



LIFENAT/IT/000837GRANATHA

## AZIONE D1

### Valutazione dell'impatto del progetto sul contesto socio-economico ed ecosistemico



**Report di monitoraggio ex-post**

*Anno 2019*



Dott. Davide Ascoli, Dott.ssa Roberta Berretti, Dott. Andrea Battisti, Dott. Matteo Garbarino, Dott. Emanuele Sibona, Dott. Antonio Gabellini

## Sommario

Azione D1: Valutazione dell'impatto del progetto sul contesto socio-economico e ecosistemico .....	1
Azione D1: Valutazione dell'impatto del progetto sul contesto socio-economico e ecosistemico .....	4
Introduzione .....	4
Materiale e metodi .....	4
<i>Servizio ecosistemico "biodiversità"</i> .....	5
<i>Servizio ecosistemico "difesa idrogeologica del suolo"</i> .....	5
<i>Servizio ecosistemico "funzione paesaggistica"</i> .....	5
<i>Servizio ecosistemico "funzione di produzione"</i> .....	6
<i>Effetti del taglio sulla qualità ecosistemica dell'habitat 4030</i> .....	6
Risultati servizio ecosistemico "biodiversità" .....	7
Risultati servizio ecosistemico "difesa idrogeologica del suolo" .....	26
Risultati servizio ecosistemico "funzione paesaggistica" .....	28
Risultati servizio ecosistemico "funzione di produzione" .....	30
Risultati effetti del taglio sulla qualità ecosistemica dell'habitat 4030 .....	31

## Abstract - Deliverable Action D1

This deliverable illustrates short-term results mostly at one year after cutting and prescribed burning treatments on ecosystem services: biodiversity; soil protection; landscape; production; habitat 4030 quality. As regards the biodiversity, the monitoring of the *Carabidae* family in Prescribed burning and Cutting sites evidenced that burning allowed to maintain a community of arthropods with good values of diversity and abundance, and in part also of specific wealth. In addition, at burnt sites it seems that these values exceed those observed in the Control. On the contrary, the cutting presents values of abundance, diversity, and in part of specific wealth, lower than the control sites, and therefore lower than the sites managed with prescribed burning. Some first hypotheses regarding the results of greater diversity and abundance of carabids on the ground in areas treated by prescribed burning concerns the fact that the shrub and herbaceous vegetation is consumed by fire but the habitat structure remains, with dead branches of shrubs standing and living roots in the ground. These elements allow for the existence and permanence of ecological niches and shelters used by the micro-fauna of the soil. Moreover, the shading given by the standing stems, or lying on the ground, of shrubs and trees, limits the radiation to the ground and therefore probably allows to maintain moist conditions required by insects. As regards soil protection, a reduction in the degree of coverage due to the tree component is compensated, in terms of protective function, by the coarse woody debris and by the herbs and shrubs components. The increase in bare soil was detected only at the stand scale while it did not reach unitary extensions such as to be detected at landscape scale through satellite images. As regards the landscape, the effect of the interventions can lead to a reduction of the complexity favouring the shrubs at the expense of other cover classes, but introducing a complexity linked to the structure of the heather habitat that, from abandoned formations evolving towards the forest, returns to being young formations structurally different from the previous ones. As regards production, as expected in the short-term the interventions caused a reduction in the volume and biomass values, removing or burning the upper part of the heather. The post-intervention values show a uniformity of volume and biomass data in the areas treated with cutting and prescribed burning even if starting from very different values. However, at the stand level a strong and fast recovery by resprouting was observed and we expect a full recovery of biomass within the end of the project. Finally, as regards the habitat, monitored indices confirm a trend towards increased species in treated areas. In particular diversity indices such as Shannon increase both for the increase in the species present, and for the decrease in the coverage of the dominant species and a greater distribution of the coverage among those present. The increase in the brightness index is also linked to an increase in species, especially herbaceous ones, linked to open environments.

## Azione D1: Valutazione dell'impatto del progetto sul contesto socio-economico e ecosistemico

### Introduzione

L'obiettivo di questa azione è la valutazione dell'impatto del progetto sul contesto socio/economico ed ecosistemico analizzando distintamente i due ambiti. Il presente documento illustrerà la metodologia relativa alla sola valutazione dei servizi ecosistemici ed i primi risultati ottenuti.

### Materiale e metodi

L'impatto del progetto in termini ecosistemici sarà valutato attraverso il monitoraggio dei seguenti indicatori:

- i) Servizio ecosistemico "biodiversità"
- ii) Servizio ecosistemico "difesa idrogeologica del suolo"
- iii) Servizio ecosistemico "funzione paesaggistica"
- iv) Servizio ecosistemico "funzione di produzione"
- v) Effetti del taglio della vegetazione sulla qualità ecosistemica dell'habitat 4030

Nell'ambito dell'Azione D1 il servizio ecosistemico "biodiversità" verrà valutato attraverso monitoraggi specifici mentre per gli altri servizi gli indicatori sono stati calcolati utilizzando i dati del monitoraggio realizzato nell'ambito dell'Azione D2. In Tabella 1 vengono riportati gli indicatori utilizzati per monitorare ciascun servizio ecosistemico.

**Tabella 1: schema di sintesi degli indici utilizzati per il monitoraggio dei servizi ecosistemici**

i) servizio ecosistemico "biodiversità"	composizione e la struttura della cenosi a coleotteri della famiglia Carabidae
ii) servizio ecosistemico "difesa idrogeologica del suolo"	scala popolamento: copertura % al suolo in classi (vegetazione, suolo nudo, necromassa, pietrosità) scala paesaggio: superfici dei poligoni
iii) servizio ecosistemico "funzione paesaggistica"	indici di frammentazione dimensione media tessere di brughiera
iv) servizio ecosistemico "funzione produzione "	scala popolamento: altezza e volume delle chiome di erica (pre-) e dei ricacci (post-) scala paesaggio: Normalized Difference Vegetation Index
v) servizio ecosistemico "qualità ecosistemica dell'habitat 4030"	campionamento fitosociologico

### *Servizio ecosistemico “biodiversità”*

Per valutare l’impatto del progetto sul servizio ecosistemico “biodiversità” la metodologia prevede di utilizzare composizione e struttura della cenosi a coleotteri della famiglia *Carabidae*. I Carabidi sono considerati ottimi indicatori ambientali, la loro ecologia e tassonomia è relativamente ben conosciuta e soprattutto reagiscono velocemente e in maniera sensibile ai cambiamenti naturali o indotti dalla attività antropiche.

### *Servizio ecosistemico “difesa idrogeologica del suolo”*

Il servizio ecosistemico “difesa idrogeologica del suolo” è stato monitorato attraverso il cambiamento indotto dagli interventi sia a scala di popolamento che a scala di paesaggio utilizzando i seguenti indicatori:

- a scala di popolamento è stata monitorata la variazione della copertura percentuale al suolo a partire dalle classi utilizzate nel monitoraggio realizzato nell’azione D2 (suolo nudo, pietrosità, necromassa, arbusti, alberi, erba). Tali classi sono state accorpate in nuove classi, definite sulla base della loro funzionalità nel confronto della difesa idrogeologica ossia: suolo nudo; necromassa; erbaceo: erba + felci; brughiera = arbusti; arboreo.
- a scala di paesaggio è stata monitorata la variazione della copertura percentuale al suolo a partire dagli indici utilizzati per i monitoraggi realizzati nell’ambito dell’azione D2. Per la funzione “difesa idrogeologica del suolo” sono stati definiti come indicatori di monitoraggio le superfici dei poligoni classificati nelle seguenti classi: foresta (copertura arborea prevalente); arbusti (copertura di brughiera prevalente); erbe (copertura erbacea prevalente); suolo nudo (copertura del suolo nudo prevalente).

Per i risultati relativi a questa caratterizzazione delle aree di intervento nella fase di pre-intervento si rimanda ai deliverables dell’azione D2.

### *Servizio ecosistemico “funzione paesaggistica”*

Il servizio ecosistemico “funzione paesaggistica” è stato monitorato attraverso il cambiamento indotto dagli interventi a scala di paesaggio attraverso i seguenti indicatori:

- ✓ è stata monitorata la variazione degli indici di frammentazione ossia come gli interventi modificheranno il rapporto area/perimetro delle tessere di brughiera poiché tale valore indica la complessità di forma dei poligoni individuati;

- ✓ è stata monitorata la variazione della dimensione media dei poligoni classificati a brughiera per valutare come gli interventi siano riusciti a ricostituire superfici a brughiera più estese ed uniformi rispetto ad una situazione di pre-intervento.

Per i risultati relativi alla caratterizzazione delle aree di intervento nella fase di pre-intervento si rimanda al deliverables dell'azione D2.

### *Servizio ecosistemico "funzione di produzione"*

Il servizio ecosistemico "funzione di produzione" sarà monitorato attraverso il cambiamento indotto dagli interventi sia a scala di popolamento sia a scala di paesaggio attraverso i seguenti indicatori:

- ✓ a scala di popolamento è stata monitorata la variazione del parametro "valore di fitomassa" indotto dagli interventi realizzati attraverso la stima del volume delle chiome di erica e della capacità di ricaccio delle ceppaie di questa. La formula adottata riporta il valore di fitomassa in termini di kg per metro quadrato di superficie ( $\text{fitomassa} = 2.737 \times V^{0.776}$ );
- ✓ a scala di paesaggio è stata monitorata la variazione dell'indice Normalized Difference Vegetation Index attraverso il rapporto  $(\text{NIR} - \text{Red}) / (\text{NIR} + \text{Red})$ . L'indice NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) viene comunemente correlato alla produttività della vegetazione. In questo ambito il rapporto utilizzato sarà associato alla produttività della brughiera per le aree di brughiera pura.

Per i risultati relativi alla caratterizzazione delle aree di intervento e controllo nella fase di pre-intervento si rimanda al Deliverables dell'azione D2.

### *Effetti del taglio sulla qualità ecosistemica dell'habitat 4030*

La qualità ecosistemica dell'habitat 4030 sarà valutata monitorando gli effetti che i tagli avranno sulla componente floristica. I dati raccolti nell'ambito dell'azione D2, ed il loro confronto nel tempo e tra trattamenti diversi, consentiranno di elaborare i seguenti indicatori di monitoraggio:

- ➔ spettro corologico
- ➔ spettro biologico
- ➔ indici ecologici di Ellenberg
- ➔ indici di ricchezza floristica e di diversità specifica (Shannon)
- ➔ indici di dominanza

Per i risultati relativi a questa caratterizzazione floristica delle aree di intervento e controllo nella fase di pre-intervento si rimanda al Deliverables dell'azione D2.

## Risultati servizio ecosistemico “biodiversità”

A Dicembre 2019 si sono concluse 3 stagioni di monitoraggio per conto dell’azione D3, incentrata sul gruppo faunistico prescelto dei carabidi (Coleoptera, Carabidae), quale gruppo indicatore delle aree soggette ai trattamenti delle azioni C1, C2 e C3. I monitoraggi sono stati realizzati mediante campionamento passivo grazie all’utilizzo di pitfall traps. Ciascuna pitfall trap è stata posizionata interrata a livello del terreno e innescata con una soluzione sovrassatura di aceto e sale, con funzione di attrattivo e conservante. Ogni trappola è stata coperta per evitare l’allagamento e per ridurre manomissioni da parte della fauna selvatica.

Il numero di trappole collocate in ogni sito è stato modificato dalla prima versione metodologica, si è passati da 5 trappole previste a 4 trappole effettive, per ogni sito. Questa scelta è risultata ottimale in seguito alla verifica delle caratteristiche fisiche e morfologiche del suolo, che hanno mostrato alcune difficoltà tecniche nelle azioni di scavo e posizionamento dei barattoli. Si è certi che questa leggera modifica non si ripercuoterà sul risultato, sicuramente raggiunto in egual misura in termini di risultati aggregati per sito.

