

UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI PARMA

Dottorato di ricerca in Biologia del Comportamento

Ciclo XXVII

**RUOLO DELLA DOMINANZA COMPORTAMENTALE
INTERSPECIFICA
NELL'ANALISI DELLA
STRUTTURA DI COMUNITA'
DI FORMICHE**

Coordinatore:

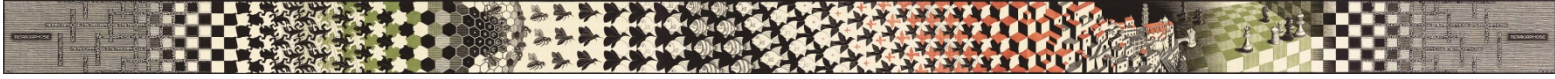
Chiar.mo Prof. S. Parmigiani

Tutor:

Chiar.mi Prof. A. Mori e Prof. D.A. Grasso

Dottoranda: Fiorenza Augusta Spotti

In ricordo di un caro mirmecologo



Escher (1940), Metamorphosis II

CAPITOLO 1. Introduzione	1
1.1 La mirmecofauna come modello di studio nell'etoeologia di comunità.....	2
1.2 “The hallmark of ant ecology”: la competizione interspecifica.....	3
1.2.1 Tipologia di competizione.....	3
1.2.2 Esito della competizione.....	4
1.3 Definire la dominanza.....	7
1.3.1 Dominanza numerica.....	7
1.3.2 Dominanza comportamentale.....	7
1.3.3 Interazione tra dominanza numerica e dominanza comportamentale.....	8
1.4 Dominance-discovery trade-off.....	9
1.5 Fattori che modulano l'effetto della competizione.....	12
1.5.1 Stress.....	12
1.5.2 Disturbo.....	14
1.5.3 Complessità dell'habitat.....	17
CAPITOLO 2. Scopo	18
CAPITOLO 3. Modello alpino.....	20
3.1 Introduzione.....	21
3.1.1 Il gradiente altitudinale.....	21
3.1.2 L'ambiente alpino.....	22
3.1.2.1 Le formiche in ambiente alpino.....	27
3.1.3 Il Parco Nazionale del Gran Paradiso (PNGP).....	28
3.1.3.1 La mirmecofauna del PNGP.....	30
3.2 Scopo.....	32

3.3	Materiali & Metodi.....	33
3.3.1	Area di studio.....	33
3.3.1.1	Il versante piemontese del PNGP.....	33
3.3.1.2	I transetti altitudinali.....	36
3.3.2	Campionamento.....	39
3.3.2.1	Pitfall trapping.....	39
3.3.2.2	Baiting.....	41
3.4	Risultati.....	41
3.4.1	Dominanza numerica.....	46
3.4.2	Dominanza comportamentale.....	60
3.4.3	Effetto del gradiente altitudinale sulla struttura di comunità.....	63
3.5	Conclusioni.....	76
CAPITOLO 4. Modello urbano.....		81
4.1	Introduzione.....	82
4.1.1	Urbanizzazione.....	82
4.1.2	Impatto del disturbo antropico sugli ecosistemi urbani.....	83
4.1.3	Influenza della mirmecofauna sull'ecosistema e sul benessere urbano.....	86
4.1.4	Aree verdi urbane.....	90
4.1.4.1	Le aree verdi urbane della città di Parma.....	91
4.2	Scopo.....	94
4.3	Materiali & Metodi.....	95
4.3.1	Area di studio.....	95
4.3.2	Campionamento.....	99

