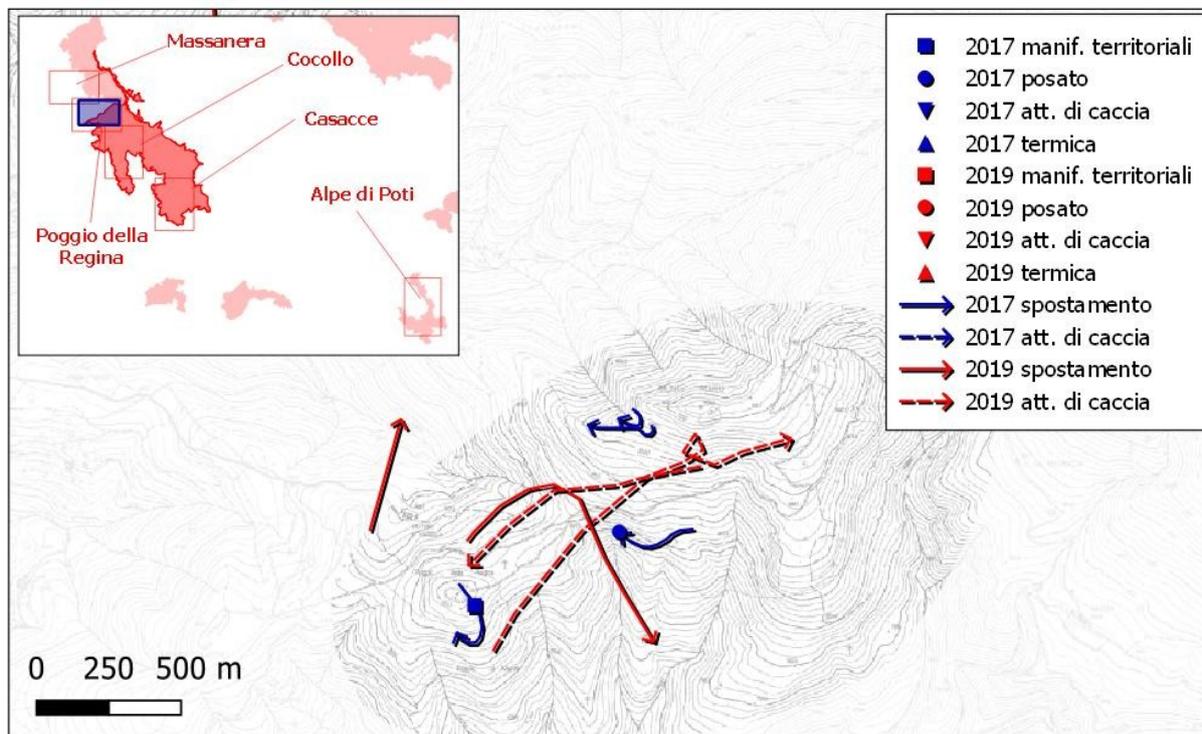


Biancone *Circaetus gallicus*

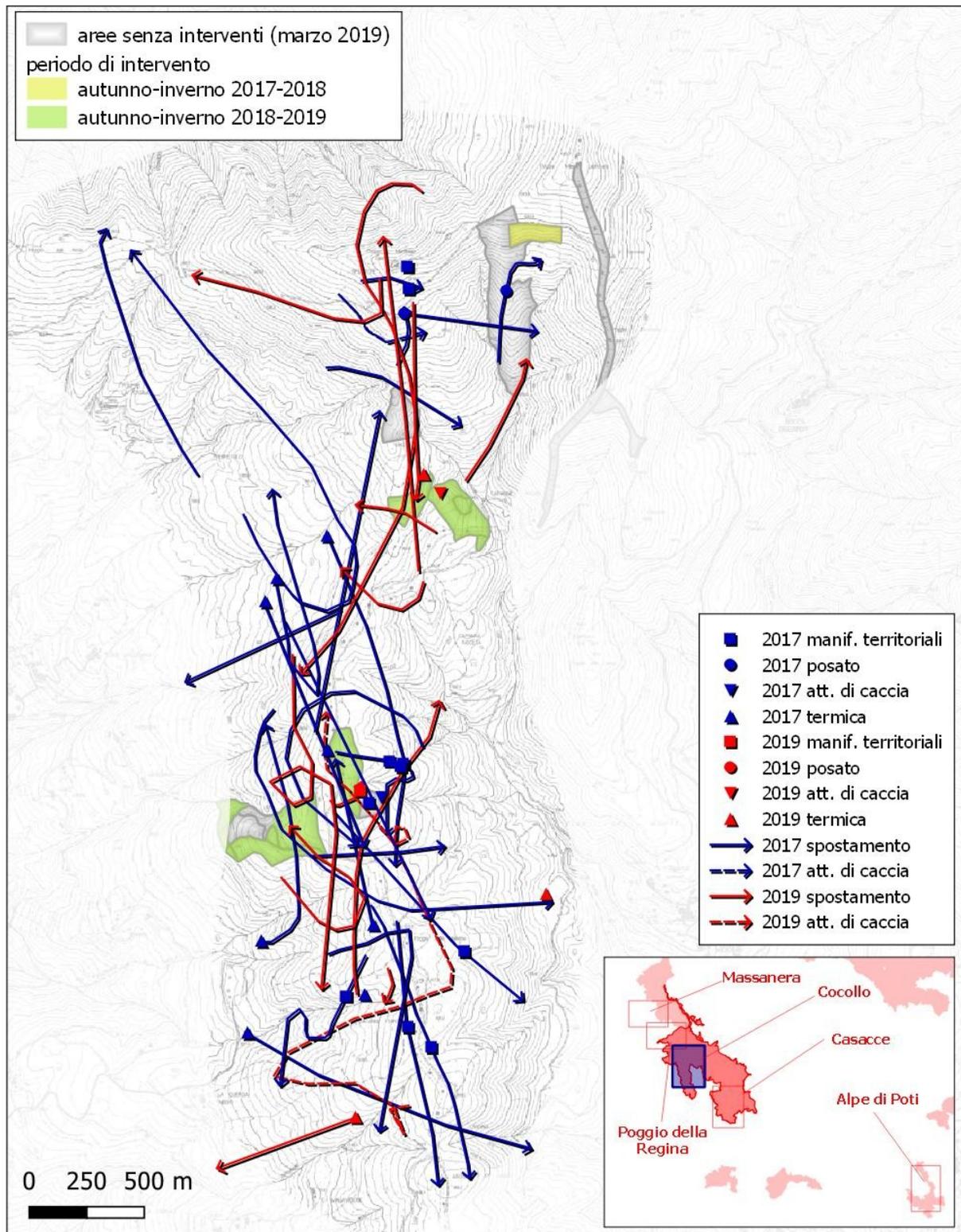
### Falco pecchiaiolo



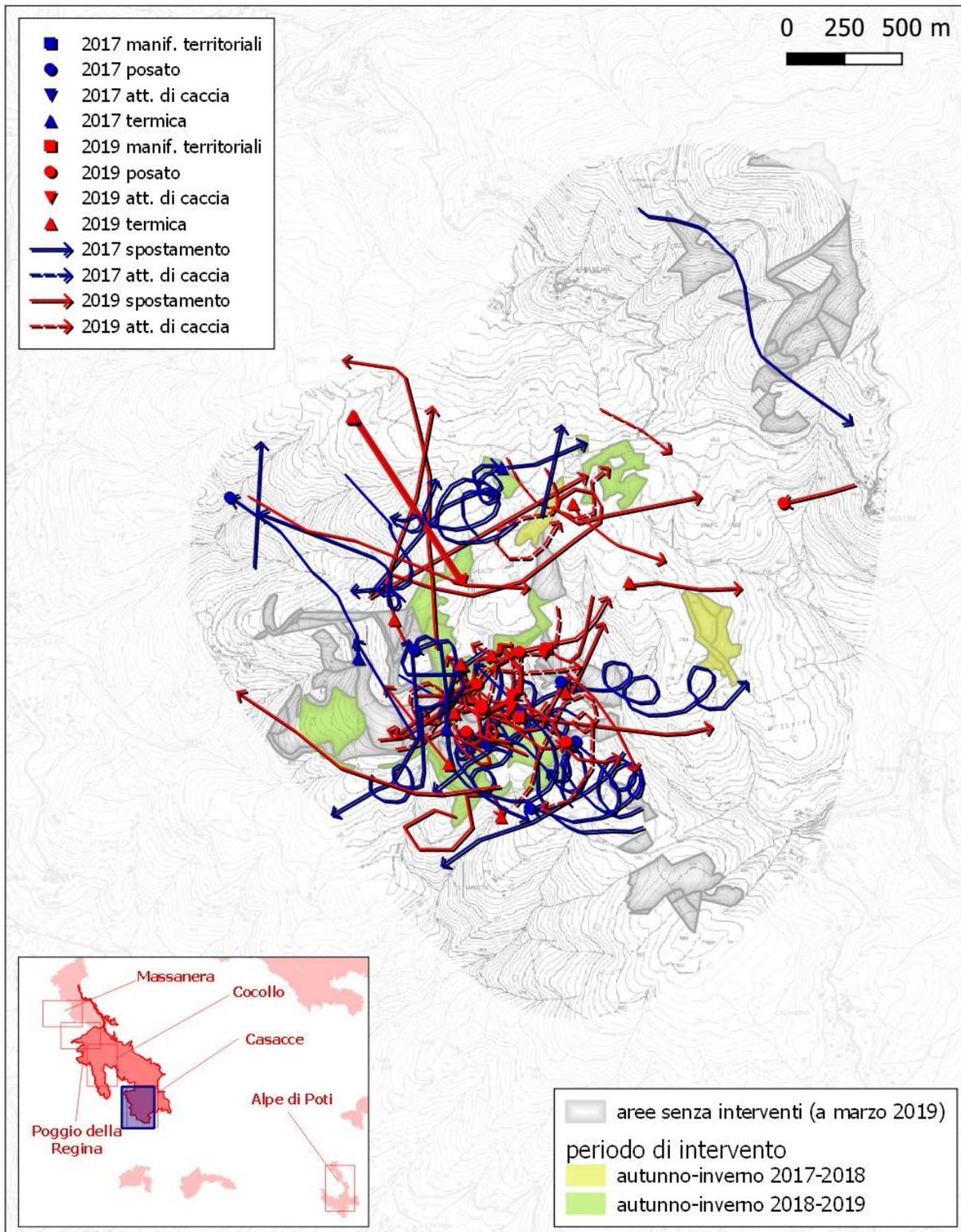
Osservazioni di falco pecchiaiolo nella macroarea Massanera