Ciascuno dei 30 siti di monitoraggio individuati comprende quindi 4 pitfall traps, collocate entro un raggio di 10 metri e disposte quanto più possibile in riferimento allo schema riportato in figura 1. Si ottiene così un totale di 120 trappole raccolte ad ogni sessione.

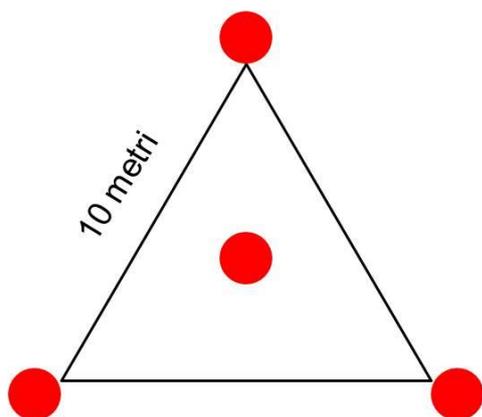


Figura 1: Schema rappresentante la collocazione spaziale delle 4 pitfall traps presenti in ciascun sito di monitoraggio.

Gli esemplari catturati in ogni trappola sono collocati in appositi contenitori da 50 ml di capienza (uno per ciascuna trappola). Terminata la raccolta dei campioni sono sostituite le trappole danneggiate e/o asportate. Il livello ottimale di aceto viene ripristinato al fine di garantire una buona capacità attrattiva delle singole trappole (Figura 2).



**Figura 2: sequenza delle operazioni di posizionamento e caricamento delle trappole**

Al termine del monitoraggio stagionale tutte le trappole sono asportate dalle aree di studio al fine di evitare che l'abbandono delle stesse possa cagionare l'inutile morte di numerosi organismi vertebrati e invertebrati.

Al termine della fase di raccolta in campo segue lo smistamento e la determinazione degli insetti appartenenti alla famiglia *Carabidae*. In laboratorio ogni contenitore è svuotato e gli individui appartenenti alle diverse specie separati. Al termine della fase di smistamento e preparazione del materiale avviene con la determinazione dei Carabidi al fine di individuare la specie di appartenenza per ciascun esemplare raccolto. Inoltre sono determinati (ove possibile fino a specie) tutti gli altri artropodi appartenenti all'ordine *Coleoptera*. L'analisi dei campioni consente di definire una checklist degli invertebrati catturati in ciascuna area interessata dagli interventi C1, C2 e C3, e nel controllo (T). Sono quindi elaborati indici di biodiversità, di complessità funzionale e complessità tassonomica per meglio comprendere gli effetti delle azioni concrete sull'entomofauna. Infine i dati di cattura sono analizzati unitamente alle variabili vegetazionali misurate durante i rilievi al fine di individuare le variabili biotiche e abiotiche che meglio possano predire la diversità entomica nell'area di studio.

Durante gli anni 2017 e 2018, sono stati individuati 30 siti di monitoraggio, per un totale di 120 trappole operative ad ogni sessione di campionamento, ovvero 120 potenziali eventi di campionamento indipendenti ad ogni raccolta. Nonostante i 30 siti fossero stati pensati per essere equamente distribuiti all'interno di superfici trattate dal taglio meccanizzato, dall'incendio, o non interessate da alcuna azione, durante questi due anni non sono stati realizzate azioni alcune per motivi pratici e quindi i 30 siti hanno tutti valore di monitoraggio pre-intervento.

Durante il 2019, invece, sono stati monitorati esclusivamente alcuni siti in cui si sono azioni concrete di taglio o incendio (azioni C1, C2 o C3), oltre che i rispettivi siti di controllo. Nel dettaglio, durante la stagione 2019, in località "Casacce" sono stati replicati 3 siti di campionamento presso un'area già monitorata gli anni passati e soggetta a fuoco prescritto, 3 siti in area interessata dal taglio meccanizzato ma in cui non cadevano precisamente precedenti punti di monitoraggio, quindi individuati come nuovi, e 3 siti di controllo. Nel 2019 quindi sono stati replicati 9 siti di campionamento, che avendo ciascuno 4 trappole a caduta al suo interno, restituiscono un totale di 36 potenziali eventi di campionamento indipendenti ad ogni raccolta.

Inoltre, essendo state effettuate azioni concrete di taglio e incendio presso un'area di intervento distaccata, denominata "Cocollo", si è scelto di avviare un monitoraggio di confronto tra superfici adiacenti interessate da incendio, taglio meccanizzato o non interessate da alcun trattamento (controllo). Così che anche in assenza di un monitoraggio pregresso nei due anni passati, per l'area di studio "Cocollo" sono stati effettuati campionamento presso 4 siti interessati dal taglio, 4 siti interessati dal passaggio del fuoco e in 4 siti di controllo. Considerando anche in questo caso 4 trappole per sito, si ottiene per il "Cocollo" un totale di 48 potenziali eventi di campionamento indipendente ad ogni raccolta.

In totale, nel 2019 sono quindi stati monitorate 84 trappole su 21 siti. Tenendo conto delle trappole trovate inattive ad ogni raccolta, per via di manomissioni dovute ad opera della fauna selvatica o di eccessive piogge e ruscellamento al suolo non previsto, il numero reale di eventi di campionamento indipendenti sarà differente di anno in anno e da sito a sito.

## Risultati generali sui tre anni di monitoraggio 2017 - 2018 - 2019

Al termine di questa terza stagione di monitoraggio, lo sforzo di campionamento è risultato come riportato in tabella in tabella 2, comprensiva delle date di ogni sessione e delle frequenze delle trappole inattive.

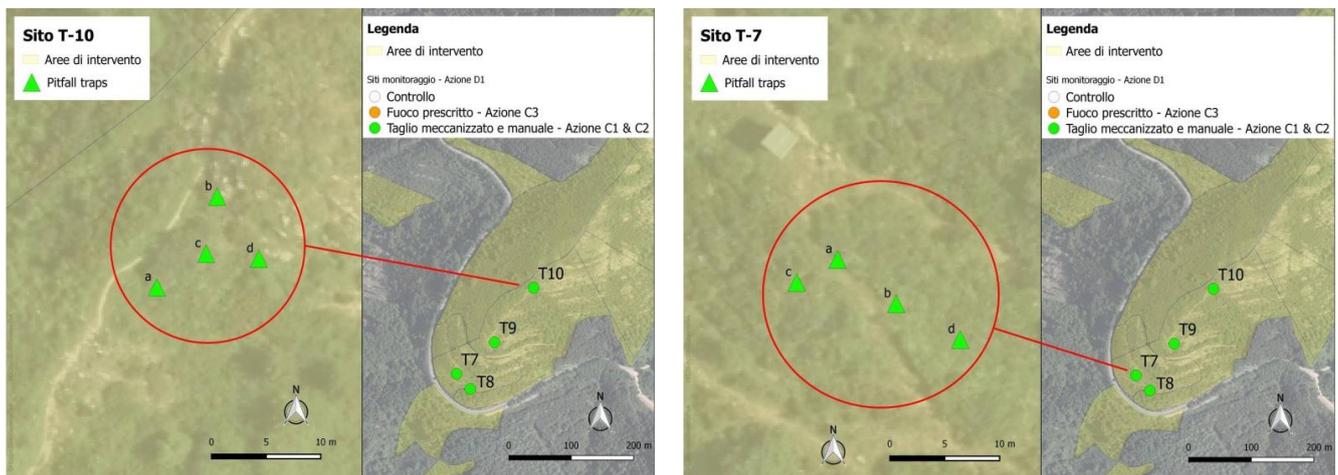
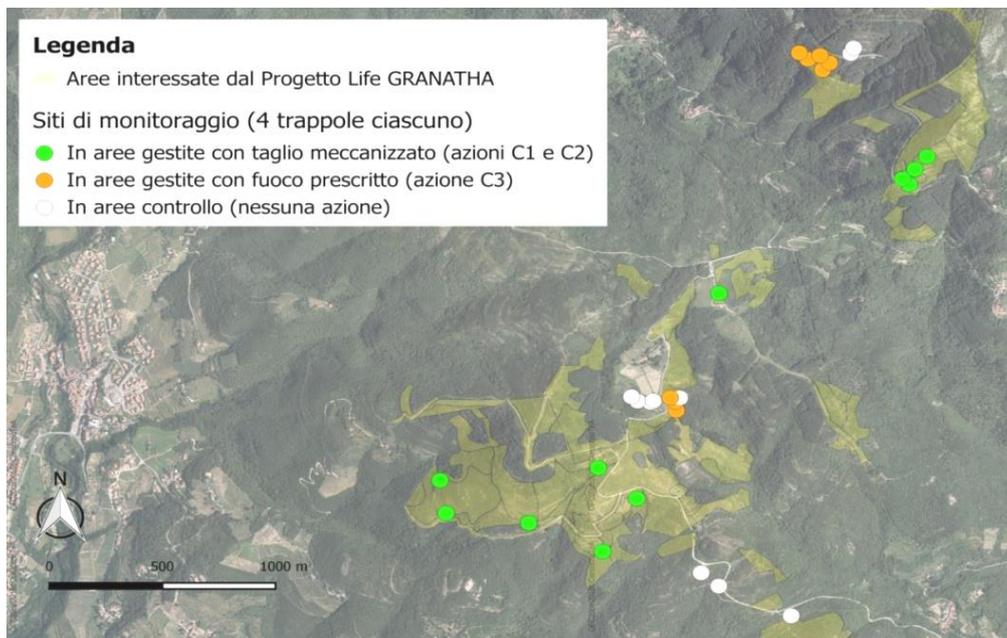
**Tabella 2: Riassunto delle attività di monitoraggio realizzate negli anni 2017, 2018 e 2019. In tabella sono riportate le date di posa delle trappole e di ogni sessione di monitoraggio, insieme alla percentuale di trappole trovate inattive ad ogni sessione. Le date delle rispettive raccolte sono sfasate sulle righe così da rendere immediato quali periodi (relativi alla fenologia dei gruppi di artropodi catturati) possono essere confrontati correttamente tra loro.**

Anno 2017			Anno 2018			Anno 2019		
Raccolte	Date	% Trappole inattive	Raccolte	Date	% Trappole inattive	Raccolte	Date	% Trappole inattive
<i>Posa</i>	<i>13-15 Giugno</i>							
1°	25-giu	11,25%						
2°	09-lug	15,63%	<i>Posa</i>	<i>1-3 Luglio</i>		<i>Posa</i>	<i>13-14 giugno</i>	
3°	16-lug	7,50%	1°	16-lug	17,50%	1°	11-lug	11,43%
4°	05-ago	11,88%	2°	04-ago	37,50%	2°	16-ago	10,48%
5°	17-ago	11,25%	3°	30-ago	38,33%	3°	02-set	17,14%
6°	03-set	24,38%	4°	30-set	40,00%	4°	04-ott	21,90%
			5°	15-ott	30,83%	5°	22-ott	29,52%

## Risultati specifici per gli anni 2017 e 2018

In Figura 3 viene riportata la suddivisione dei 30 siti monitorati all'interno di aree che saranno trattate nelle azioni del progetto:

- 10 sono collocati in aree che saranno soggette ad azioni meccaniche di taglio (C1, C2).
- 9 sono collocati in aree che saranno soggette a fuoco prescritto (C3).
- 11 sono collocati in aree che non saranno trattate, considerate siti di controllo.