4.3.2.1 Pitfall trapping.....	99
4.3.2.2 Baiting.....	100
4.4 Risultati.....	101
4.4.1 Dominanza numerica.....	102
4.4.2 Dominanza comportamentale.....	120
4.4.3 Effetto della tipologia di disturbo sulla struttura di comunità.....	121
4.5 Conclusioni.....	148
CAPITOLO 5. Modello mediterraneo.....	152
5.1 Introduzione.....	153
5.1.1 Le specie invasive nella mirmecofauna.....	153
5.1.1.1 Dispersione geografica.....	154
5.1.1.2 Processo di invasione.....	155
5.1.1.3 Cause del successo delle specie invasive.....	156
5.1.1.4 Effetti delle invasioni sull'ecosistema.....	157
5.1.1.5 Controllo delle specie invasive.....	158
5.1.2 La formica argentina (<i>L. humile</i>) come specie invasiva.....	159
5.1.3 La Tenuta Presidenziale di Castelporziano: il modello mediterraneo.....	162
5.1.3.1 La storia.....	162
5.1.3.2 Caratteri generali.....	163
5.1.3.3 Ambienti caratterizzanti.....	163
5.1.3.4 Attività e studi.....	164
5.2 Scopo.....	167

5.3 Materiali & Metodi.....	168
5.3.1 Area di studio.....	168
5.3.2 Campionamento.....	169
5.4 Risultati.....	170
5.4.1 Dominanza numerica.....	170
5.4.2 Dominanza comportamentale.....	176
5.4.3 Effetto della competizione di specie dominanti sulla struttura di comunità.....	178
5.5 Conclusioni.....	189
CAPITOLO 6. Conclusioni generali.....	191
CAPITOLO 7. Riassunto.....	194
CAPITOLO 8. Bibliografia.....	196

Capitolo 1 ~ INTRODUZIONE

1. 1 La mirmecofauna come modello di studio nell'etoeologia di comunità

HÖLLDOBLER & WILSON (1990) definiscono una **comunità** come l'insieme delle specie che condividono uno stesso ecosistema geograficamente limitato ed interagiscono all'interno di tale sistema. Da sempre, uno dei principali obiettivi dell'etoeologia è quello di approfondire la conoscenza della struttura e delle dinamiche che caratterizzano le comunità naturali. Ciononostante, la complessità dei sistemi multispecifici e i diversi modelli riscontrati nelle varie aree biogeografiche rendono difficile questo compito (CERDÁ et al. 2013).

Le **formiche** (Hymenoptera, Formicidae) rappresentano un **modello** adatto a studi di etoeologia di comunità. Anzitutto, esse costituiscono uno dei più abbondanti taxa di invertebrati negli ecosistemi terrestri (WILSON 1990): le **12 988 specie conosciute** (OHIO STATE UNIVERSITY 2014) formano il 75% della biomassa totale degli insetti e circa il 10-15% della biomassa animale mondiale (HÖLLDOBLER & WILSON 1990). Inoltre, la mirmecofauna è una componente chiave di vari ecosistemi. JONES et al. (1994) definiscono, infatti, le formiche come “**ingegneri ecologici**”, ovvero organismi che controllano direttamente o indirettamente la disponibilità di risorse per altri organismi, modellando la struttura e la composizione del suolo. Esse sono responsabili di profonde modificazioni chimico-fisiche del suolo, di variazioni nei flussi di nutrienti e di energia, nonché di cambiamenti della componente vegetazionale, intervenendo in processi quali l'impollinazione e la dispersione dei semi (FOLGARAIT 1998). La **dominanza ecologica** delle formiche negli ecosistemi terrestri, definita come il loro impatto sulle altre specie della comunità (ANDERSEN 1992; GREENSLADE 1976), è stata attribuita all'evoluzione di una socialità altamente organizzata (eusocialità), allo sviluppo di molteplici stili di vita, nonché alla loro presenza a vari livelli trofici (specie detritivore, mutualiste, parassite, erbivore, predatrici e prede) (CERDÁ et al. 2013). Per i suddetti motivi, è possibile affermare che la mirmecofauna rappresenta, sotto molti aspetti, il proprio ecosistema. Infine, grazie alla loro **straordinaria diffusione biogeografica**, alle colonie relativamente sessili e all'impiego di tecniche di campionamento rapide e poco costose, le formiche sono candidate ideali per studi di monitoraggio ambientale a lungo termine (ANDERSEN 1991a; CERDÁ et al. 2013).