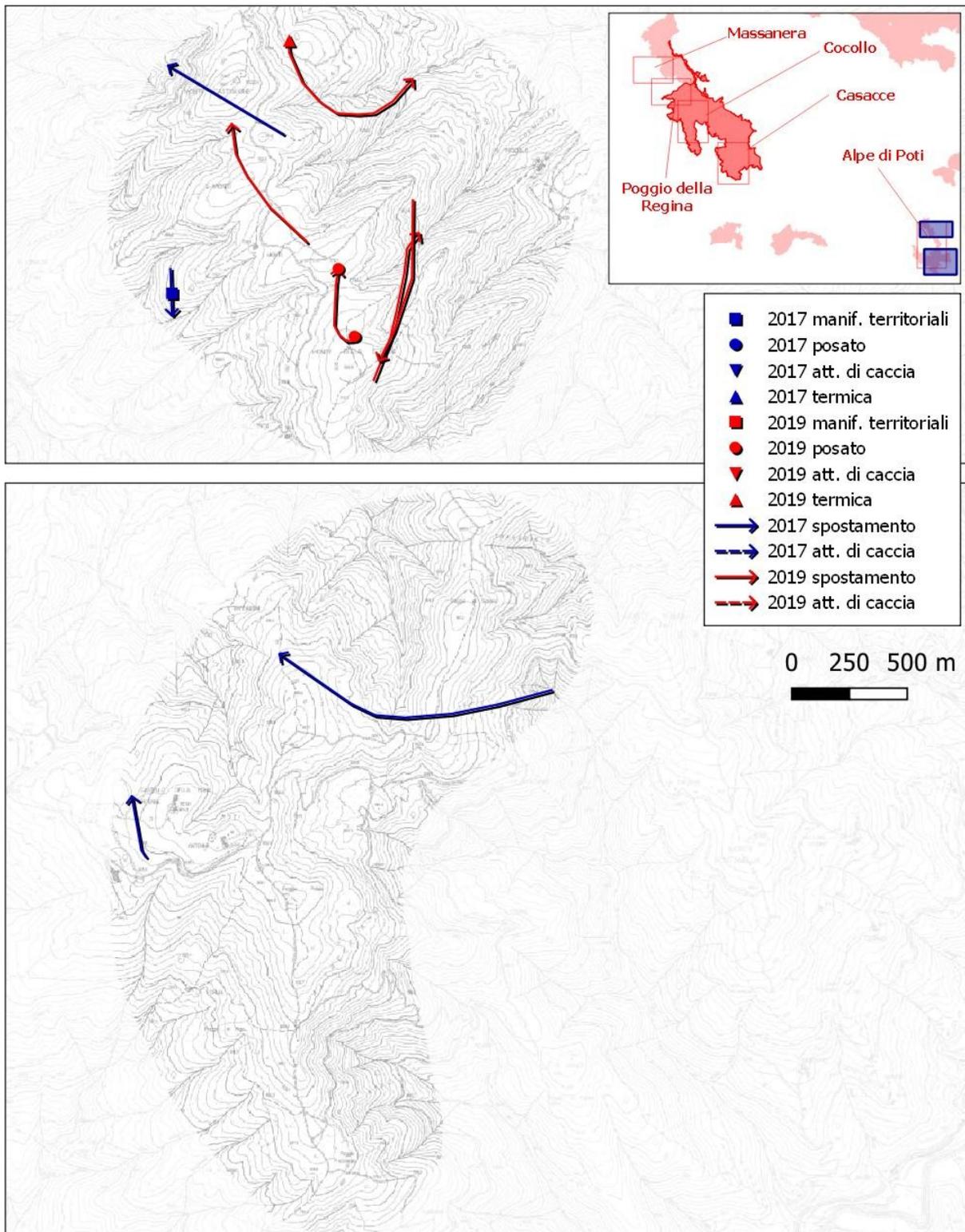
Osservazioni di falco pecchiaiolo nella macroarea Poggio della Regina