**Figura 3: Collocazione spaziale dei 30 siti di monitoraggio all'interno dell'area di studio (in alto). Esempio di distribuzione di 4 siti di monitoraggio, T7 - T8 - T9 - T10. A) collocazione delle trappole all'interno di un sito rispettando lo schema di riferimento (sito T-10). B) Esempio di collocazione delle trappole all'interno di un sito con schema modificato per questioni pratiche di attività sul campo (Sito T-7).**

### *Comunità di artropodi*

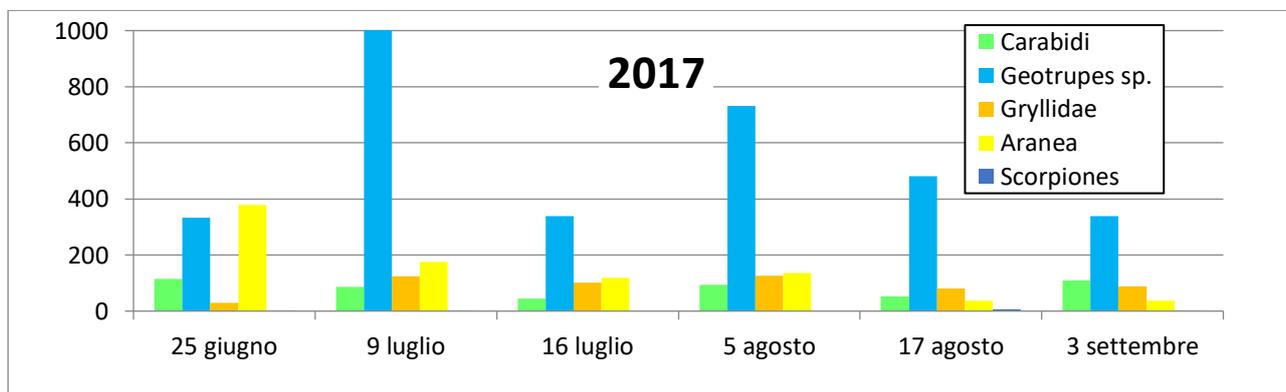
Tutti i campioni raccolti sono stati smistati e gli esemplari appartenenti alle famiglie dei Carabidae sono stati identificati a livello di specie. Nel 2017 sono state osservate 25 specie di Carabidae (Tabella 3). Si è tenuto conto anche delle abbondanze di altri gruppi di artropodi la cui presenza all'interno delle trappole è risultata con frequenza molto alta e di facile identificazione (a livello di gruppo) e conteggio, si tratta dei seguenti gruppi: Gryllidae (Orthoptera; Ensifera in generale con abitudini terricole e fossorie), Geotrupes sp. (Coleoptera; Scarabaeidae), individui dell'ordine

Aranea (più propriamente conosciuti genericamente come “ragni” veri e propri) e Scorpiones (scorpioni, probabilmente appartenenti ad una sola specie).

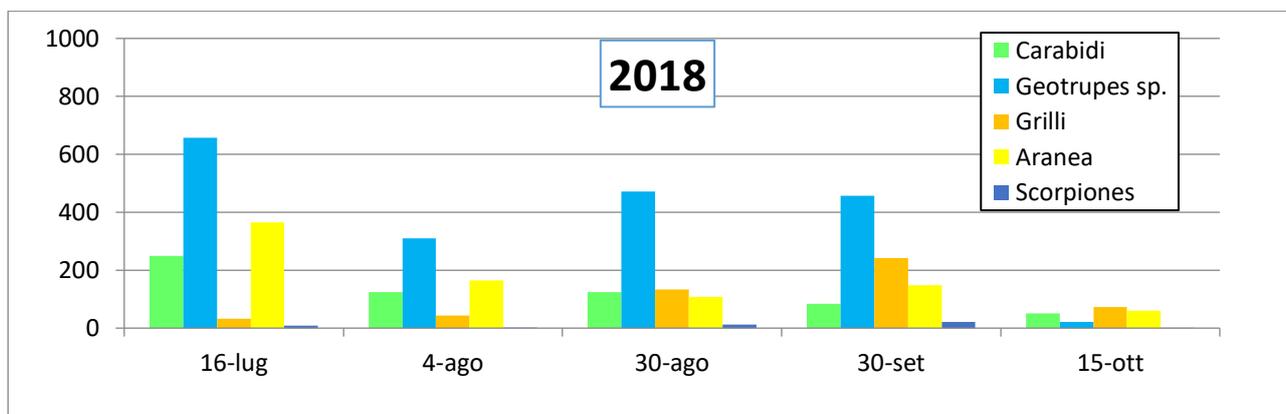
Per ciascun gruppo di artropodi si riportano le abbondanze relative ai primi due anni di monitoraggio, in linea generale (Tabella 3) o relative a ciascuna sessione di raccolta (Figura 4 e 5).

**Tabella 3: Abbondanze complessive dei gruppi di artropodi considerati relative ai primi due anni di monitoraggio**

	2017 (6 raccolte)	2018 (5 raccolte)
<i>Carabidae</i>	502	671
<i>Geotrupes sp.</i>	3242	1917
<i>Grillidae</i>	550	523
<i>Aranea</i>	882	844
<i>Scorpiones</i>	14	46



**Figura 4: Numero totale di individui catturati per ciascuno dei gruppi di artropodi considerati, anno 2017.**



**Figura 5: Numero totale di individui catturati per ciascuno dei gruppi di artropodi considerati, anno 2018.**

## Carabidae: indicatori della Biodiversità complessiva

I *carabidae* sono il gruppo di artropodi scelto per rappresentare l'intera comunità di artropodi, poiché strettamente legati alle risorse trofiche del suolo e al microhabitat. Sono quindi utilizzati per monitorare lo stato generale della comunità degli artropodi all'interno delle aree di intervento. Si mostrano di seguito i risultati del primo confronto tra i 30 siti monitorati negli anni 2017 e 2018 (Figura 6) e per periodo indagato (Figura 7). In tabella 4 è riportato l'elenco delle specie *Carabidae* campionate ed abbondanza relativa.

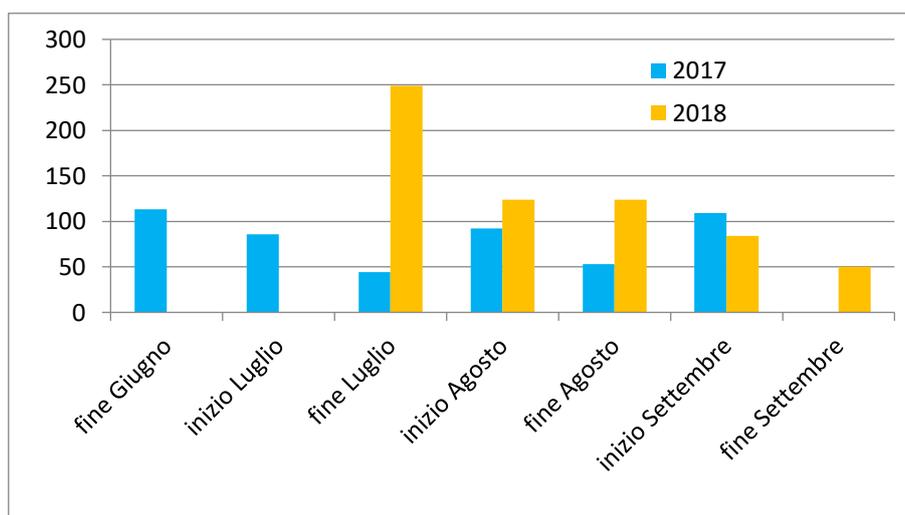


Figura 6: Abbondanze complessive di carabidi confrontate per periodo.

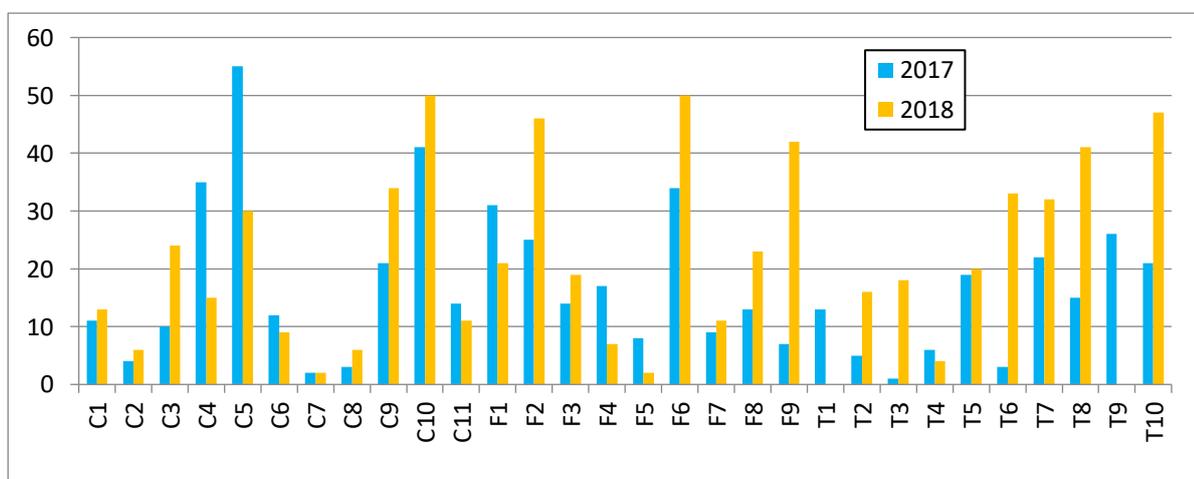


Figura 7: Abbondanze complessive di carabidi suddivise per sito negli anni 2017 e 2018, annate confrontabili in termini di sforzo di campionamento e tipologia di habitat monitorati, poiché nessun azione di intervento era ancora stata intrapresa.

Tabella 4: Checklist delle specie di *Carabidae* campionati nelle due stagioni di monitoraggio (2017, 2018) e relativa abbondanza.

cont.	<i>Specie</i>	2017	2018
1	<i>Abax parallelepipedus curtulus</i>	25	41
2	<i>Amara enea</i>	1	-
3	<i>Brachinus crepitans</i>	5	1
4	<i>Calathus cinctus</i>	8	2
5	<i>Calathus fuscipes graecus</i>	114	91
6	<i>Calathus melanocephalus</i>	2	1
7	<i>Calathus montivagus</i>	59	50
8	<i>Carabus convexus</i>	71	60
9	<i>Carabus germarii</i>	17	4
10	<i>Cychrus italicus</i>	38	56
11	<i>Harpalus rubripes</i>	2	10
12	<i>Harpalus rufipalpis</i>	36	88
13	<i>Harpalus sulfuripes</i>	14	179
14	<i>Lamprias fulvicollis</i>	4	1
15	<i>Leistus rufomarginatus</i>	1	-
16	<i>Leistus sp.</i>	-	1
17	<i>Masoreus wetterhallii</i>	28	8
18	<i>Nebria brevicollis</i>	1	-
19	<i>Nebria brevicollis</i>	-	1
20	<i>Nothiophilus biguttatus</i>	-	2
21	<i>Nothiophilus rufipes</i>	2	1
22	<i>Ophonus ardosiacus</i>	-	2
23	<i>Ophonus azureus</i>	1	-
24	<i>Ophonus rupicola</i>	-	2
25	<i>Percus passerini</i>	1	6
26	<i>Platiderus napolitanus</i>	1	-
27	<i>Pseudophonus rufipes</i>	31	8
28	<i>Pterostichus melas italicus</i>	30	6
29	<i>Pterostichus micans</i>	2	6
30	<i>Synuchus vivalis</i>	11	4