1.2 “The hallmark of ant ecology”: la competizione interspecifica

Nel corso delle ultime decadi, un ampio numero di studi sia descrittivi che sperimentali ha esaminato l'importanza della competizione nel plasmare le comunità di formiche. La competizione interspecifica può essere genericamente definita come un'interazione tra individui di specie diversa, che dipendono dalla stessa risorsa limitata, il cui esito comporta un aumento della fitness di una specie a discapito di un'altra (PARR & GIBB 2010). Inoltre, la competizione è stata descritta da HÖLLDOBLER & WILSON (1990) come “the hallmark of ant ecology”, ovvero **l'elemento distintivo nell'ecologia della mirmecofauna**. Poiché specie diverse di formiche utilizzano spesso le stesse risorse, sia in termini di siti di nidificazione che di fonti trofiche, esse vengono comunemente osservate interagire aggressivamente (FELLERS 1987; SAVOLAINEN & VEPSÄLÄINEN 1988; SAVOLAINEN & WUORENRINNE 1989). La competizione sembra, quindi, sussistere a vari livelli in tutte le comunità (DAVIDSON 1998; SCHOENER 1983). Nonostante ciò, il ruolo della competizione è ancora largamente dibattuto e controverso.

1.2.1 Tipologie di competizione

Esistono due modalità principali mediante le quali si esprime la competizione (PARR & GIBB 2010):

- **per interferenza** – è un meccanismo per cui gli individui di una specie interferiscono direttamente con il foraggiamento, la riproduzione o la sopravvivenza di individui di altre specie. Ciò implica scontri fisici in cui i competitori utilizzano moduli comportamentali di aggressione aperta, ovvero morso (diretto a zampe o antenne), caricamento, trascinamento, spruzzo di acido formico o di altri repellenti e uso del pungiglione;
- **per sfruttamento delle risorse** – avviene indirettamente, attraverso il consumo di una risorsa comune limitata da parte di una specie, con la conseguente diminuzione della quantità disponibile per le altre specie. Per essere verificata, è necessario che siano presenti i seguenti fattori: due o più specie devono condividere una risorsa, la sopravvivenza o il tasso riproduttivo delle specie devono dipendere dalla disponibilità di questa risorsa, la presenza di una specie deve influenzare negativamente l'acquisizione della risorsa da parte delle altre, la ridotta disponibilità della risorsa deve incidere negativamente sulla distribuzione e sull'abbondanza delle specie meno abili nella competizione.

Spesso i due meccanismi agiscono congiuntamente, per esempio quando comportamenti aggressivi di interferenza messi in atto da una specie impediscono l'accesso di un'altra specie alla risorsa, permettendo alla prima di consumare da sola la risorsa stessa (PARR & GIBB 2010).

1.2.2 Esito della competizione

La risoluzione delle interazioni competitive tende a favorire la coesistenza tra specie, rendendo più stabili gli equilibri che regolano la comunità. Le strategie adottate sono varie: ripartizione delle risorse, territorialità, disposizione spaziale a mosaico e gerarchie di dominanza (PARR & GIBB 2010).

Ripartizione delle risorse

Le risorse possono differenziarsi rispetto a diverse proprietà: composizione, qualità, dimensione, distribuzione spaziale e persistenza temporale. È stato dimostrato che il successo nella competizione per le risorse differisce in base al tipo di risorsa (SANDERS & GORDON 2003) e alla sua dimensione (LEBRUN 2005). Inoltre, è stata documentata una differenziazione dell'attività diurna di foraggiamento di specie diverse in base alla tolleranza alla temperatura (CERDÁ et al. 1997), ovvero si sono formate delle nicchie temporali. D'altra parte, esistono esempi di ripartizione dei siti di nidificazione e dei microhabitat che portano alla costituzione di nicchie spaziali (PARR & GIBB 2010).