Osservazioni di falco pecchiaiolo nella macroarea Cocollo

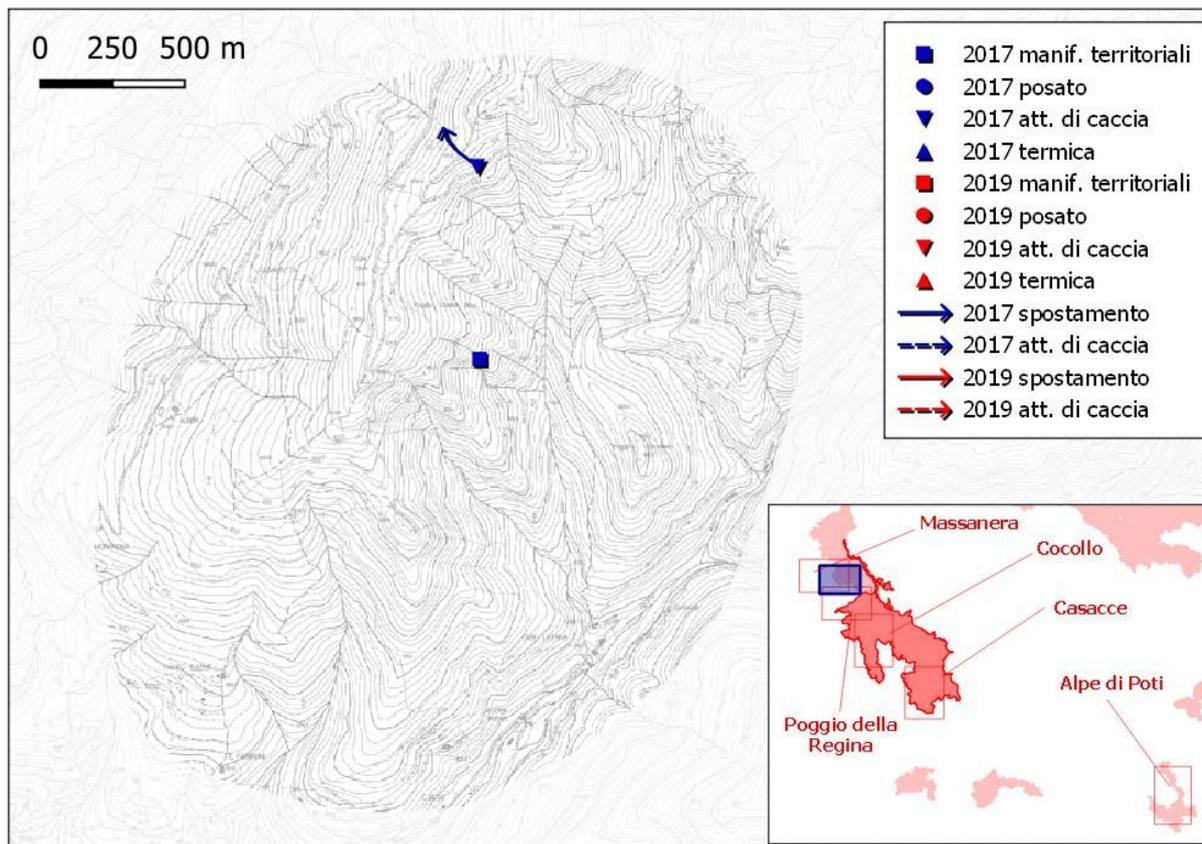


Osservazioni di falco pecchiaiolo nella macroarea Casacce

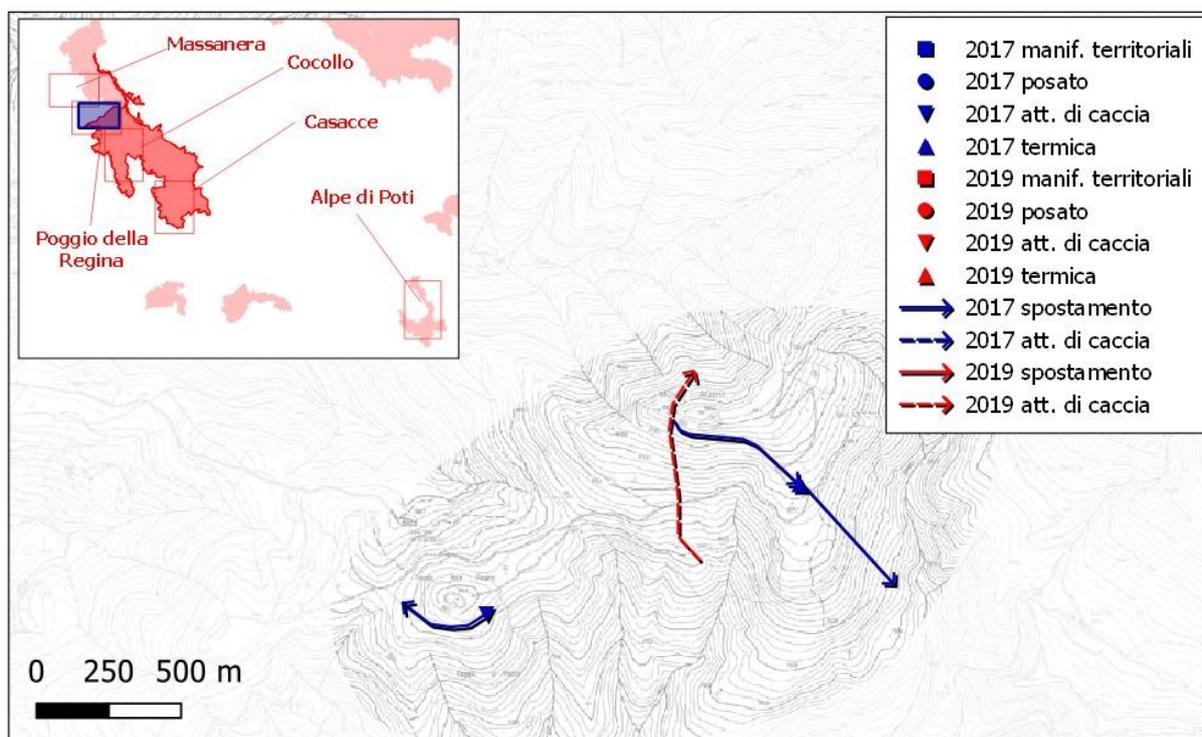


Osservazioni di falco pecchiaiolo nella macroarea Alpe di Poti

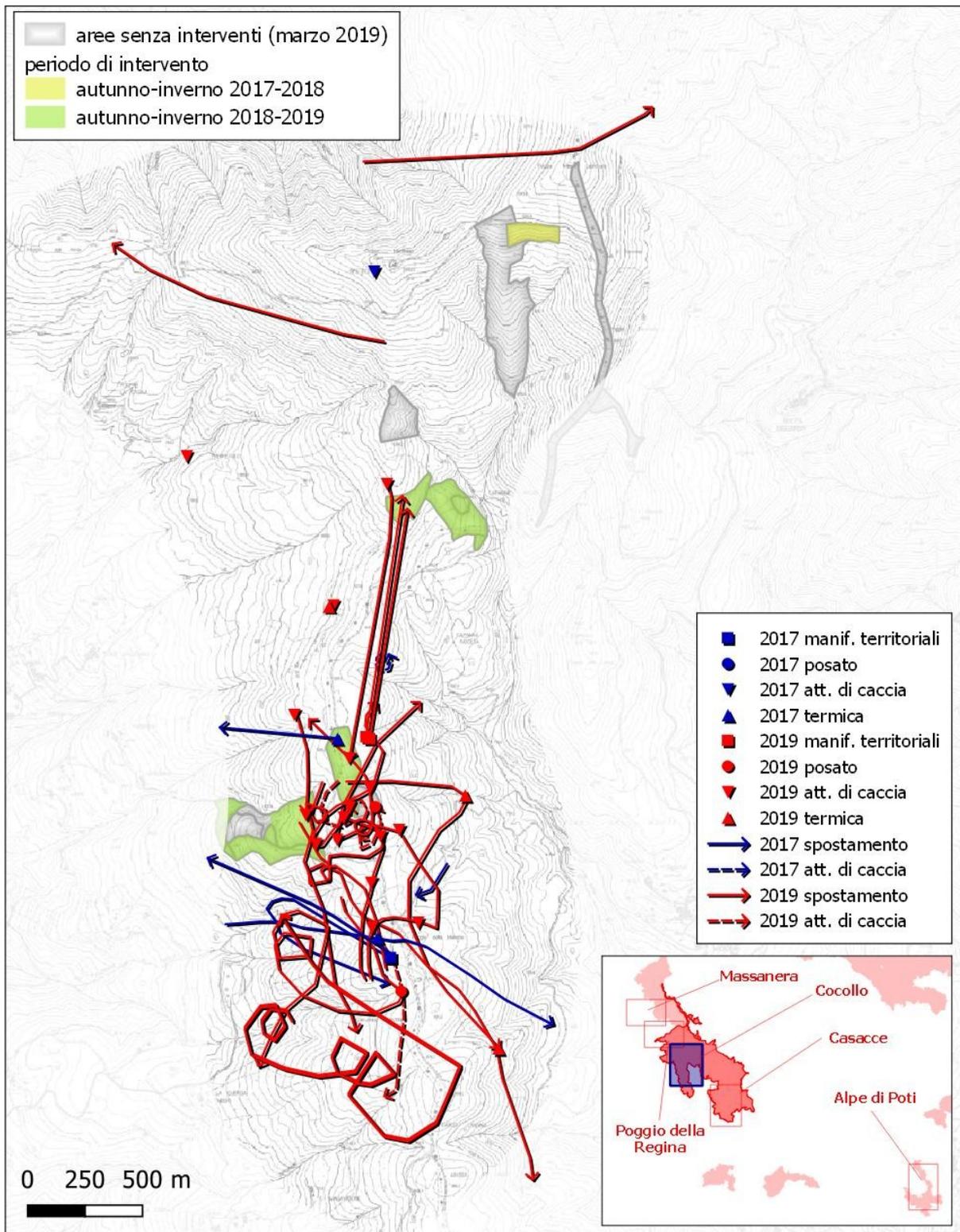
### Biancone



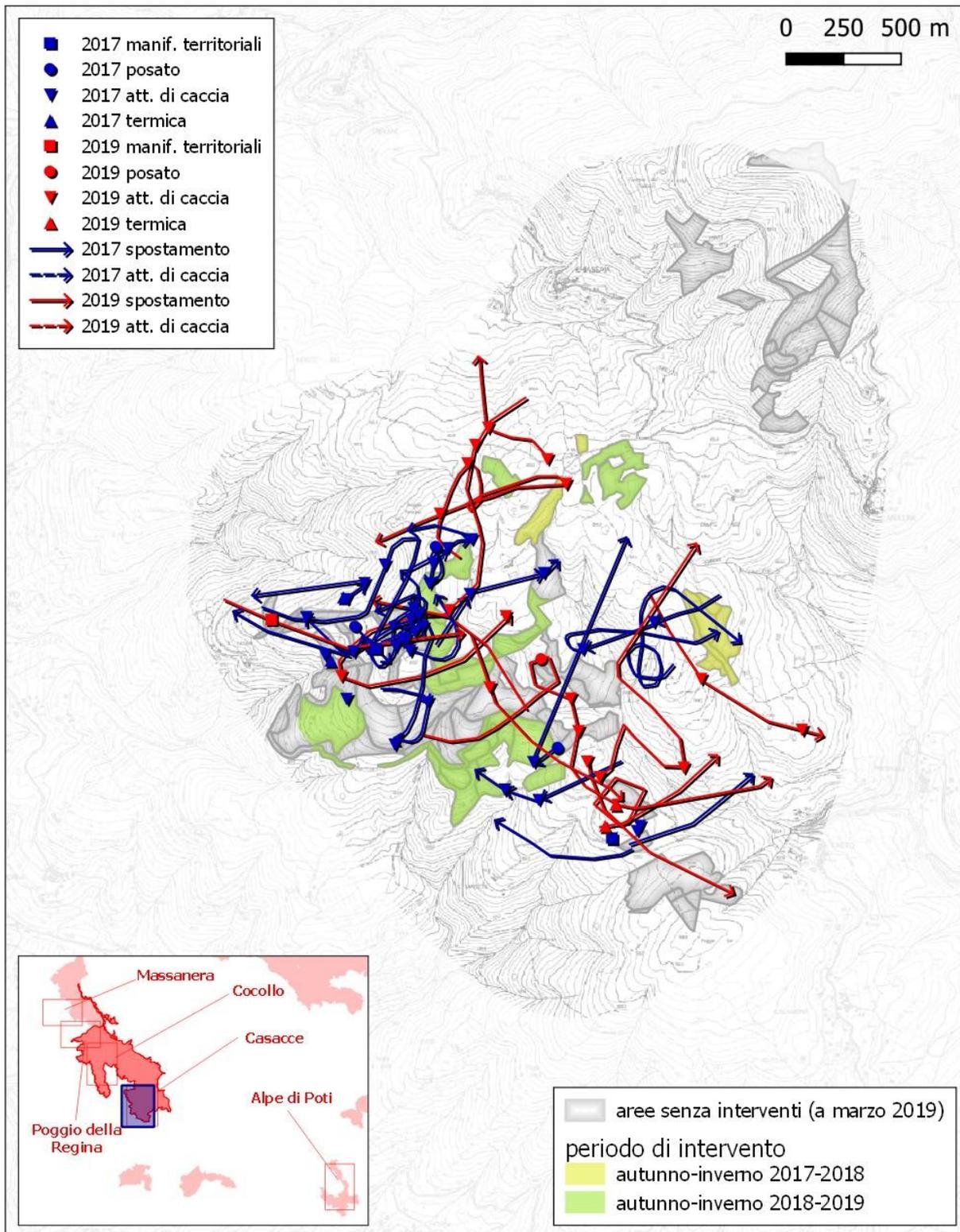
Osservazioni di biancone nella macroarea Massanera



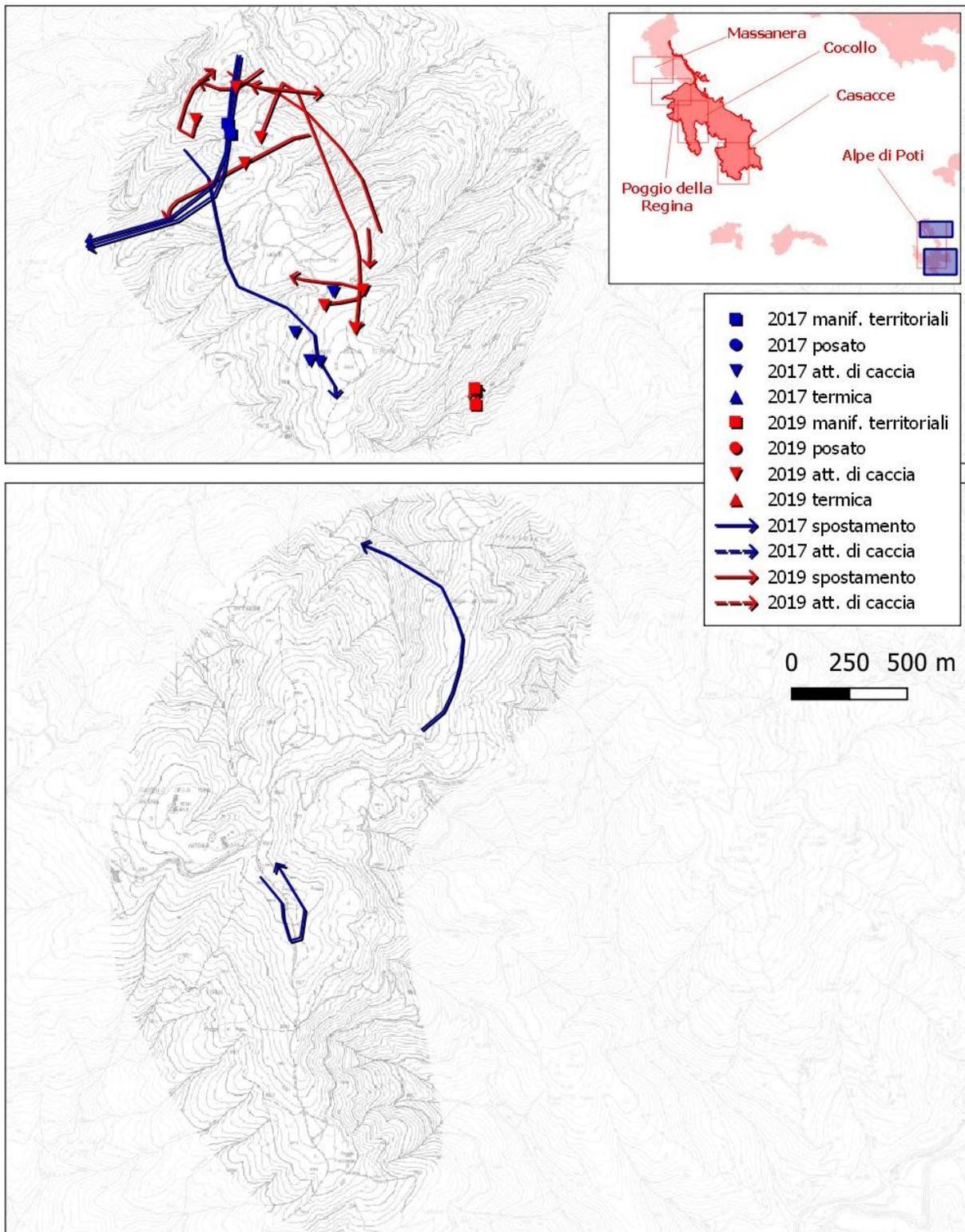
Osservazioni di biancone nella macroarea Poggio della Regina