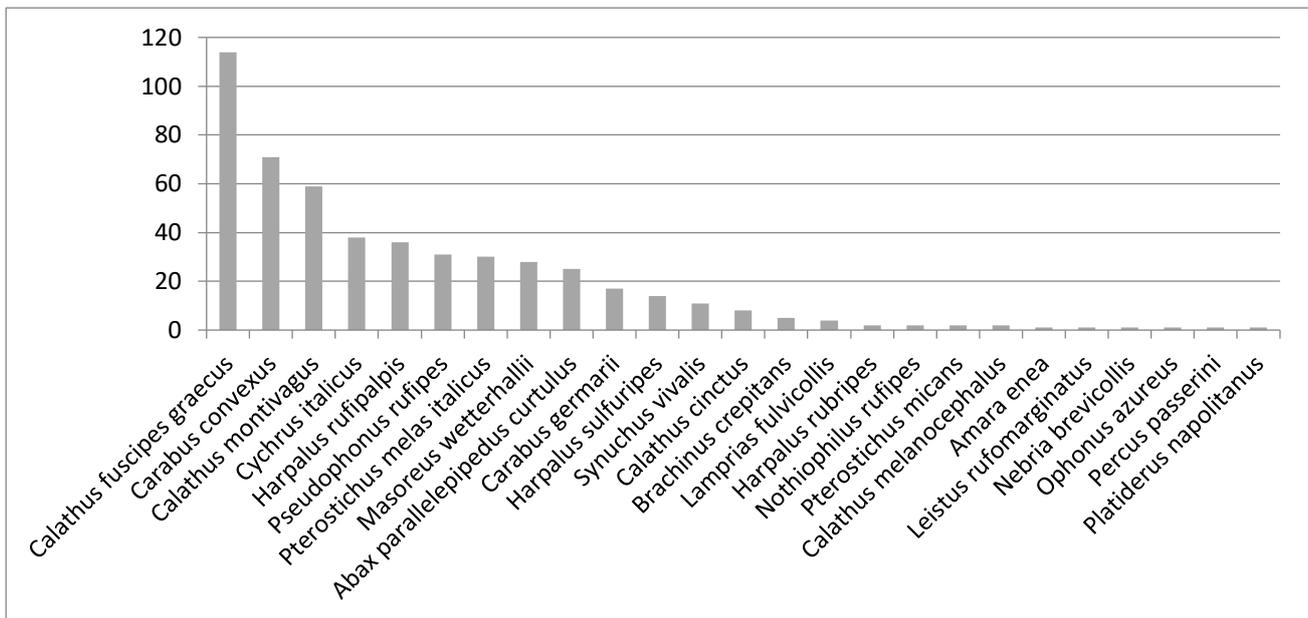


Figura 8: Grafico a barre con le abbondanze delle catture di carabidi nel 2017.

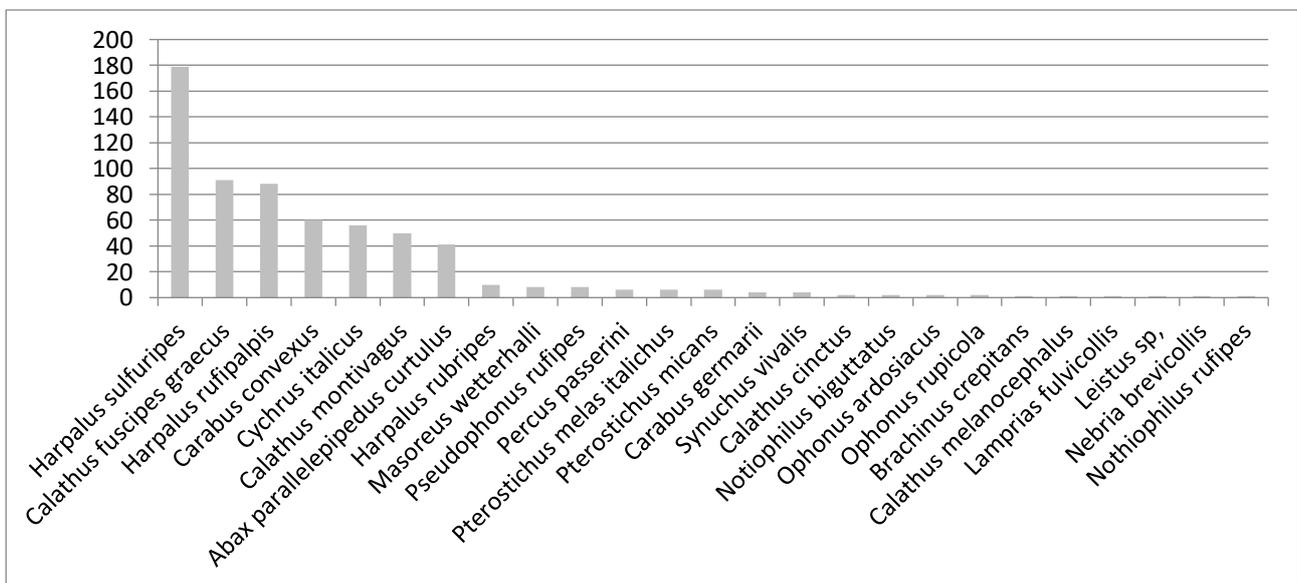
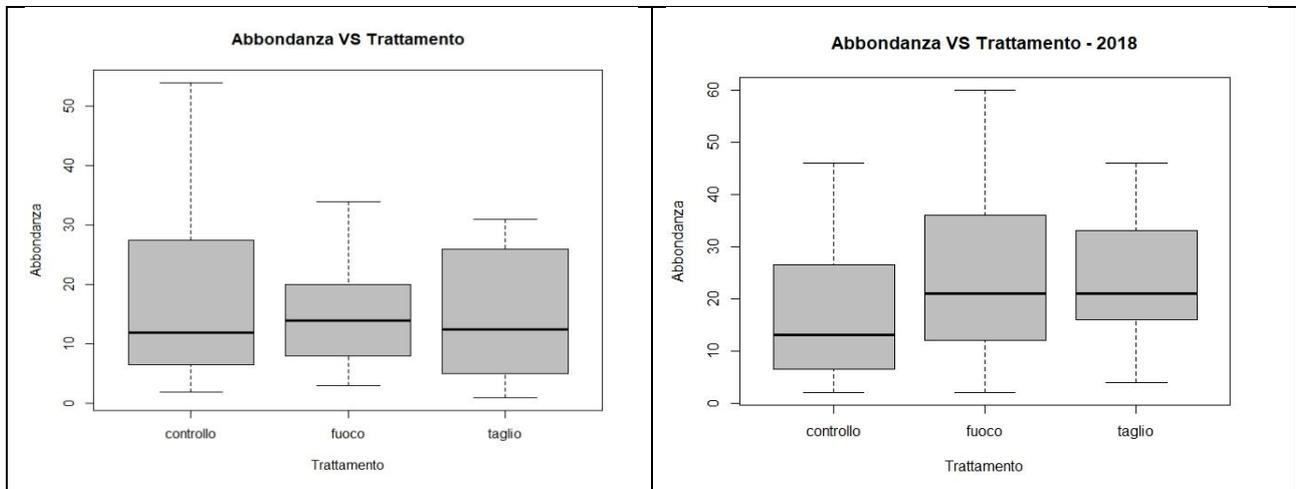


Figura 9: Grafico a barre con le abbondanze delle catture di carabidi nel 2018.

Nei grafici soprastanti (Figura 8 e 9) sono riportate le specie più abbondanti osservate per ognuno dei due anni di monitoraggio. Nonostante l'assenza di interventi, è evidente una variazioni nelle abbondanze relative ad ogni specie, sicuramente dovute a variabili ambientali non tenute in considerazione e al normale andamento altalenante delle popolazioni di artropodi in generale. Oltretutto, da tenere in considerazione la fenologia di campionamento, leggermente sfasata nel 2018 con posa delle trappole più tardiva.

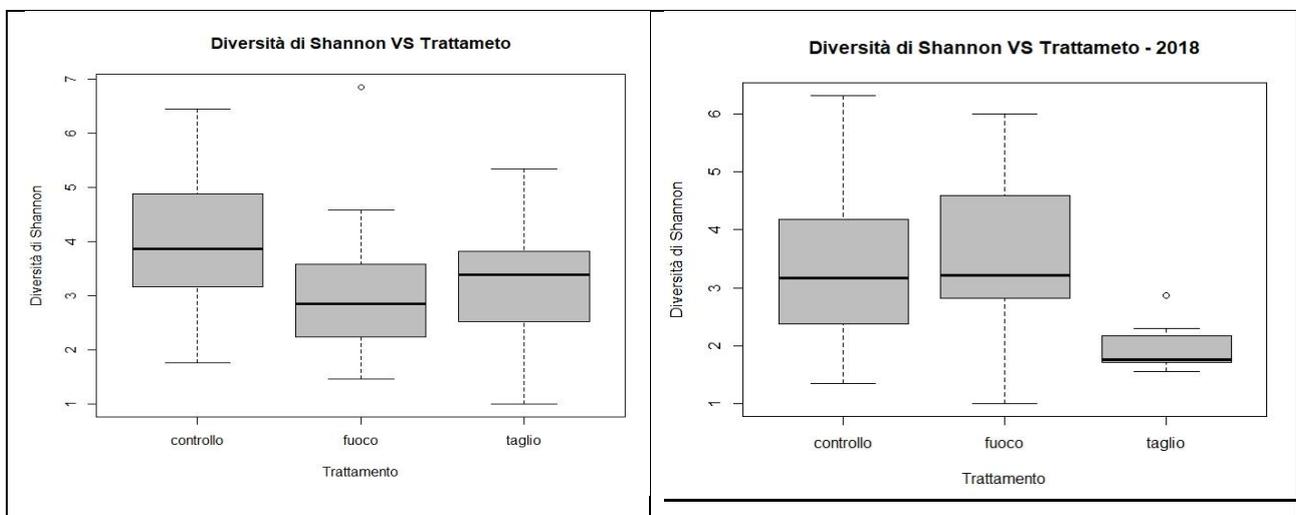
## Confronto tra tipologie di trattamento

Tutti i dati sono stati considerati aggregati per Sito, ovvero l'insieme delle 4 trappole presenti. L'Abbondanza delle catture non differisce nei tre gruppi identificati come 'taglio', 'fuoco' e 'controllo', in nessuna delle due stagioni monitorate. La significatività è stata testata con un GLM considerando i dati distribuiti come probabilità discreta (Poisson),  $P < 2e-16$  (\*\*\*) (Figura 10).



**Figura 10: Abbondanze complessive di carabidi tra i tre trattamenti nelle due stagioni di monitoraggio (2017 sinistra; 2018 destra). Nessuna differenza significativa tra le aree o le annate.**

La Diversità, calcolata come l'indice di Shannon, non differisce nei tre gruppi di intervento (GLM, Poisson),  $P = 9.12e-11$  (\*\*\*) . Dal grafico tuttavia si può ipotizzare che una leggera prevalenza dell'indice si abbia nelle aree di controllo per il 2017, mentre una minore diversità si osservi nelle aree che saranno soggette a taglio, con i dati 2018, pur non raggiungendo in entrambi i casi la significatività statistica (Figura 11).



**Figura 11: Confronto della diversità di Shannon tra le tre aree di intervento (a scala di SITO) nei due anni di monitoraggio. Nessuna differenza significativa nonostante non si osservi una situazione perfettamente identica tra le aree non trattate.**

La Ricchezza specifica rispecchia i risultati precedenti, (GLM, Poisson)  $P < 2 \times 10^{-16}$  (\*\*\*)).