Territorialità

Alcune specie esibiscono un comportamento agonistico più spiccato e si impegnano in conflitti prolungati, al termine dei quali vengono definiti i confini dei singoli territori. Questi territori sono, quindi, aree difese contenenti vari tipi di risorse; un esempio di specie note per la competizione territoriale sono le formiche rosse dei boschi (gruppo *Formica rufa*) che costruiscono grandi nidi complessi, denominati acervi (HÖLLDOBLER & WILSON 1990).

Disposizione spaziale a mosaico

Consiste in una modalità di suddivisione dello spazio a "patchwork" da parte di due o più specie dominanti per evitare la sovrapposizione dei territori. È stata, inizialmente, descritta in vari lavori che riguardano la mirmecofauna arboricola tropicale (GREENSLADE 1971; LESTON 1973; MAJER 1972; ROOM 1971). Studi più recenti utilizzano modelli nulli per prevedere e quantificare patterns di distribuzione a mosaico delle specie (GOTELLI 2000; GOTELLI & GRAVES

1996; SANDERS et al. 2007): se la competizione interspecifica influisse sulle dinamiche di comunità, le specie dovrebbero coesistere meno frequentemente di quanto previsto dal caso (DIAMOND 1975). Tuttavia, è necessario ricordare che anche quando si rilevi la presenza di patterns non casuali di distribuzione spaziale, la competizione potrebbe non rappresentarne la causa. Infatti, potrebbero esservi coinvolti altri fattori, come la variabilità dell'habitat e la disponibilità di risorse alimentari o di siti di nidificazione (PARR & GIBB 2010).

Gerarchie di dominanza

Molti animali, tra cui vari pesci e uccelli, formano gerarchie basate sulle abilità competitive mostrate dalle diverse specie all'interno di una comunità (DES GRANGES 1979; FELLERS 1987; SAVOLAINEN & VEPSÄLÄINEN 1988; WERNER 1976). Anche le specie di formiche possono essere organizzate in gerarchie di dominanza, definite principalmente attraverso il grado di efficienza nell'attività di foraggiamento e il livello di aggressività dimostrato negli scontri. La struttura di tali gerarchie è dinamica, poiché i ranghi delle specie possono variare in funzione di vari fattori contingenti, quali, per esempio, la temperatura, il tipo di risorsa per cui competere e la presenza o meno di parassitoidi all'interno della comunità (PARR & GIBB 2010). Allo stesso tempo, le gerarchie si mantengono piuttosto stabili lungo le diverse regioni biogeografiche in comunità simili per ricchezza in specie e composizione (CERDÁ et al. 1997; MORRISON 1996; VEPSÄLÄINEN & PISARSKI 1982).

Il primo modello di gerarchia di dominanza, basato sull'osservazione del comportamento di foraggiamento, è stato proposto da WILSON (1971) che ha riscontrato l'esistenza di tre diverse strategie:

- Opportunisti, sono le specie in grado di localizzare le risorse molto rapidamente in modo tale da sfruttarle prima che sopraggiungano altre specie (competizione per sfruttamento delle risorse). Per contro, si dimostrano poco aggressive nella difesa della risorsa, ovvero non sono efficienti nella competizione per interferenza;
- Estirpatori, sono le specie che impiegano più tempo per scoprire una risorsa, ma riescono poi ad assumerne il controllo grazie ad abilità superiori nella competizione per interferenza;
- Insinuatori, sono le specie che accedono furtivamente ad una risorsa, senza che gli estirpatori ne rilevino la presenza. Ciò può avvenire in virtù delle piccole dimensioni delle operaie e al fatto che esse reclutano un numero limitato di compagne.