Osservazioni di biancone nella macroarea Coccollo

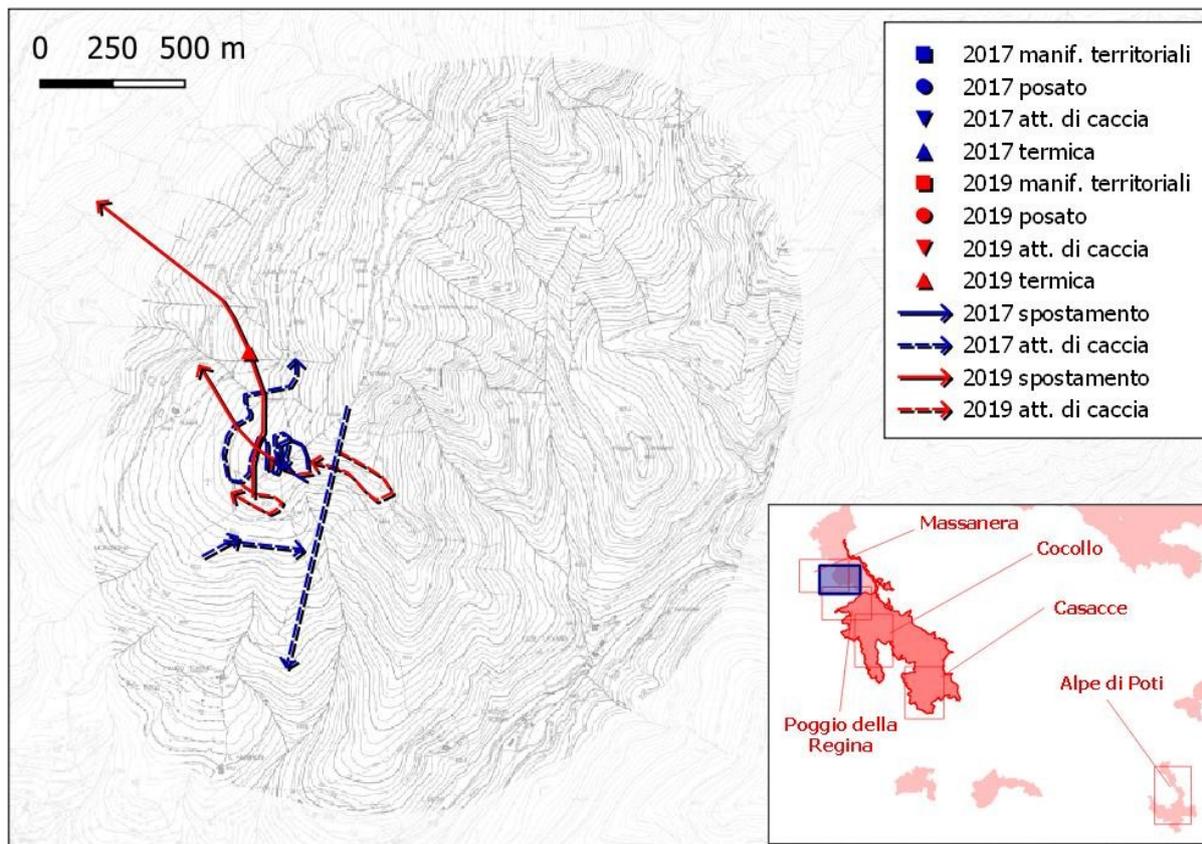


Osservazioni di biancone nella macroarea Casacce

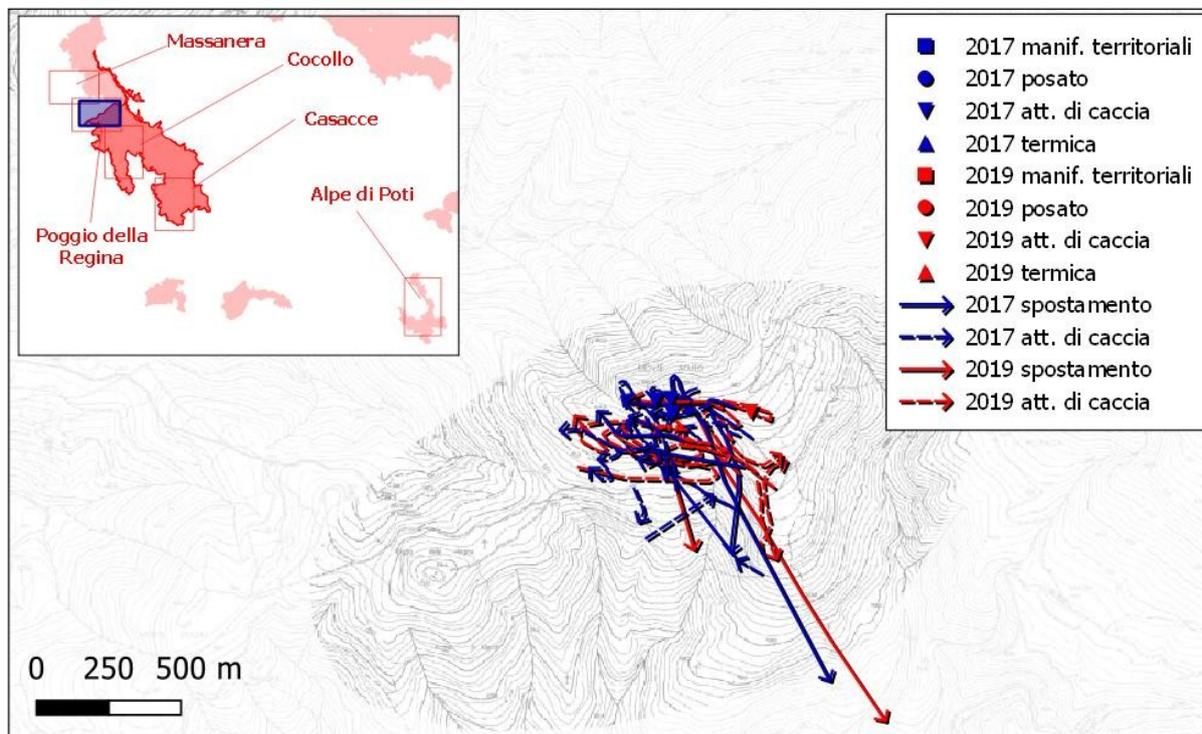


Osservazioni di biancone nella macroarea Alpe di Poti

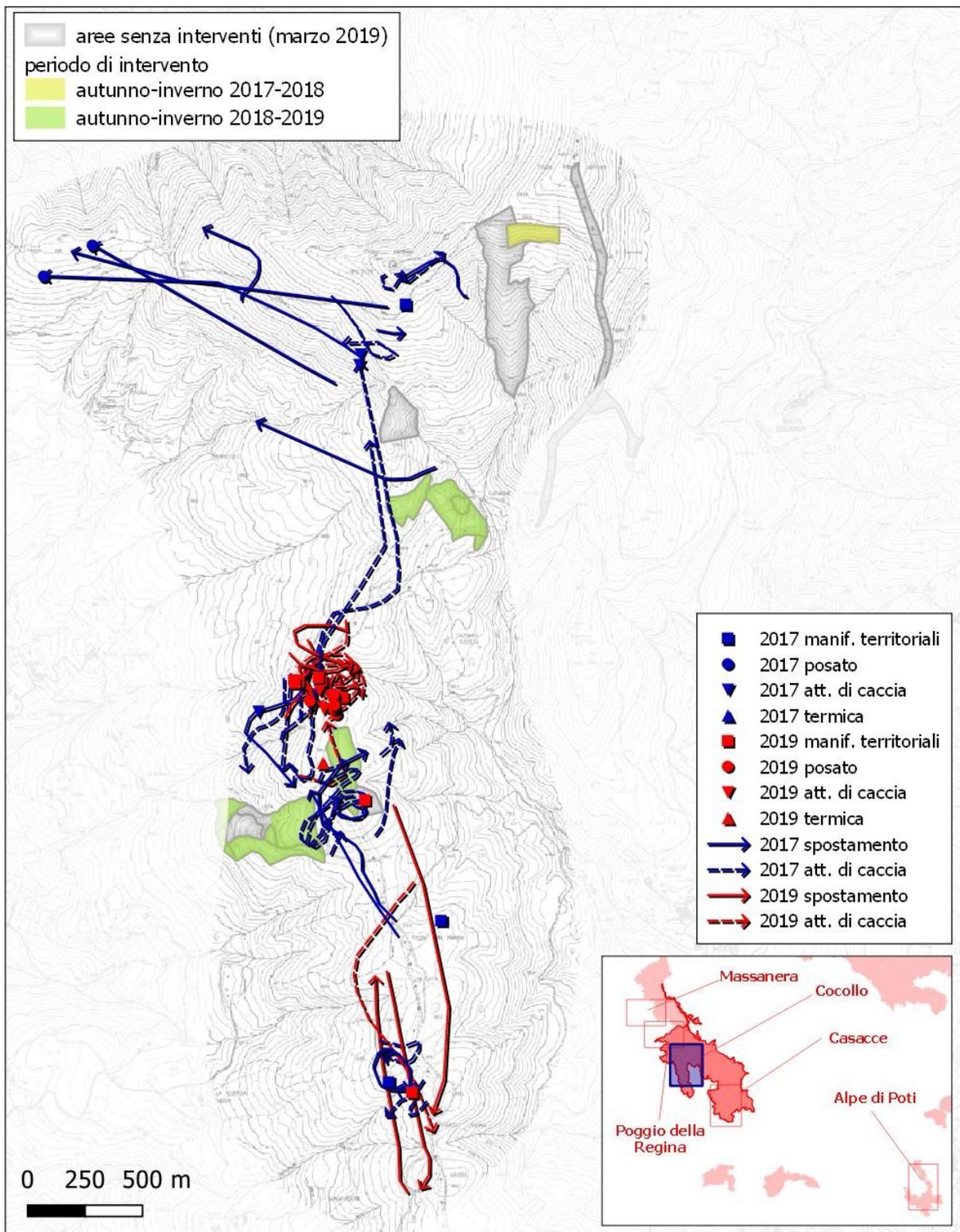
### Albanella minore



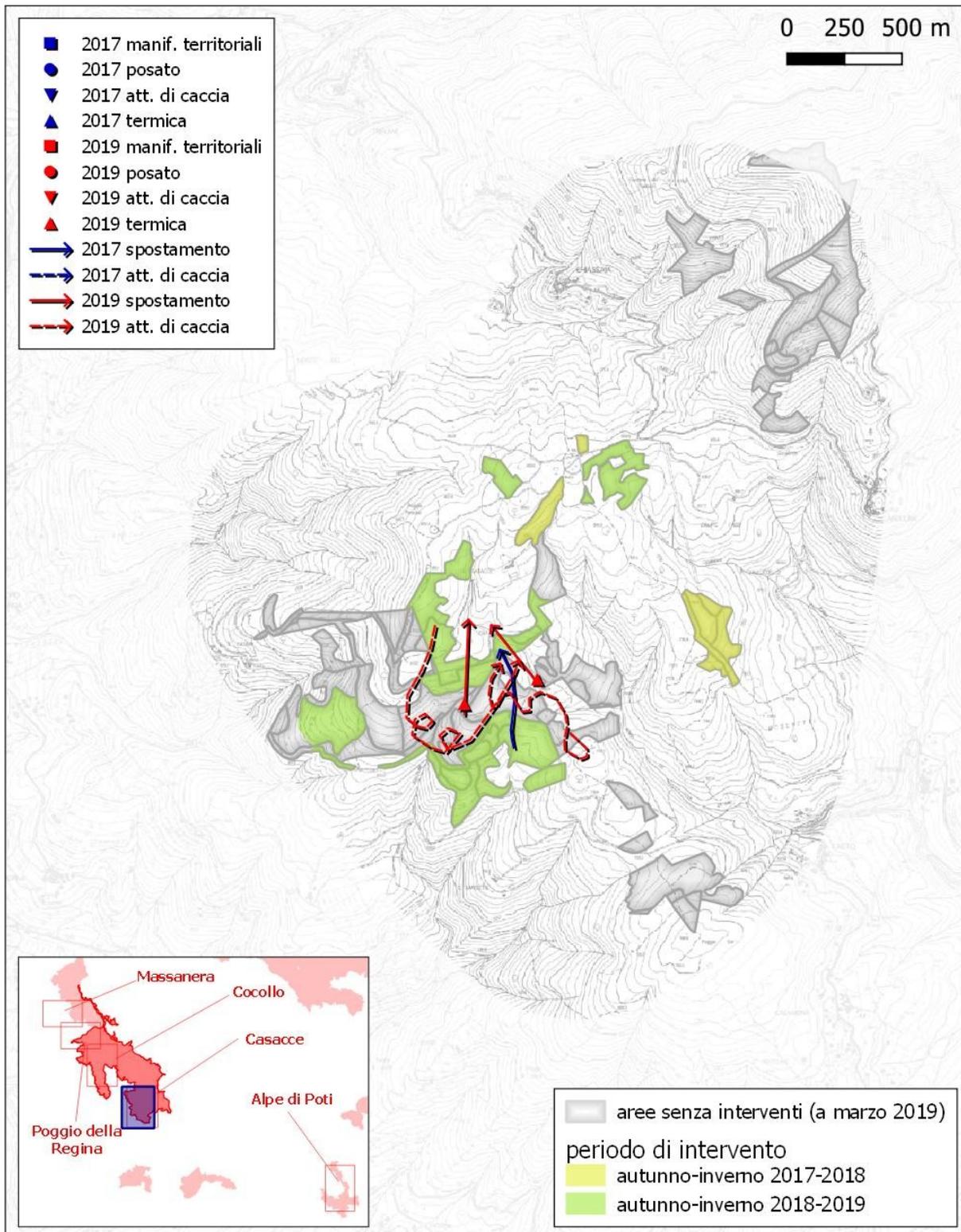
Osservazioni di albanella minore nella macroarea Massanera