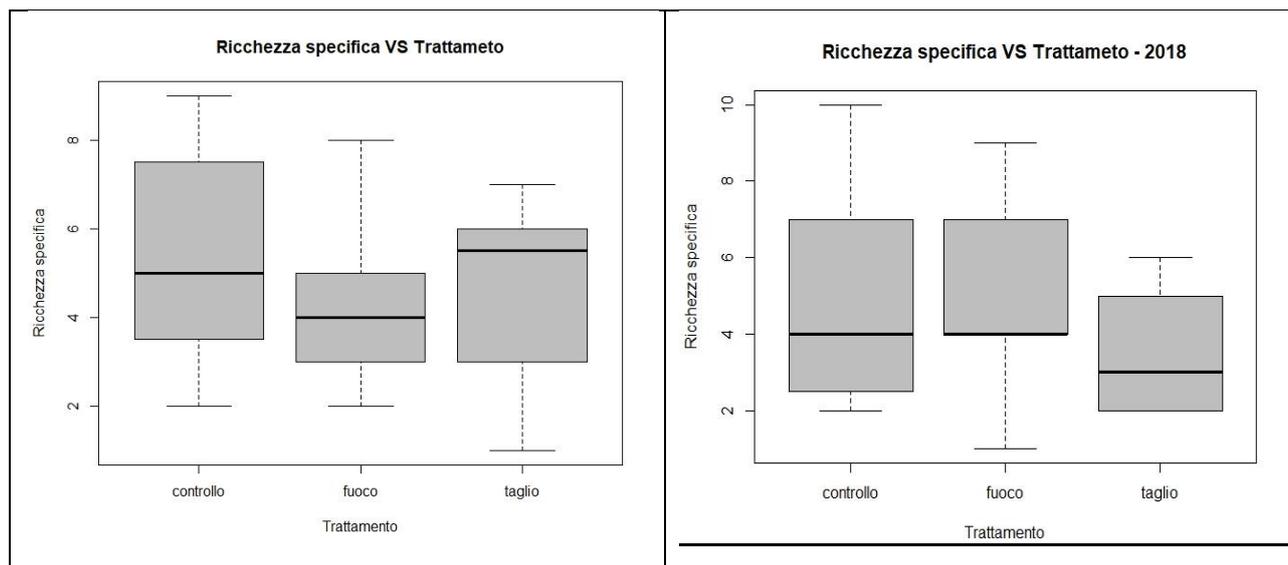


Figura 12: Confronto della ricchezza specifica tra le tre aree di intervento (a scala di SITO) nei due anni di monitoraggio. Nessuna differenza significativa.

Infine, l'Indice "IndVal" ha permesso di quantificare la specificità di una particolare entità tassonomica in relazione ad un particolare gruppo di intervento (la variabile considerata). Considerando quali specie indicatrici quelle con significatività  $p < 0.01$ , osserviamo in entrambe le annate di monitoraggio una sola specie indicatrice dei siti che saranno trattati con 'fuoco prescritto', si tratta di *Carabus convexus* (2017,  $p=0.0086^{**}$ ; 2018,  $p=0.0024^{**}$ ), specie brachittera e predatrice. Essendo in tutti i siti presente ancora una situazione inalterata dal punto di vista degli interventi previsti, è possibile che la presenza di questa specie nei siti che saranno trattati con fuoco prescritto sia correlata a condizioni micro-ambientali e variabili, entrambe naturali, non quantificate o controllate dal presente monitoraggio, quali ad ipotesi: altezza media della vegetazione, umidità al suolo, temperature, presenza di ricoveri naturali, ecc. Un'unica altra specie è al limite della significatività per quanto riguarda i siti che saranno gestiti come 'controllo', si tratta di *Pseudophonus rufipes* (2017,  $p=0.0238^*$ ; 2018,  $p=0.0699$ ), specie alata più generalista di aree aperte e semi-aperte, per cui alcune fioriture si ipotizza potrebbero condizionarne l'abbondanza.

Tabella 5: Specie indicatrici di alcune tipologie ambientali monitorate. Sign.  $^{**}p < 0,01$ ;  $^*p < 0,05$

Specie	Specificità per l'ambiente gestito a..		
	Controllo	Fuoco	Taglio
<i>Carabus convexus</i> <sup>**</sup>		$p=0.0086$ (2017) $p=0.0024$ (2018)	
<i>Pseudophonus rufipes</i> <sup>*</sup>	$P=0.0238$ (2017) $P=0.0699$ (2018)		

## Confronto abbondanze Carabidi – anni 2017 e 2018

Non essendo stati ancora effettuati interventi di trattamento alla fine dei monitoraggi 2018, i risultati ottenuti in questi due primi anni rispecchiano l'andamento naturale della comunità di carabidi, e in generale di artropodi del suolo, dei siti monitorati. E' quindi possibile confrontare le abbondanze complessive dei carabidi a prescindere delle tipologie di trattamento, considerando quale unica variabile tra le due serie di dati proprio il differente anno di monitoraggio, e anche in questo secondo caso non si riscontrano differenze significative tra i due anni di monitoraggio ( $p=0.312$ ), nonostante un valore assoluto più alto sia presente per la stagione 2018.

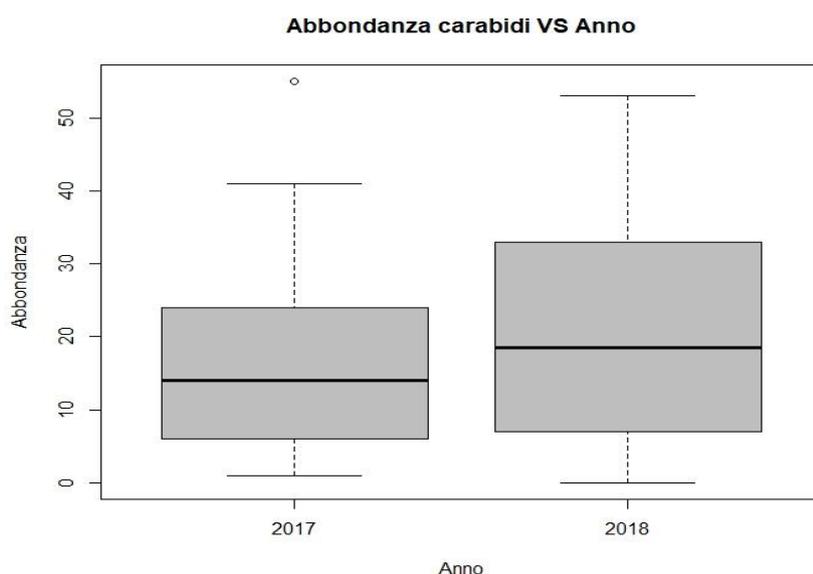


Figura 13: Confronto delle abbondanze di carabidi tra le stagioni di monitoraggio 2017 e 2018. Non si osservano differenze tra le due annate, nonostante sia evidente una diversa abbondanza naturale tra le due annate.

## Confronto generale delle abbondanze – anni 2017 e 2018

Non essendo stati effettuati trattamenti in questi primi due anni di monitoraggio, e non essendo presenti differenze significative nelle abbondanze dei carabidi tra le 3 tipologie di intervento (vedi paragrafo precedente), si riporta per ciascun gruppo di artropodi (scarabeidi, ortotteri, ragni e scorpioni) il solo confronto generale tra le abbondanze complessive dei due anni 2017 e 2018. Il confronto tra le abbondanze 2017 e 2018 degli altri gruppi di artropodi conteggiati e testati anch'essi con il test non-parametrico Kruskal-Wallis, risulta anch'esso non significativo, come risultato per il principale gruppo di indagine dei Carabidi (Figura 13). I valori di significatività nel dettaglio di ciascun gruppo sono i seguenti: scarabeidi (Ovvero *Geotrupes sp.*)  $p=0.274$ ; ortotteri (Ovvero *Gryllidae* in generale)  $p=0.464$ ; ragni (*Aranea*)  $p=0.367$ ; scorpioni (*Scorpiones*)  $p=0.281$ .

Tra i quattro gruppi facoltativi di artropodi considerati, sono stati raccolti dati sufficienti per le analisi, con l'eccezione degli scorpioni per via del bassissimo numero di esemplari campionati.

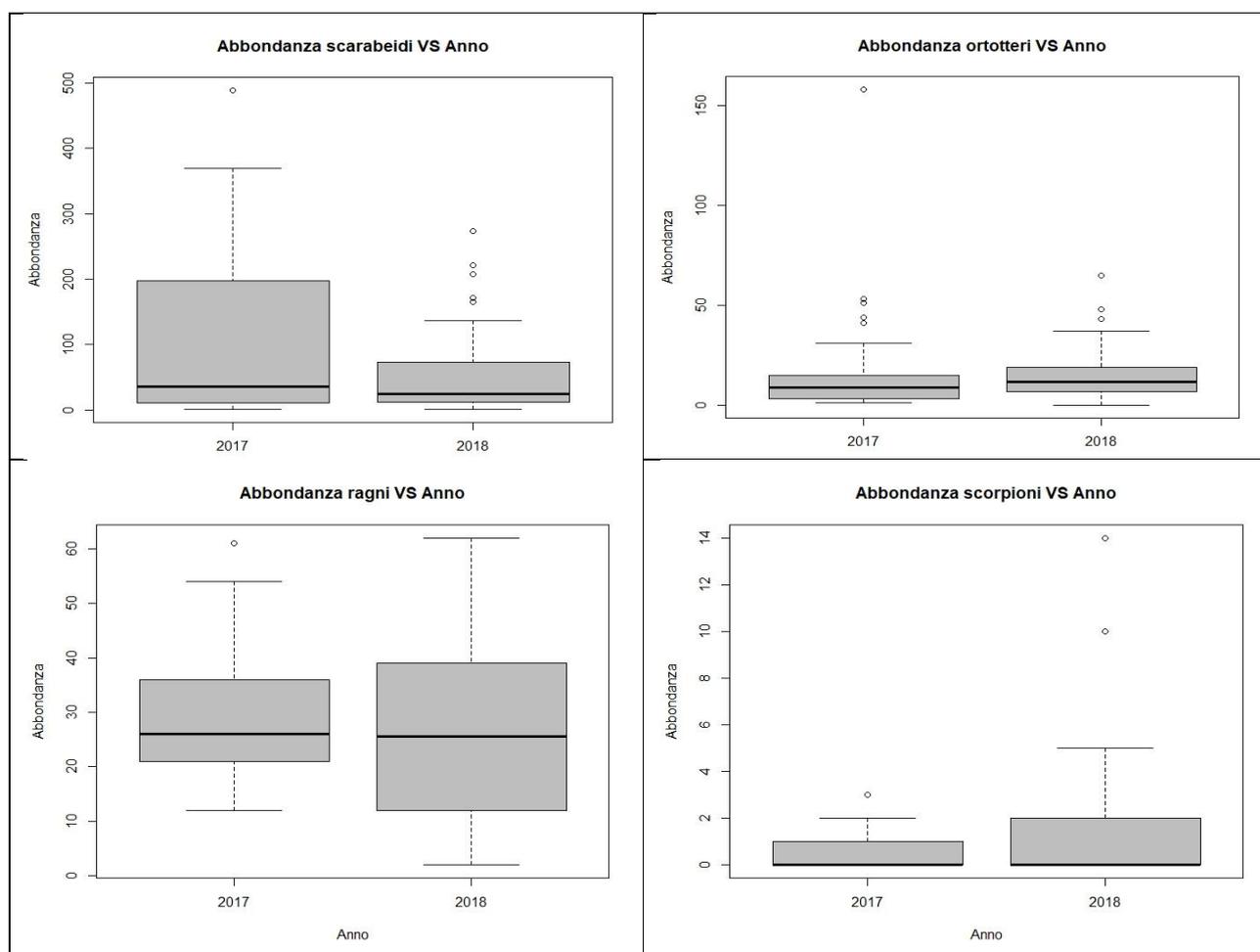


Figura 14: Confronto delle abbondanze nei due anni di monitoraggio per i gruppi a) degli scarabeidi (*Geotrupes sp.*), b) degli ortotteri (*Gryllidae* in generale), c) dei ragni (*Aranea*) e d) degli scorpioni (*Scorpiones*).

## Risultati dei monitoraggi nell'anno 2019

I risultati relativi alla stagione 2019 sono da distinguere tra le aree di studio **Casacce 2019** e **Cocollo 2019**. I risultati mettono in confronto la comunità di CARABIDI all'interno di tre situazioni ambientali, interessate da attività gestionali quali fuoco prescritto, taglio o prive di gestione (Controllo). In particolare si andranno ad effettuare confronti riguardo i parametri di a) Abbondanza complessiva degli individui, b) l'indice di diversità di Shannon e c) Ricchezza specifica, oltre che a individuare grazie all'analisi d) IndVal eventuali specie indicatrici di una particolare tipologia gestionale.