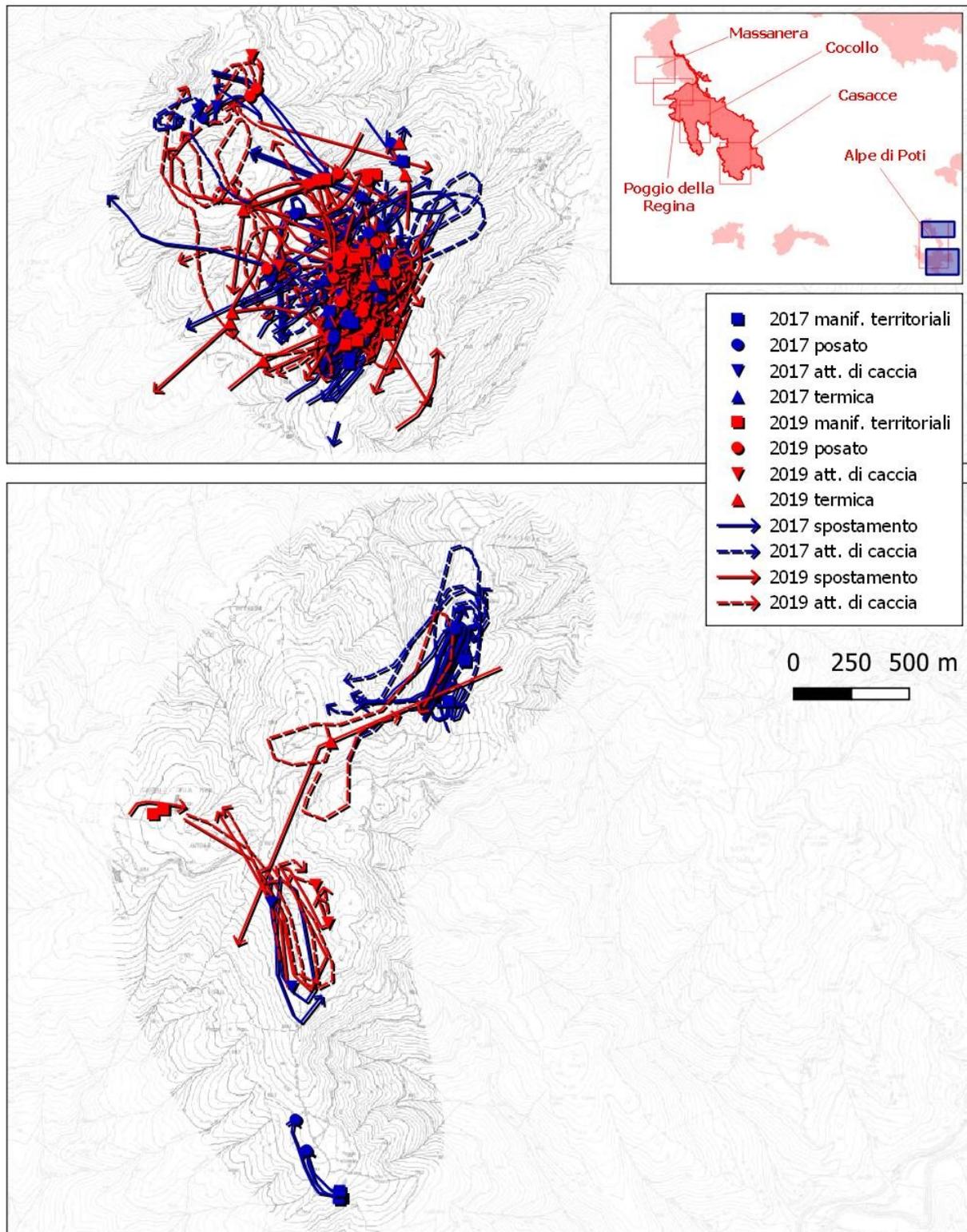
Osservazioni di albanella minore nella macroarea Poggio della Regina



Osservazioni di albanella minore nella macroarea Cocollo

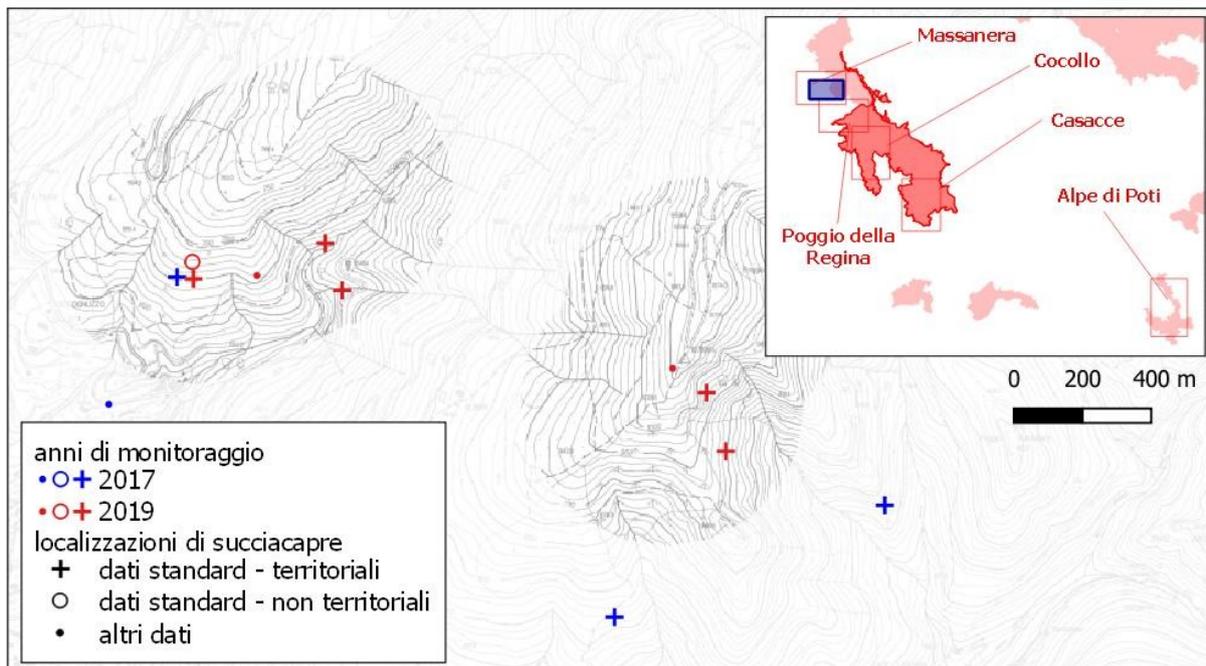


Osservazioni di albanella minore nella macroarea Casacce

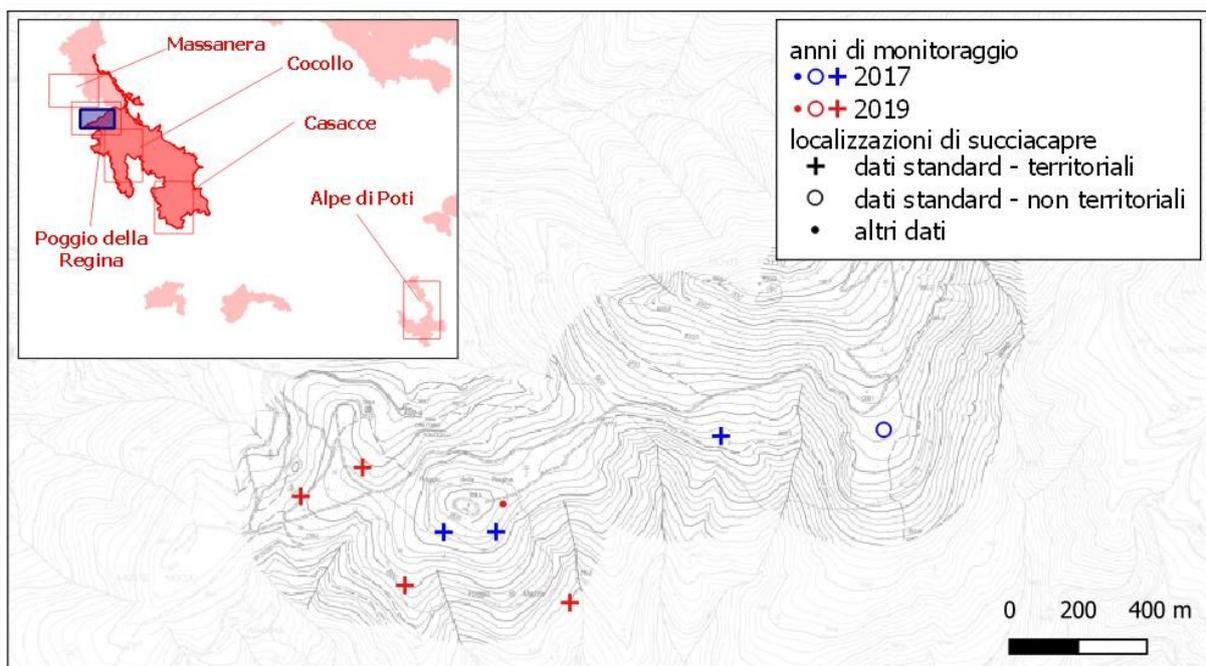


Osservazioni di albanella minore nella macroarea Alpe di Poti

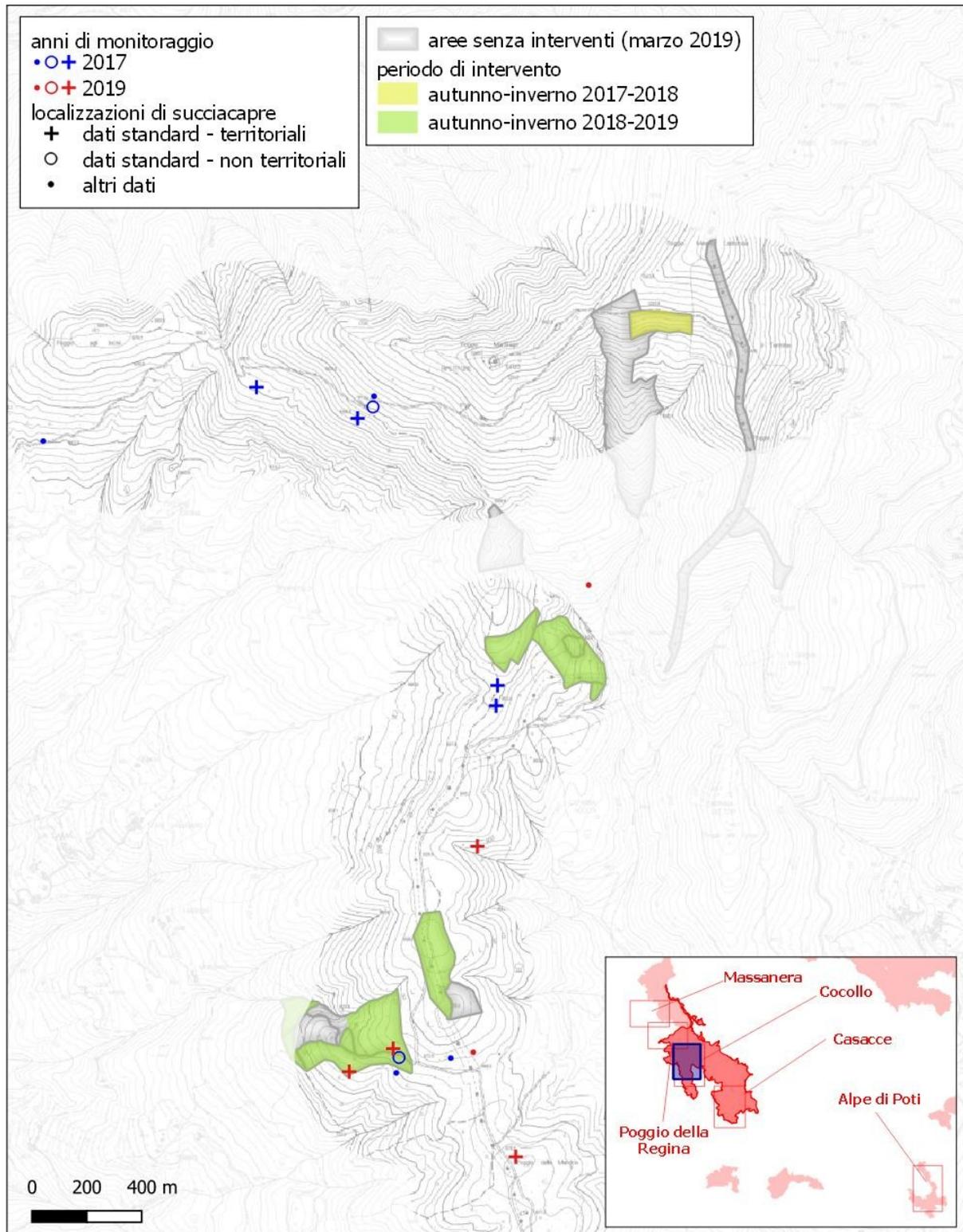
## Succiacapre



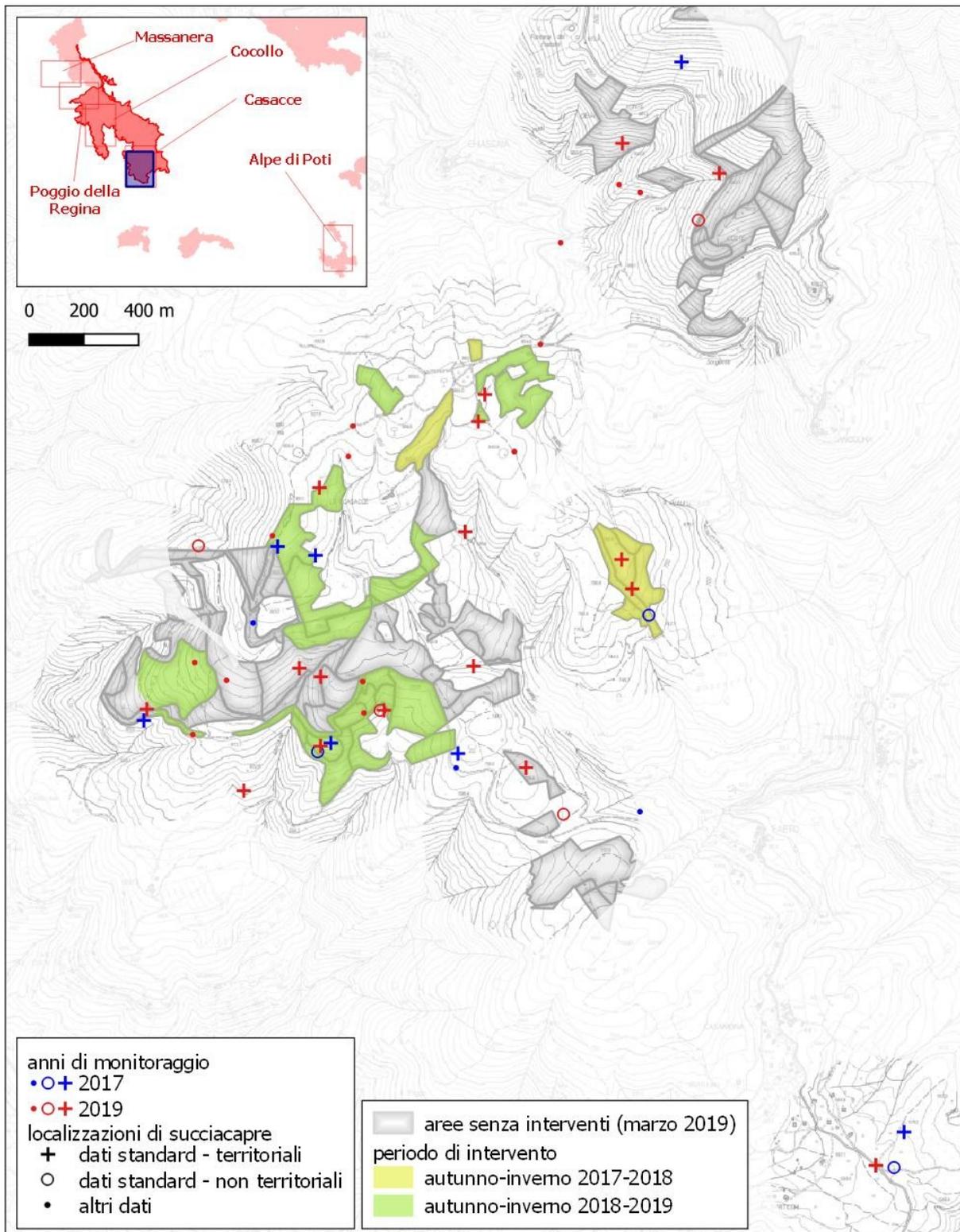
Localizzazioni di succiacapre nella macroarea Massanera