Vengono anche presentati i risultati di abbondanza complessiva di individui appartenenti ad alcuni altri gruppi di artropodi, quali RAGNI, scarabaidi del genere GEOTRUPES e GRILLI.

Nonostante per l'area **Casacce2019** fossero presenti 6 siti replicati anche negli anni passati, il fatto che si siano individuati 3 nuovi siti per la variabile gestionale legata al taglio meccanizzato, non ci permette di potere realizzare un confronto effettivo tra i 9 siti monitorati nel 2019 e i medesimi 9 siti monitorati precedentemente. Così che anche per l'area **Casacce2019**, così come sarà per quella

*Cocollo2019*, si riporteranno esclusivamente i risultati di confronto tra tipologie ambientali gestite diversamente all'interno della medesima stagione di monitoraggio.

I dati raccolti nei due anni precedenti, potranno essere utilizzati in futuro nel momento in cui verranno avviate attività gestionali all'interno delle superfici ambientali interessate dai monitoraggi negli anni 2017 e 2018, quale risultato di confronto pregresso.

Quale premessa si riporta come tutti i dati siano stati considerati aggregati per Sito, ovvero come l'insieme dei campionamenti e dei risultati individuali di ciascuna trappola presente in ogni sito.

## Casacce 2019

In totale nell'area Cocollo2019 sono state campionate **14 specie** di carabidi, per un totale di soli 127 individui (Figura 15).

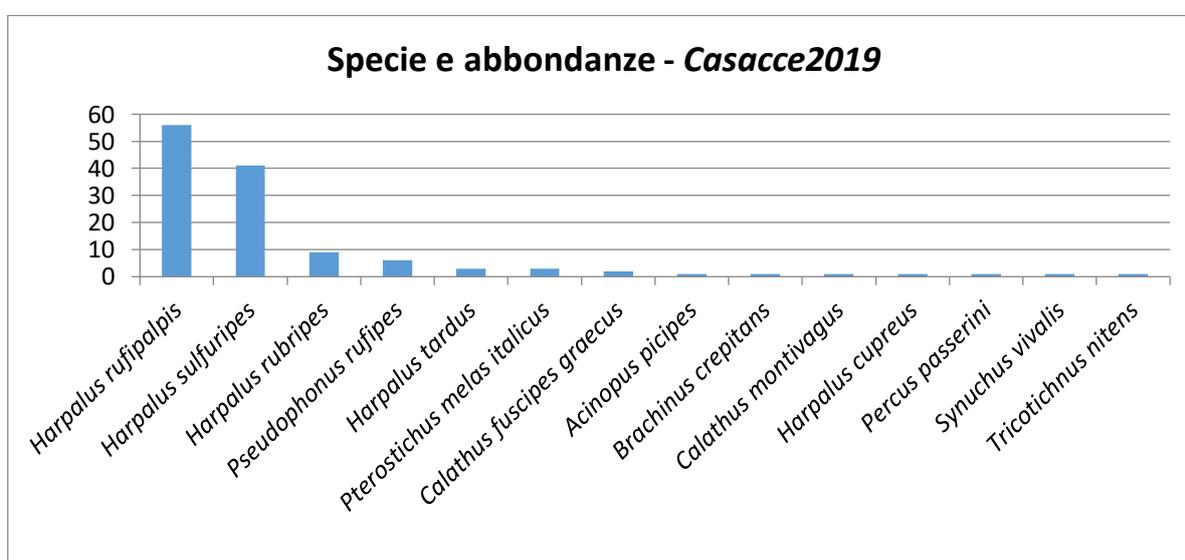


Figura 15: Elenco delle specie osservate nell'area Casacce2019 e loro abbondanza relativa

### Confronto rapido dei 6 siti ripetuti negli anni 2017 - 2018 - 2019

Confrontando le abbondanze dei quattro gruppi di artropodi (Carabidi, Ragni, Geotrupes e Grilli) campionati nei 6 siti per cui si dispone di tre anni consecutivi di monitoraggi (C4, C9, C10, F8, F9, F10), si osserva un generale impoverimento degli animali catturati, sia in termini di ricchezza specifica che di abbondanze (Figura 16). Pertanto, osservando due sole specie con abbondanze superiori a 10 individui, non si procede con ulteriori analisi più dettagliate e di confronto, come fatto di seguito per *Cocollo2019*, per via dei dati disponibili inadeguati allo scopo.

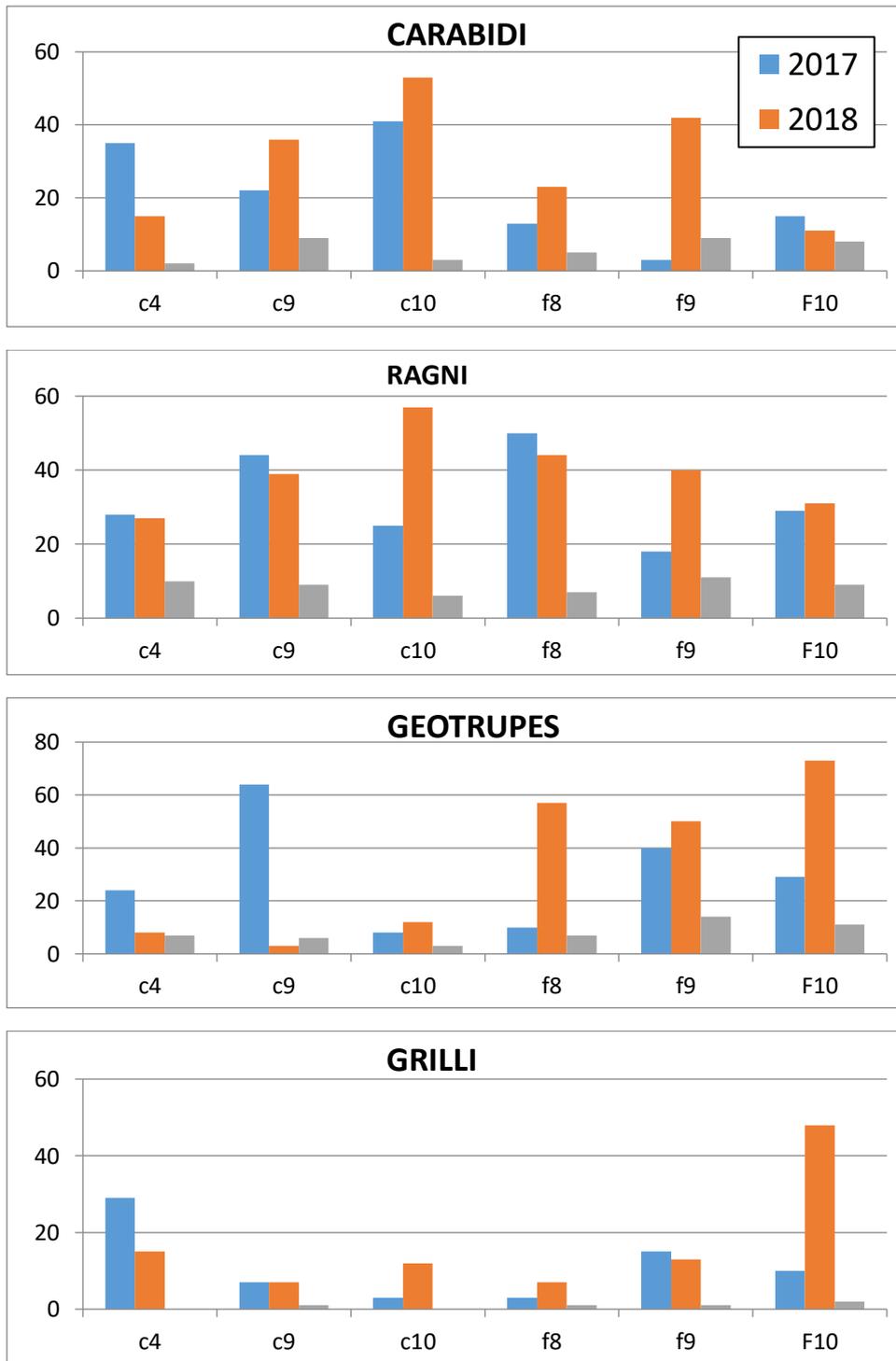


Figura 16: Confronto delle abbondanze degli individui campionati di quattro gruppi di artropodi all'interno degli unici 6 siti di campionamento ripetuti durante tutti e 3 gli anni di monitoraggio (2017, 2018 e 2019).

## Cocollo 2019

In totale nell'area *Cocollo2019* sono state campionate **22 specie** di carabidi, per un totale di 770 individui (Figura 17).