Localizzazioni di succiacapre nella macroarea Poggio della Regina

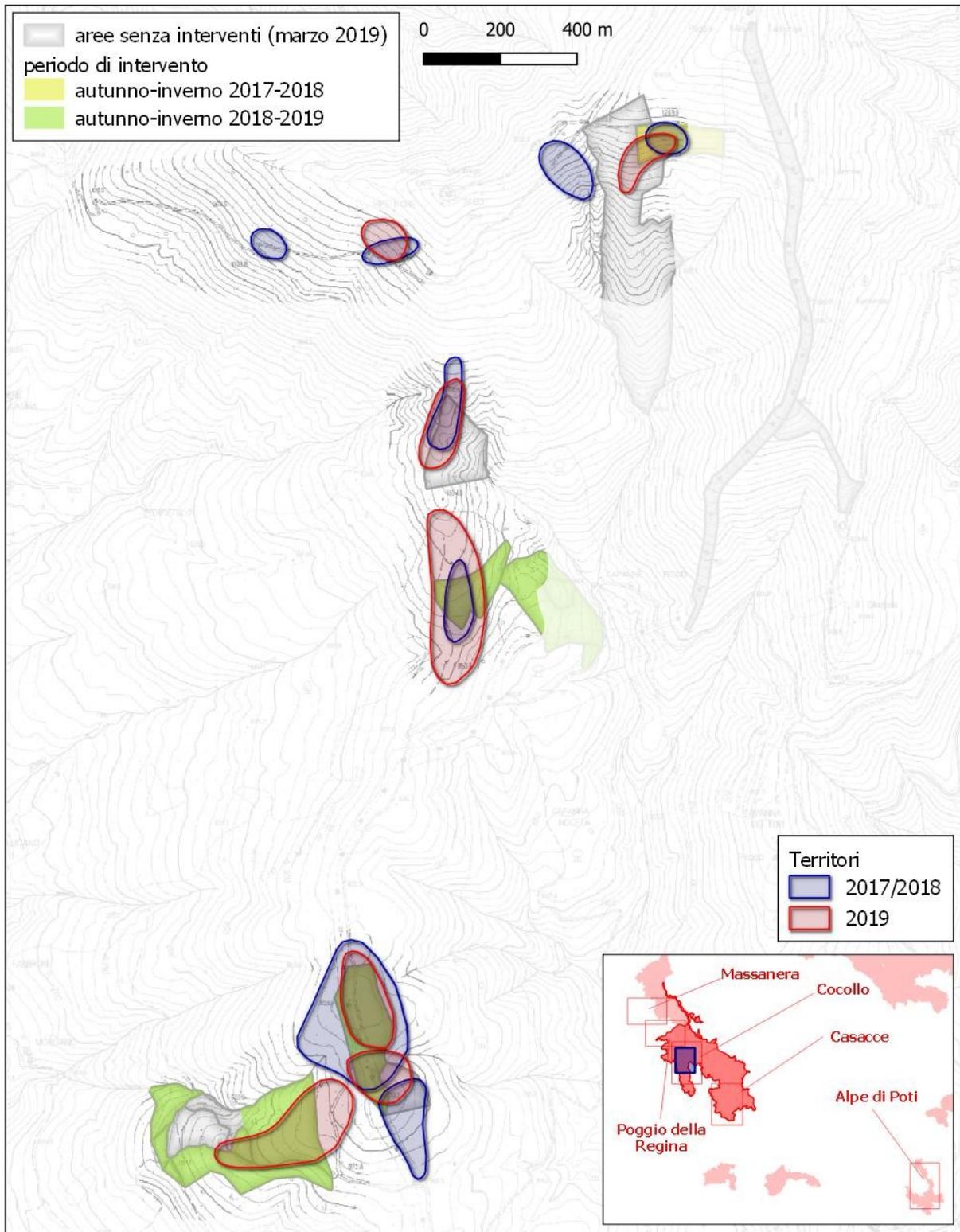


Localizzazioni di succiacapre nella macroarea Coccollo

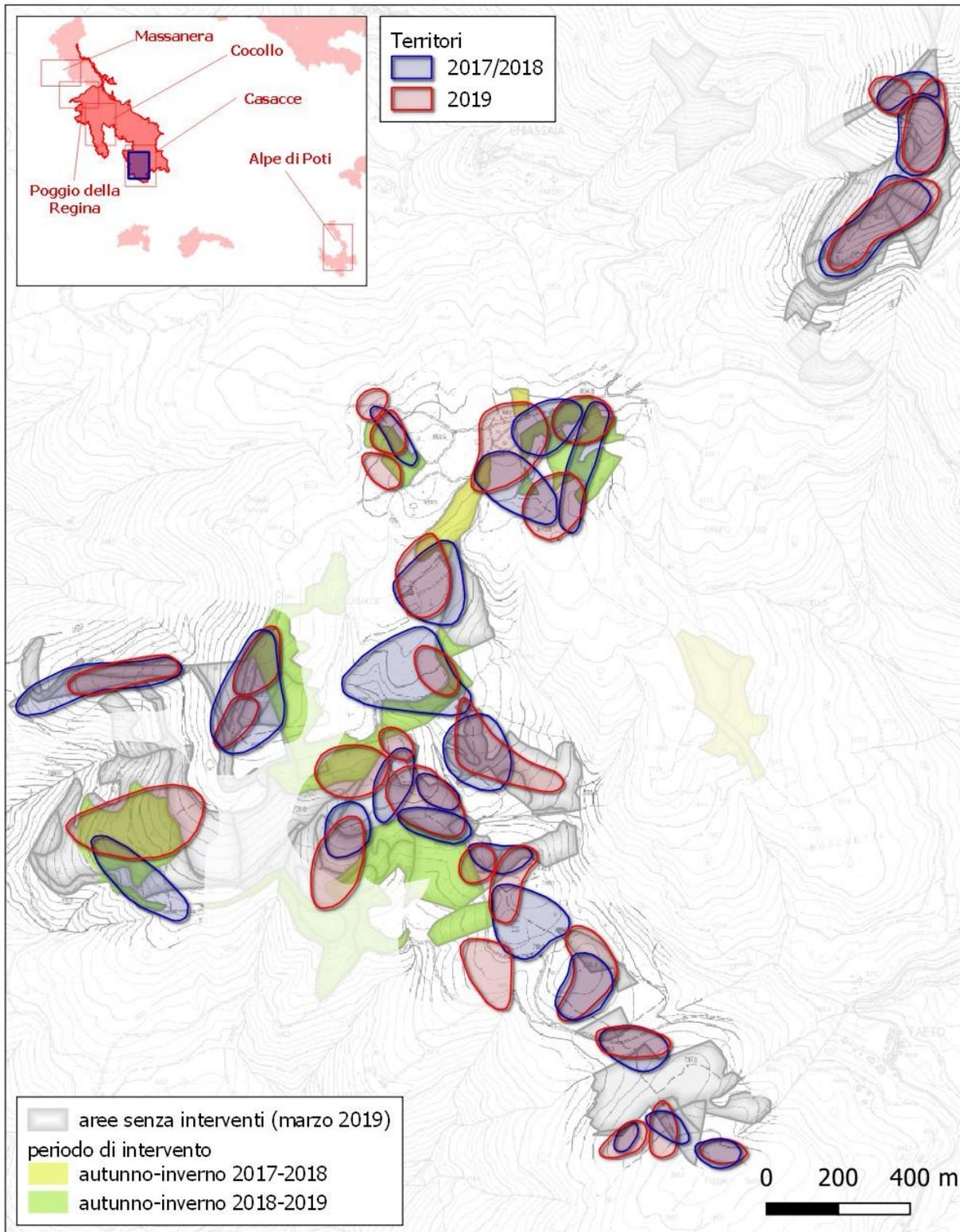


Localizzazioni di succiacapre nella macroarea Casacce

## Tottavilla

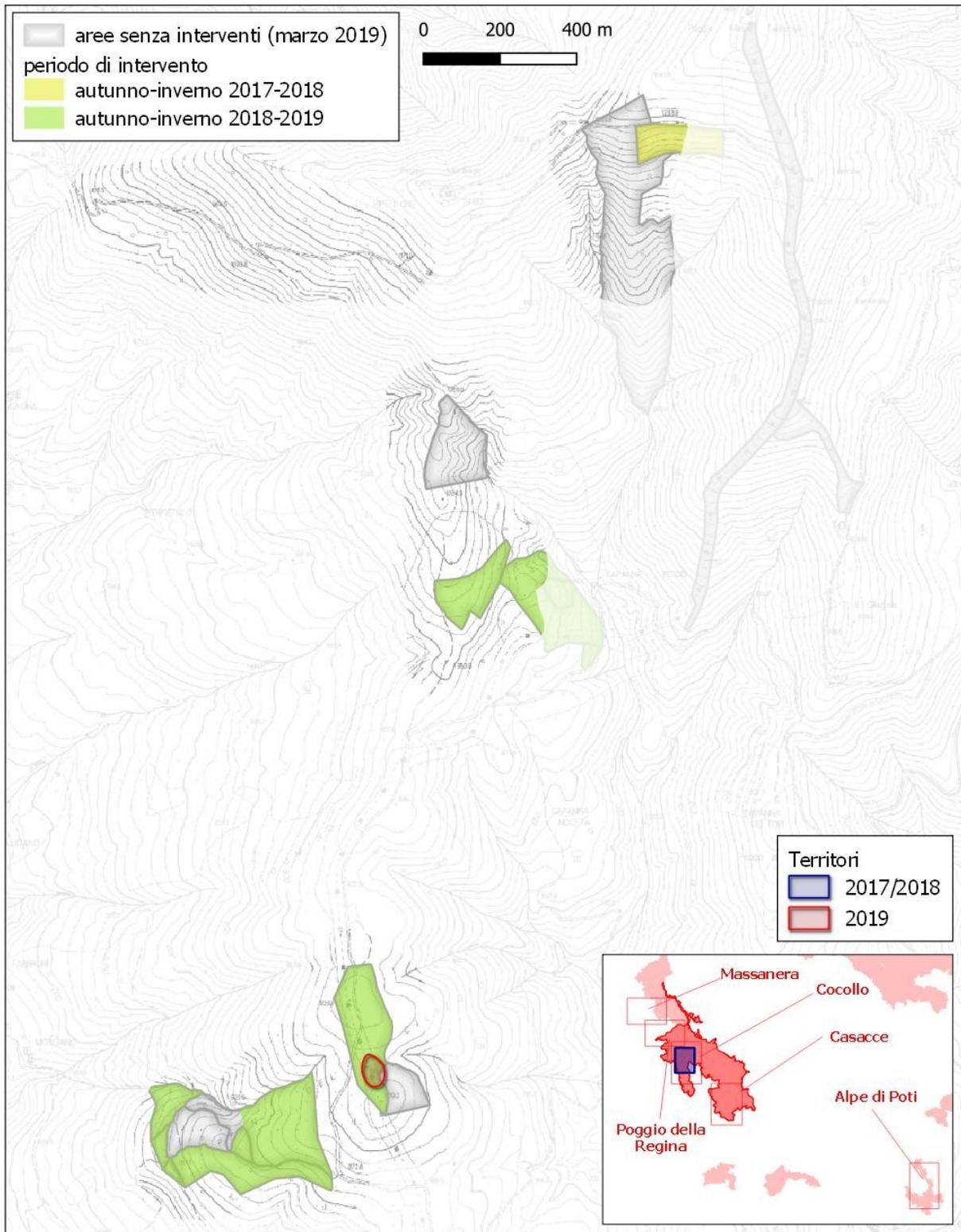


Territori di tottavilla nella macroarea Coccollo

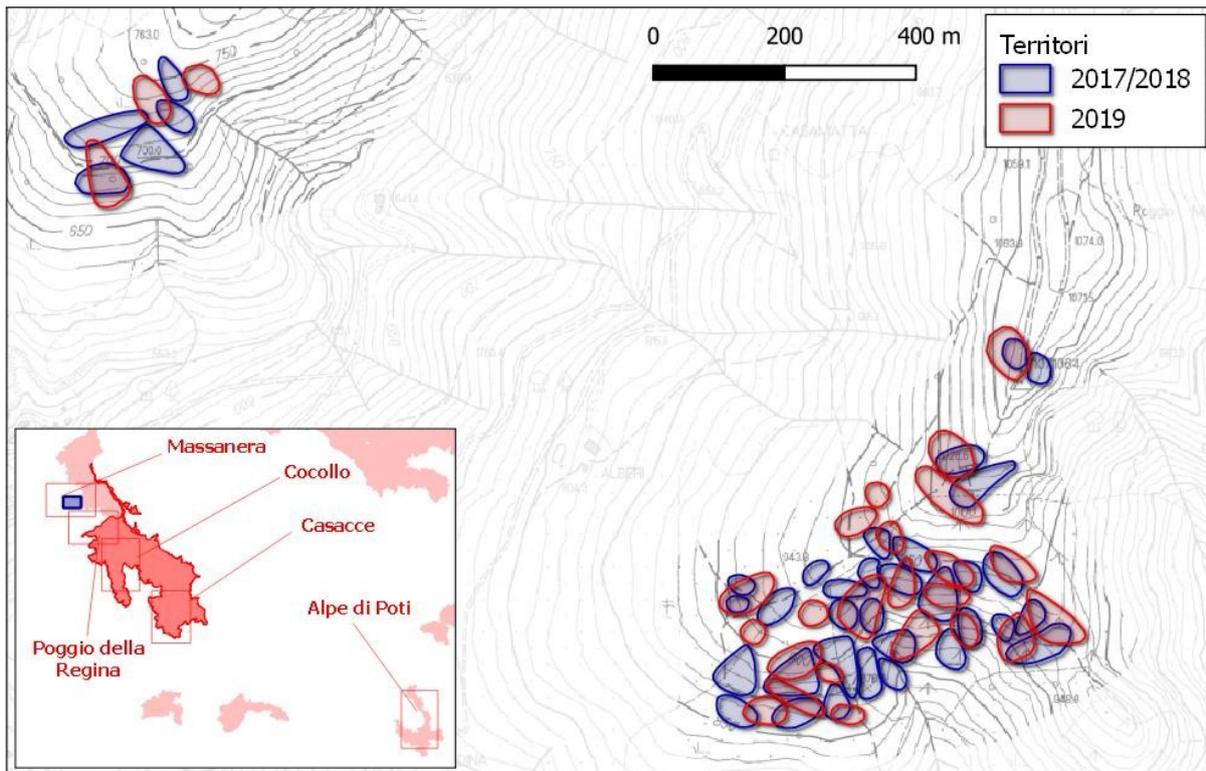


Territori di tottavilla nella macroarea Cocollo

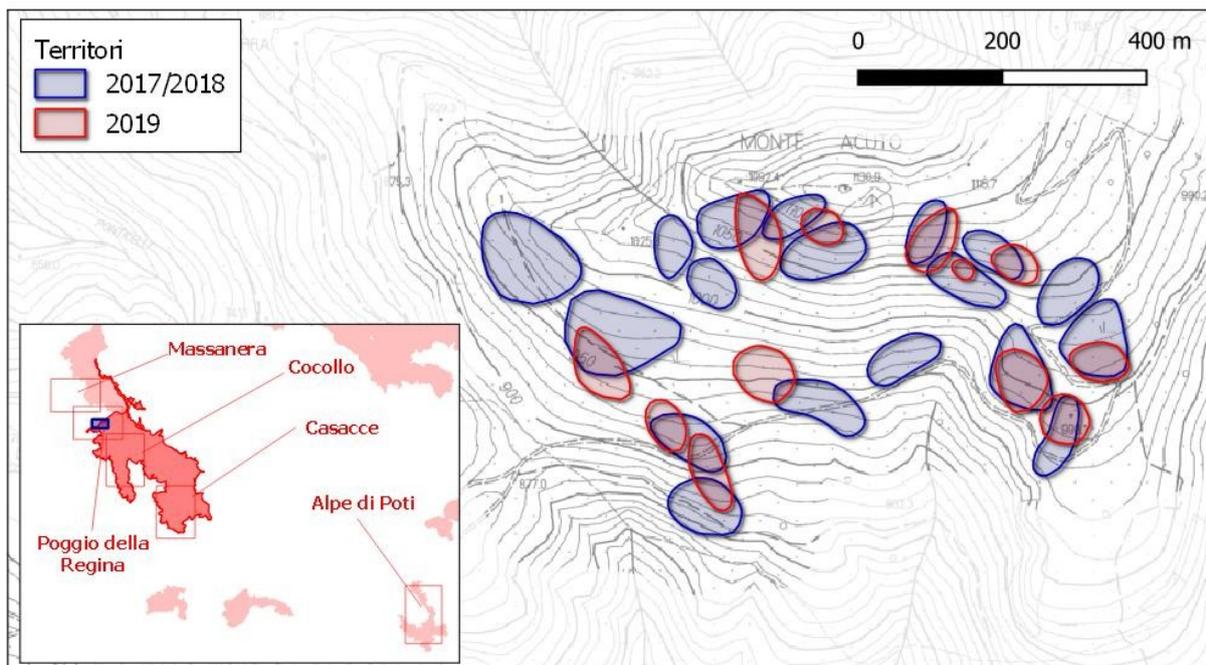