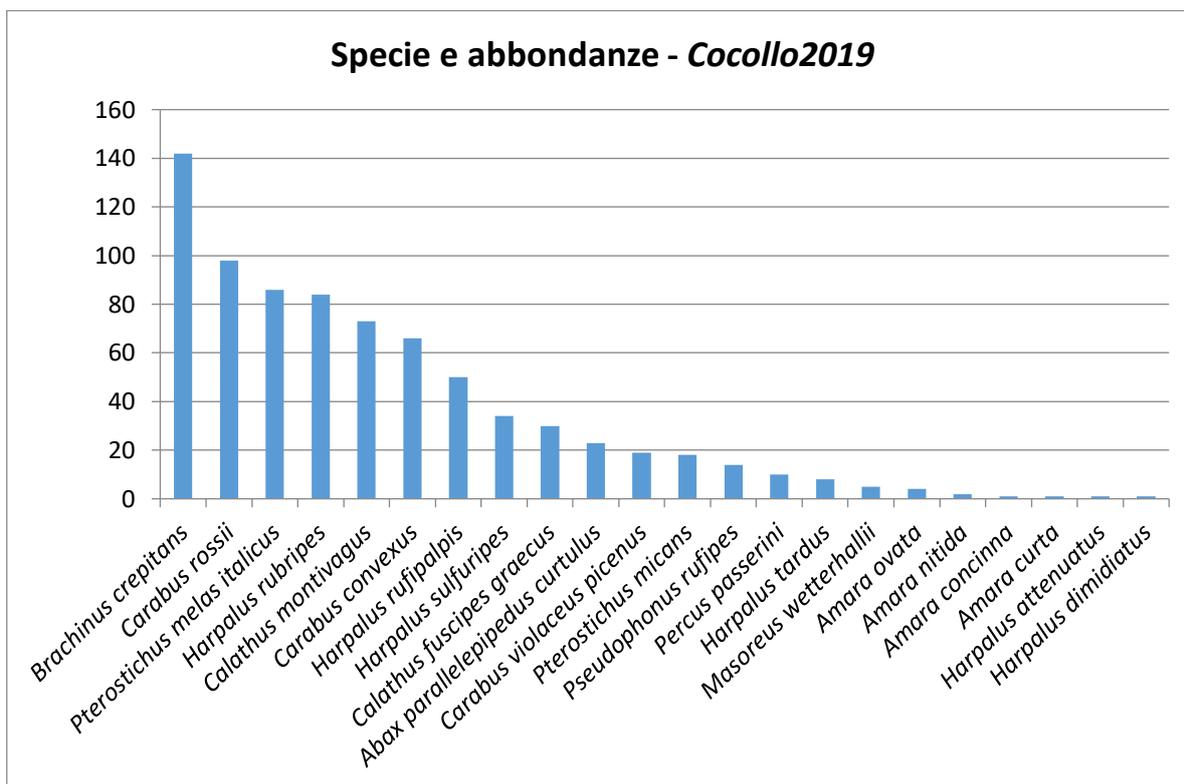
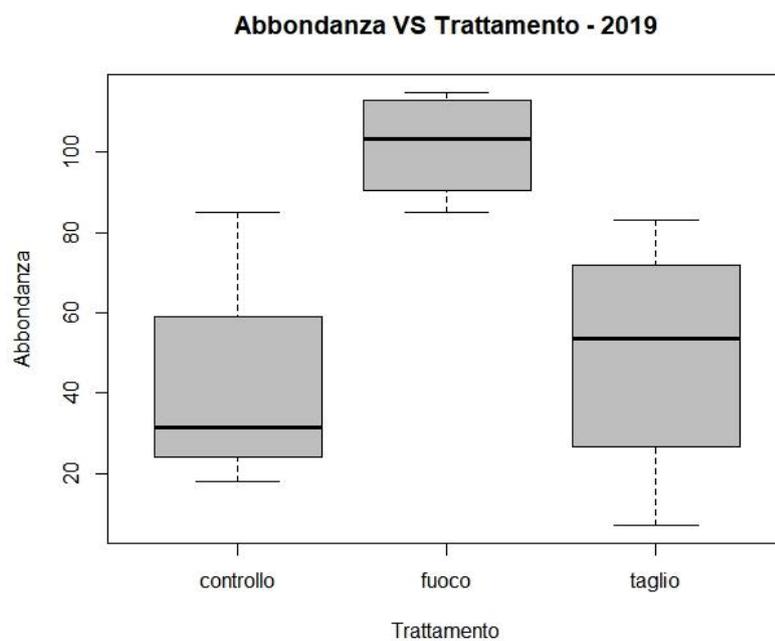
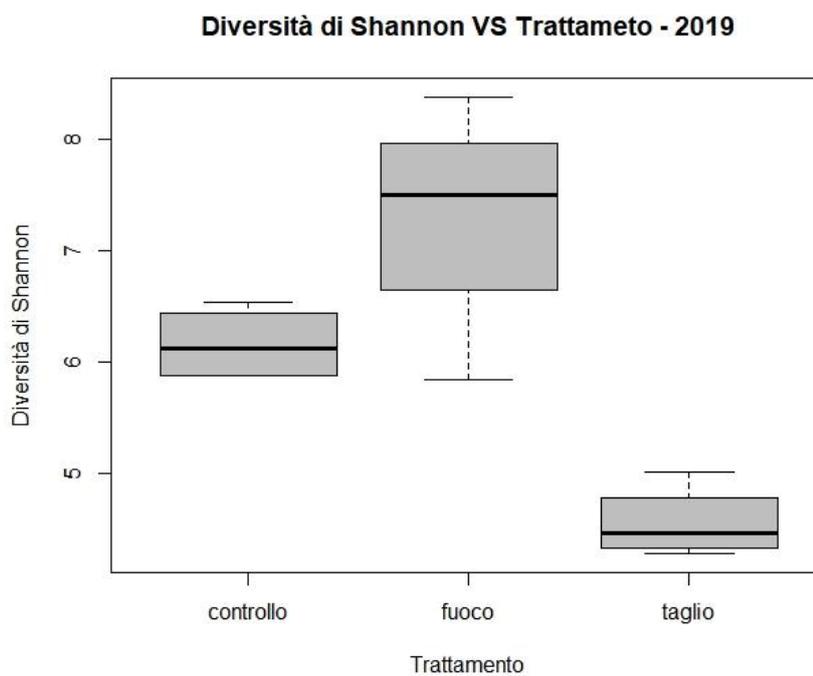


Figura 17: Elenco delle specie osservate nell'area *Cocollo2019* e loro abbondanza relativa.

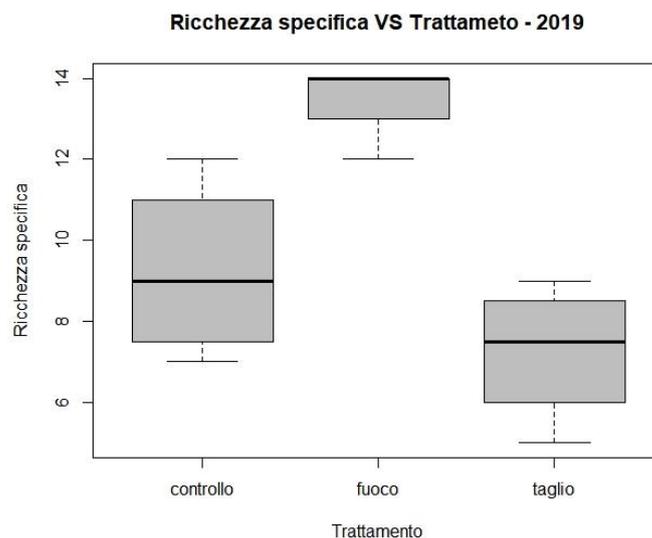
- L'Abbondanza delle catture risulta differente tra le tre diverse tipologie di trattamento, mostrandosi significativamente più elevata per la tipologia ambientale gestita con fuoco prescritto rispetto al controllo (significatività testata con GLM –Poisson-;  $p < 2 \times 10^{-16}$  \*\*\*) (Figura 18).
- La Diversità calcolata come indice di Shannon, sempre confrontata rispetto alla tipologia ambientale di controllo, risulta anch'essa leggermente superiore per quanto riguarda la tipologia gestita con fuoco prescritto, anche se al limite della significatività con  $p = 0.0373^*$ , mentre risulta altrettanto significativa in direzione opposta la diversità nella tipologia ambientale gestita con il taglio ( $p = 0.0018^{**}$ ) (Figura 19).
- La ricchezza specifica, invece, non sembra differire significativamente tra la situazione di controllo, la gestione con fuoco prescritto ( $p = 0.0765$ ) o di taglio meccanizzato ( $p = 0.3260$ ), nonostante nel fuoco sia leggermente maggiore e nel taglio leggermente minore rispetto al controllo (Estimate val. rispettivamente di +0.3781 e -0.2436) (Figura 20).



**Figura 18: Confronto delle abbondanze complessive di carabidi tra le tre tipologie di intervento, area di studio *Cocollo2019*.**



**Figura 19: Confronto della diversità di Shannon tra le tre tipologie di intervento, area di studio *Cocollo2019*.**



**Figura 20: Confronto della ricchezza specifica tra le tre tipologie di intervento, area di studio Cocollo2019.**

d) Infine, l'indice "IndVal" ha permesso di individuare la specificità di una particolare entità tassonomica (specie) in relazione ad una particolare tipologia di gestione. Si considerano tre livelli di significatività per le specie indicatrici, quelle altamente significative (\*\*\*,  $p < 0.001$ ), quelle con significatività maggiore (\*\*,  $p < 0.01$ ) e quelle sufficientemente significative (\*;  $p < 0.05$ ). Così facendo si osserva una sola specie con significatività maggiore per la gestione con fuoco prescritto, si tratta di *Carabus rossii*, un carabide di generose dimensioni, predatore e generalista con buona vagilità. Mentre altre due specie di più piccola dimensione, risultano appena significative per la medesima tipologia gestionale, e sono *Harpalus rufipalpis* e *Abax parallelepipedus*. Infine, una sola specie risulta sufficientemente significativa per la tipologia gestionale del taglio, si tratta di *Pterostichus melas italicus*, carabide predatore con buona vagilità.

**Tabella 6: Specie indicatrici di alcune tipologie ambientali monitorate. Sign. \*\* $p < 0,01$ ; \* $p < 0,05$**

Specie	Specificità per l'ambiente gestito		
	Controllo	Fuoco	Taglio
<i>Carabus rossii</i> **		$p=0.0045$	
<i>Pterostichus melas</i> *			$P=0.0212$
<i>Harpalus rufipalpis</i> *		$p=0.0118$	
<i>Abax parallelepipedus</i> *		$p=0.0122$	

## Conclusioni - Risultati 2019

Quale primo anno di monitoraggio in cui si confrontano effettivamente tre situazioni ambientali gestite in modo differente con i trattamenti di Controllo, Fuoco prescritto e Taglio meccanizzato, è possibile proporre alcune prime conclusioni riguardo il potenziale impatto degli interventi sulla micro-fauna terricola. In queste considerazioni conclusive non viene inclusa l'area Casacce 2019 per via degli scarsi dati disponibili; di conseguenza non possiamo attribuire alle azioni di intervento effettuate le dinamiche osservate perché il drastico calo di dati è concorde tra i siti gestiti con fuoco prescritto così come in quelli di controllo. Pertanto si riportano alcune conclusioni unicamente in relazione all'area Cocollo 2019, in cui lo sforzo di campionamento è stato maggiore e la raccolta dati decisamente più completa e soddisfacente.

Per quanto riguarda Cocollo 2019, sembra che tra le due attività gestionali attuate (Fuoco e Taglio), quella del fuoco prescritto abbia permesso non solo di mantenere una comunità di artropodi con buoni valori di diversità e abbondanza, e in parte anche di ricchezza specifica, ma sembra addirittura che questi valori superino gli stessi osservati nella tipologia di controllo. Al contrario, il taglio meccanizzato presenta valori di abbondanza, diversità, e in parte di ricchezza specifica, assai più bassi rispetto ai siti di controllo, e quindi a sua volta decisamente più bassi dei siti gestiti con fuoco prescritto.

Alcune prime ipotesi riguardo i risultati di maggiore diversità e abbondanza di carabidi al suolo, in ambienti interessati dal fuoco prescritto, riguarda il fatto che la vegetazione arbustiva ed erbacea viene devitalizzata, ma la struttura ambientale permane, con arbusti secchi e radici in terra. Questi elementi permettono l'esistenza e la permanenza di nicchie ecologiche e ripari utilizzati dalla micro-fauna terricola. Oltretutto, l'ombreggiamento dato dai fusti ancora in piedi, o coricati al suolo, di arbusti e alberi, limita l'irraggiamento al suolo e quindi probabilmente permette di mantenere una sufficiente condizione di umidità.

## Risultati servizio ecosistemico “difesa idrogeologica del suolo”

Il servizio ecosistemico difesa idrogeologica del suolo è stato monitorato a scala di popolamento e di paesaggio monitorando la variazione del grado di copertura tra l’anno 2017 (pre-intervento) e l’anno 2019 (post-intervento).

A scala di popolamento le classi rilevate con il rilievo a terra sono state accorpate come segue:

- suolo nudo
- necromassa
- erbaceo: erba + felci
- brughiera = arbusti
- arboreo

Il confronto 2017-2019 evidenzia come a scala di popolamento la necromassa sia l’elemento che in termini di copertura ha subito il maggior valore di incremento in percentuale ed originato dall’attività di taglio meccanico della componente arbustiva nelle aree di intervento (Tabella 6). Anche l’incremento della percentuale di suolo nudo è dovuto all’azione del taglio meccanizzato attuato con macchine operatrici che muovendosi sul terreno causano una movimentazione del suolo con cingoli e ruote. Il taglio della componente arborea ed arbustiva ha favorito inoltre lo sviluppo della componente erbacea che, privata della copertura prodotta dai piani vegetazionali superiori, si è sviluppata in modo diffuso e rigoglioso.

**Tabella 6: ripartizione percentuale delle coperture in classi a scala di analisi di popolamento per l’anno 2017 e 2019**

	2017	2019	
<b>Ripartizione % coperture in classi</b>	<i>SUM</i>	<i>SUM</i>	<i>DELTA %</i>
<i>suolo nudo e rocce</i>	2,583	12,956	401,53
<i>necromassa</i>	3,188	22,554	607,58
<i>erba e felci</i>	15,229	42,548	179,38
<i>arbusti</i>	65,604	15,231	-76,78
<i>arboreo</i>	13,354	6,855	-48,67

A scala di paesaggio la copertura è stata classificata secondo le seguenti classi:

- ➔ foresta (copertura arborea prevalente)
- ➔ arbusti (copertura di brughiera prevalente)
- ➔ erbe (copertura erbacea prevalente)
- ➔ suolo nudo (copertura del suolo nudo prevalente)

La variazione della superficie complessiva dei poligoni nelle classi arbusti, erbe e foresta evidenzia come per la classe arbusti si sia registrata un incremento di circa 11 ettari a scapito della superficie classificata in precedenza ad “erbe” (riduzione di circa 4 ettari) e “foresta” (riduzione di circa 7 ettari) (Tabella 7).

**Tabella 7: superficie media dei poligoni nelle diverse classi a scala di analisi di paesaggio per l'anno 2017 e 2019**

	2017	2019	
<b>Superficie media poligoni (m<sup>2</sup>)</b>	<i>SUM</i>	<i>SUM</i>	<i>DELTA %</i>
<i>arbusti</i>	124,070	135,486	9,20
<i>erbe</i>	13,000	9,006	-30,72
<i>foresta</i>	35,240	27,725	-21,32

In termini di difesa idrogeologica è possibile affermare che una riduzione del grado di copertura a carico della componente arborea (elemento che evidenzia una elevata efficacia in termini di intercettazione della pioggia e protezione del suolo) è compensato in termini di funzione protettiva dalla necromassa, dalla componente erbacea e dalla componente arbustiva. L'incremento di suolo nudo è stato rilevato solo a scala di popolamento mentre non ha raggiunto estensioni unitarie tali da essere rilevata a scala di paesaggio attraverso le immagini satellitari. La sua presenza è quindi da contestualizzare in una matrice di copertura del suolo molto eterogenea nella quale le altre componenti sono in grado di assolvere ad un ruolo protettivo ai fini della funzione idrogeologica.

## Risultati servizio ecosistemico “funzione paesaggistica”

Il servizio ecosistemico “funzione paesaggistica” è stato monitorato attraverso il cambiamento indotto dagli interventi a scala di paesaggio confrontando indici di frammentazione e dimensione media dei poligoni ottenuti nella classificazione delle immagini satellitari 2017 e 2019.

In termini di indice di frammentazione ossia del valore medio del rapporto perimetro/area dei singoli poligoni appartenenti alle diverse classi si evidenzia come solo per le erbe si registri una differenza rilevante tra il 2017 ed il 2019 con una riduzione del valore medio (Tabella 8). La complessità dei perimetri offre un’informazione sulla geometria dei poligoni, cioè la tendenza ad essere semplici e compatti (valori P/A bassi) o al contrario, irregolari e contorti (valori P/A elevati).

**Tabella 8: valore medio del rapporto perimetro/area dei poligoni suddiviso per classi nel 2017 e 2019**

<i>perimetro/area</i>	2017		2019		<i>DELTA %</i>
	<i>MEAN</i>	<i>STD DEV</i>	<i>MEDIA</i>	<i>DEV.ST</i>	
<i>arbusti</i>	0,203	0,175	0,209	0,569	3,112
<i>erbe</i>	0,171	0,140	0,076	0,052	-55,849
<i>foresta</i>	0,198	0,248	0,214	0,211	8,180

In termini di perimetri medi dei poligoni per classi di copertura si osserva un incremento del valore medio per tutte le classi analizzate con un incremento percentuale per la classe “erbe” maggiore rispetto alle classi “arbusti” e “foresta” (Tabella 9).

**Tabella 9: sviluppo medio del perimetro dei poligoni in metri distinto per le classi di copertura**

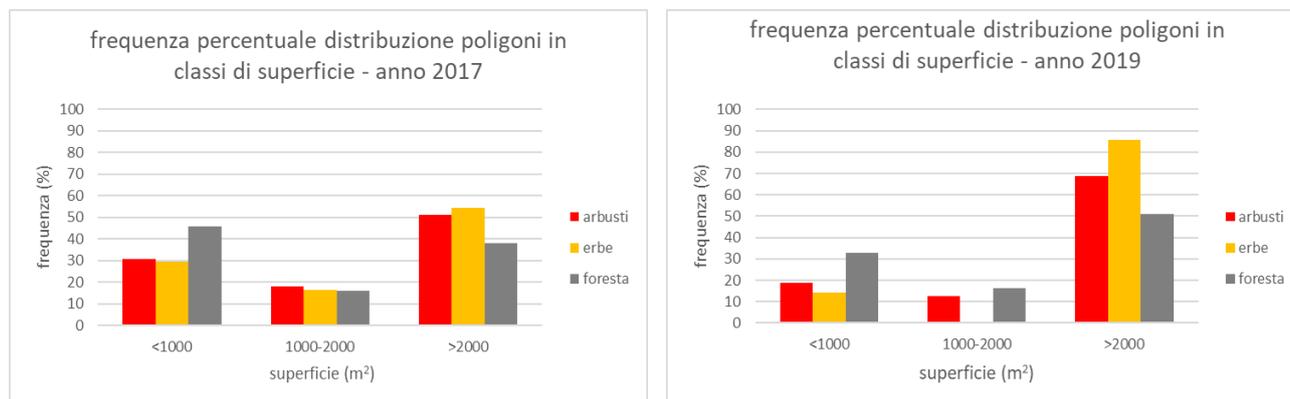
<i>Perimetro (m)</i>	2017		2019		<i>DELTA %</i>
	<i>MEAN</i>	<i>STD DEV</i>	<i>MEDIA</i>	<i>DEV.ST</i>	
<i>arbusti</i>	265,32	161,34	508,23	374,47	91,55
<i>erbe</i>	279,84	162,39	673,31	527,81	140,60
<i>foresta</i>	218,13	155,81	364,91	297,39	67,29

In termini di estensione media dei poligoni delle diverse classi di copertura le attività di taglio e fuoco prescritto hanno indotto un incremento del valore medio di estensione dei nelle singole classi, con incrementi più evidenti per i poligoni classificati “arbusti” ed “erbe” (Tabella 10).

**Tabella 10: superficie media dei poligoni nelle diverse classi per il 2017 e 2019**

<i>Superficie media poligoni (m<sup>2</sup>)</i>	2017		2019		<i>DELTA %</i>
	<i>MEAN</i>	<i>STD DEV</i>	<i>MEDIA</i>	<i>DEV.ST</i>	
<i>arbusti</i>	2898,21	3625,69	8016,90	8756,18	176,62
<i>erbe</i>	3088,16	3615,69	12866,26	13443,99	316,63
<i>foresta</i>	3358,33	3556,34	4545,16	5915,18	35,34

In termini di distribuzione percentuale dei poligoni in classi di superficie si evidenzia come la distribuzione di questi, distinti per classe di copertura, si sia modificata con gli interventi con un incremento dei poligoni di superficie superiore ai 2000 m<sup>2</sup> a scapito di quelli di dimensioni inferiori (Figura 21). Questo è interpretabile con risultato degli interventi che hanno consentito di ricostituire la copertura ad arbusti ma anche di riconnettere ed unire poligoni separati da altri tipi di copertura nel 2017, come ad esempio da lembi di foresta poi eliminati con il taglio.



**Figura 21: Frequenza percentuale dei poligoni nelle classi di superficie nell'anno 2017 e 2019**

L'effetto degli interventi attuati può, in termini di funzione paesaggistica, portare ad una riduzione della complessità paesaggistica in termini di coperture favorendo gli arbusteti a scapito delle altre classi ma introducendo una complessità legata alla struttura degli ericeti che da formazioni abbandonate ed in evoluzione verso la foresta tornano ad essere formazioni giovani strutturalmente diverse dalle precedenti.

## Risultati servizio ecosistemico “funzione di produzione”

Il servizio ecosistemico “funzione di produzione” è stato monitorato attraverso il cambiamento indotto dagli interventi sia a scala di popolamento sia a scala di paesaggio attraverso i valori di fitomassa e di NDVI.

Gli interventi attuati hanno causato come prevedibile una drastica riduzione dei valori di volume e fitomassa, asportando o bruciando la parte epigea dell’erica. I valori post intervento evidenziano una uniformità di dato di volume e fitomassa nelle aree trattate con taglio e fuoco prescritto pur partendo da valori molto diversi (Tabella 11).

**Tabella 11: valori di volume e fitomassa dell’erica rilevati nel 2017 e 2019 distinti per trattamento**

<b>Volume e fitomassa</b>	<b>Trattamento</b>	<b>2017</b>		<b>2019</b>		<b>DELTA %</b>
		<b>MEAN</b>	<b>STD DEV</b>	<b>MEDIA</b>	<b>DEV.ST</b>	
<i>volume erica</i>	<i>fuoco prescritto</i>	0,273	0,340	0,026	0,049	-90,37
<i>volume erica</i>	<i>taglio</i>	0,723	0,264	0,023	0,031	-96,76
<i>fitomassa erica</i>	<i>fuoco prescritto</i>	0,844	0,975	0,130	0,204	-84,60
<i>fitomassa erica</i>	<i>taglio</i>	2,098	0,650	0,135	0,135	-93,58

In termini di differenza del valore medio di NDVI per le diverse classi di copertura del suolo si evidenzia una pressoché costanza di valori tra il pre ed il post per le classi “arbusti” e “foresta” mentre per la classe “erbe” il valore medio è aumentato (Tabelle 12). Tale incremento è attribuibile alla maggiore attività fotosintetica e vigoria dell’erba che si è sviluppata nelle aree trattate.

**Tabella 12: valori medi di NDVI per classi per il 2017 e 2019**

<b>NDVI</b>	<b>2017</b>		<b>2019</b>		<b>DELTA %</b>
	<b>MEAN</b>	<b>STD DEV</b>	<b>MEDIA</b>	<b>DEV.ST</b>	
<i>arbusti</i>	0,731	0,088	0,744	0,085	1,754
<i>erbe</i>	0,420	0,093	0,466	0,066	10,853
<i>foresta</i>	0,882	0,023	0,884	0,024	0,250

## Risultati effetti del taglio sulla qualità ecosistemica dell'habitat 4030

Complessivamente queste brughiere una volta raggiunto un buon grado di maturità sono capaci di assicurare un'ottima copertura del terreno grazie ad una significativa stratificazione della componente vegetale. Il grado di copertura decresce all'aumentare dei rilievi eseguiti in aree di recente utilizzazione. Di contro sebbene il numero medio di specie sia pressoché costante e vari da 7,07 a 8,08, dove il numero più basso è stato calcolato sulla base dei rilievi del primo anno eseguiti esclusivamente in situazioni pre-intervento, si può facilmente osservare (Tabella 13) che il numero di specie aumenta nei plot ricadenti in aree dove recentemente è stato eseguito l'intervento. In particolare nel caso in cui l'intervento sia consistito nel taglio raso della vegetazione presente.

Gli indici stessi confermano questa tendenza in particolare per quello di diversità secondo Shannon (SH) che aumenta sia per l'incremento delle specie presenti, che per la diminuzione della copertura della specie principale ed una maggiore ripartizione della copertura tra quelle presenti. Anche l'aumento dell'indice di luminosità è collegato ad un aumento delle specie in particolare quelle erbacee legate ad ambienti aperti.

Al momento è difficile fare un quadro sufficientemente attendibile sugli effetti che il fuoco prescritto può avere sulla vegetazione. Questo è dovuto:

- nel 2018 alla particolarità della vegetazione interessata dal primo intervento di fuoco prescritto che ha favorito principalmente il ricaccio di *Pteridium aquilinum* e *Rubus canmescens* oltre ad *Agrostis tenuis*;
- nel 2019 all'andamento stagionale caratterizzato da un maggio piovoso e freddo che ha ritardato notevolmente all'entrata in vegetazione delle piante, in particolare di quelle che avevano subito questo tipo di trauma.

**Tabella 13: valori medi dei principali indici utilizzati per il 2017, 2018 e 2019**

Indici medi	2017	2018	2019
Copertura media % = K	189	162	136
SH = di diversità secondo Shannon	3,56	4,01	4,03
J = di equiripartizione	0,62	0,62	0,64
D = di dominanza o di Simpson	0,18	0,16	0,14
ILLUM = Luce	3,41	3,46	3,63
N = Specie	7,07	8,08	7,43