### Calandro



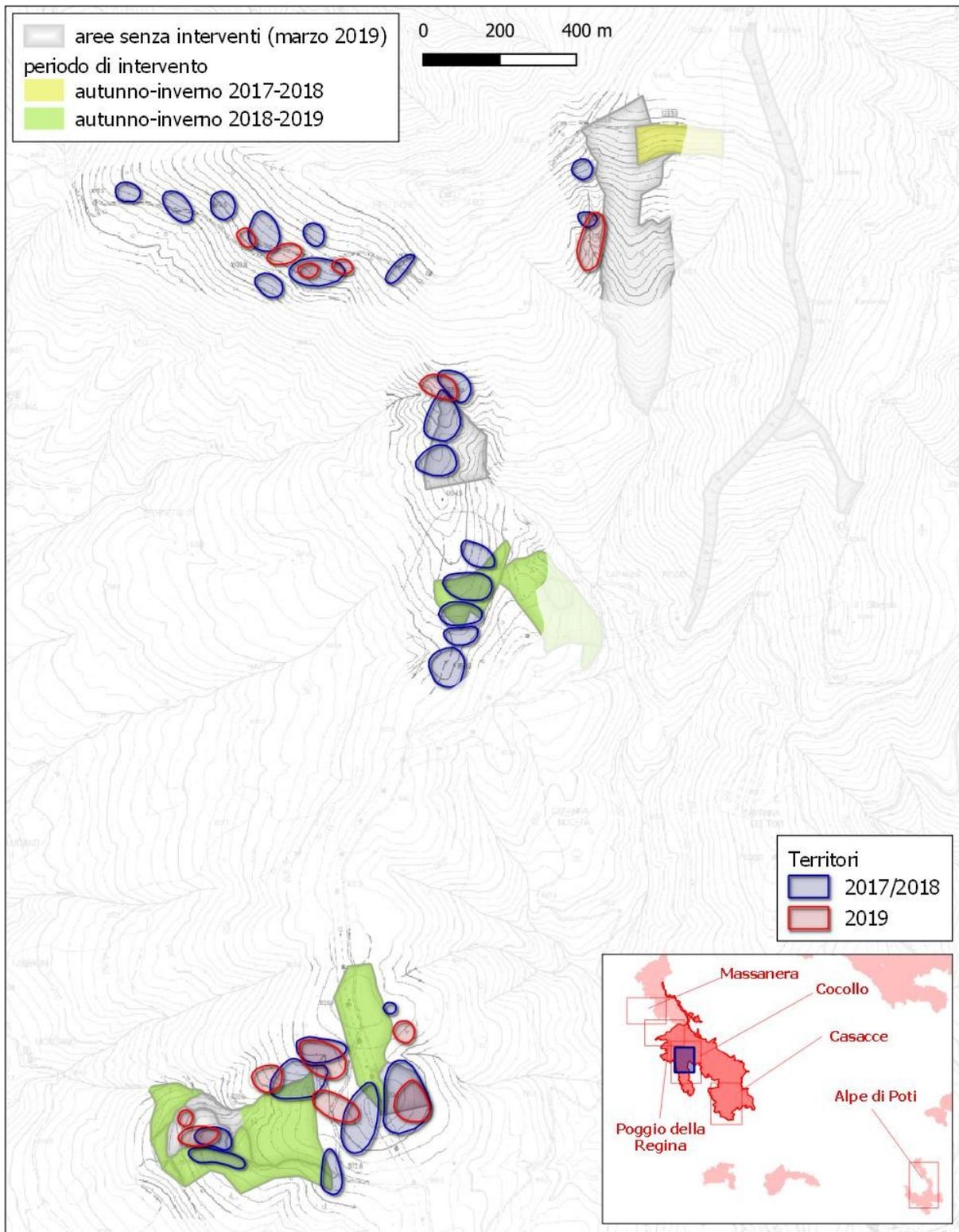
Territori di calandro nella macroarea Cocollo

**Magnanina comune**

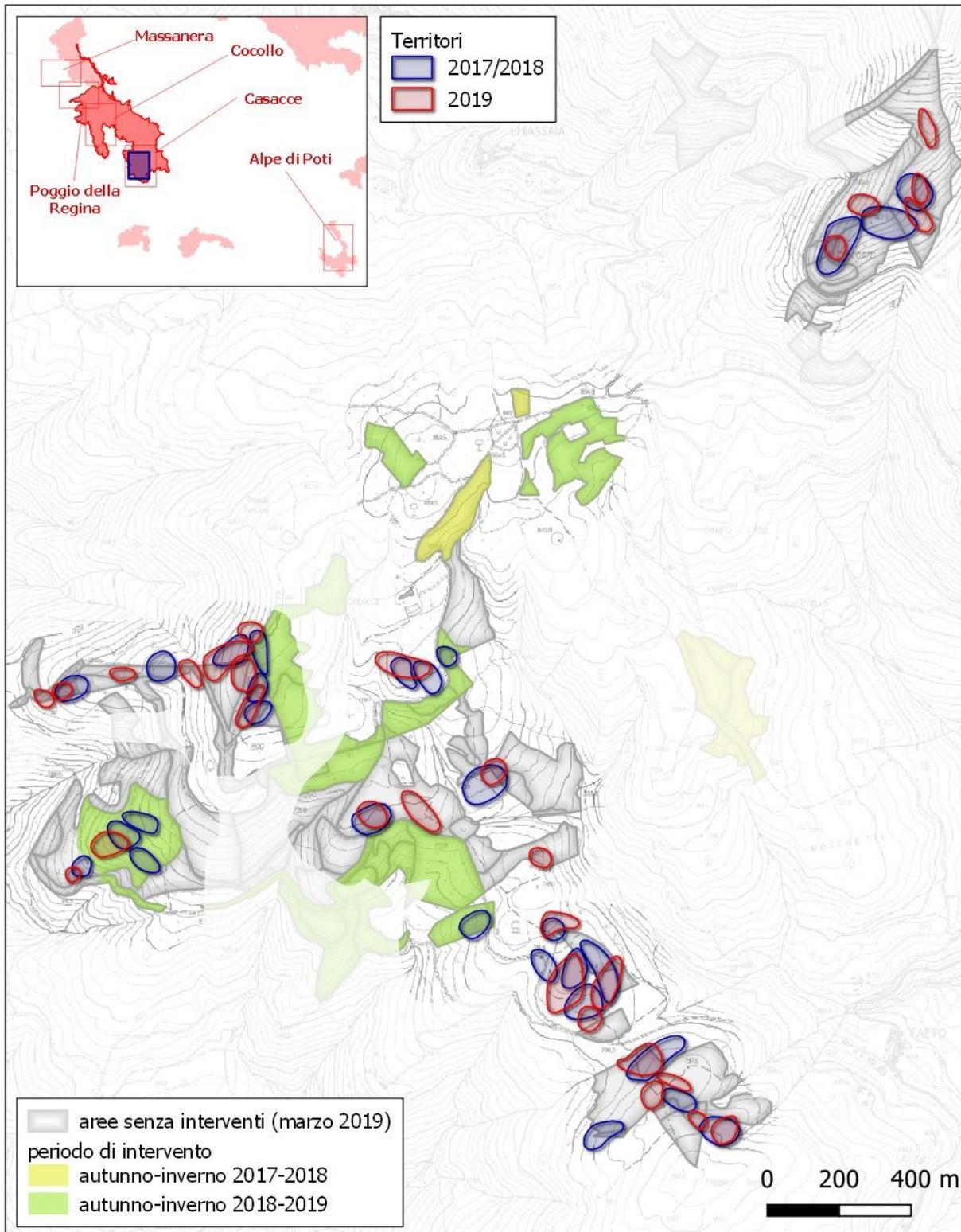
Territori di magnanina comune nella macroarea Massanera



Territori di magnanina comune nella macroarea Poggio della Regina

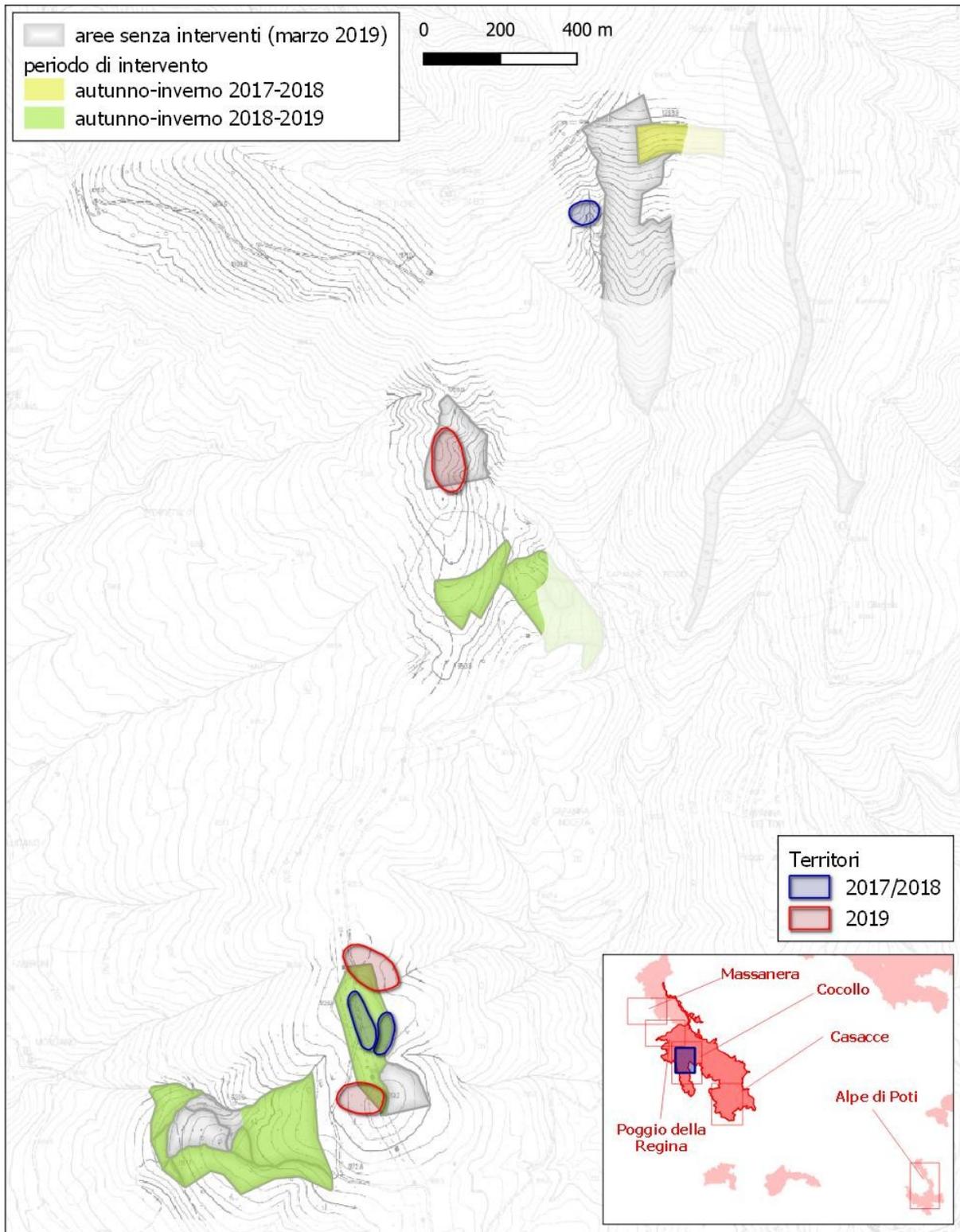


Territori di magnanina comune nella macroarea Coccollo



Territori di magnanina comune nella macroarea Casacce

## Averla piccola



Territori di averla piccola nella macroarea Coccollo