Successivamente, VEPSÄLÄINEN & PISARSKI (1982) e SAVOLAINEN et al. (1989) definiscono una gerarchia fondata su tre diverse categorie ecologiche, che tengono conto non solo delle abilità competitive della singola specie, ma anche dell’impatto che una specie ha sulle altre. In tal caso, si distinguono (**Tab 1.1**):

- specie dominanti o territoriali, altamente aggressive, numericamente predominanti, che mostrano pattern di distribuzione mutualmente esclusivi e difendono ampi territori continui. Ne sono un esempio, le specie del gruppo *F. rufa*, nonché dei generi *Iridomyrmex* ed *Oecophylla* in comunità naturali, mentre *Solenopsis spp.* e *Linepithema humile* negli ambienti antropizzati;
- specie sotto-dominanti (“encounter”), aggressive nel difendere risorse concentrate, ma non territoriali; capaci di raggiungere densità moderate in aree in cui le dominanti sono assenti (MAJER et al. 1994, SAVOLAINEN et al. 1989, ARNAN et al. 2011). Ne è un esempio *Lasius niger*;
- specie subordinate o sottomesse, poco aggressive, che difendono solo il loro nido ma non le risorse trofiche, né un territorio; generalmente, sono caratterizzate da colonie piccole e da sistemi di reclutamento pressoché inesistenti. Ne è un esempio *Formica fusca*.

Attualmente, le gerarchie di dominanza vengono valutate sperimentalmente attraverso l’osservazione di interazioni interspecifiche presso esche alimentari. Si considerano dominanti le specie che mostrano moduli di aggressione aperta verso i competitori, inducendone la fuga, o che vengono evitate da essi (CERDÁ et al. 2013).

Livello nella gerarchia di dominanza	Dimensione della colonia (numero di operaie)	Tipologia di reclutamento	Grado di aggressività	Area difesa	Genere (esempi)
Dominanti	$10^4 - 10^7$	Group, Mass	Alto	Territorio	<i>Atta</i> , <i>Eciton</i> , <i>Formica</i> , <i>Iridomyrmex</i> , <i>Oecophylla</i>
Sottodominanti	$10^3 - 10^4$	Tandem, Group, Mass	Alto	Risorsa trofica	<i>Lasius</i> , <i>Pheidole</i> , <i>Tetramorium</i>
Subordinate	$10 - 10^3$	Assente, Tandem, Group	Basso	Nido	<i>Cataglyphis</i> , <i>Leptothorax</i> , <i>Plagiolepis</i>

Tab 1.1 Principali caratteristiche delle specie a vari livelli della gerarchia di dominanza (CERDÁ et al. 2013).[□]

1. 3 Definire la dominanza

Attualmente, non esiste in letteratura una definizione univoca e universalmente accettata di dominanza. Tale concetto chiave è stato ampiamente utilizzato nell'ambito dell'etologia di comunità di formiche con significati variegati. Pertanto, è fondamentale tenere presente che ogni tentativo di definire la dominanza è finora risultato parziale, relativo solo ad alcuni aspetti che caratterizzano la dominanza e riferito esclusivamente alle specie che fanno parte della stessa comunità (CERDÁ et al. 2013). Tuttavia, è possibile analizzare la dominanza, descrivendo e misurando le sue componenti: **dominanza numerica** e **comportamentale**.

1.3.1 Dominanza numerica

Con il termine dominanza numerica si fa riferimento a quelle specie che risultano dominanti all'interno di una comunità essendo caratterizzate da valori elevati di abbondanza e biomassa. Proprio perché basata sulla stima di parametri di facile misurazione, la dominanza numerica è ampiamente impiegata in letteratura per definire le specie che dominano una comunità. Di conseguenza, attualmente anche le metodologie per la raccolta e l'analisi dei dati risultano altamente standardizzate. I parametri utilizzati includono: **abbondanza** relativa (numero di individui di una specie presenti nelle trappole), **frequenza** (numero di trappole in cui una specie è presente) e, talvolta, abilità nel controllare una risorsa in virtù della propria superiorità numerica (PARR & GIBB 2010). In quest'ultimo caso, è necessario fissare un numero minimo di individui in presenza del quale si considera che la specie abbia assunto il controllo della risorsa (BESTELMEYER 2000). Tale numero può essere scelto in base alla dimensione corporea degli individui (BESTELMEYER 2000) o al tipo di reclutamento (individuale rispetto a quello di gruppo o di massa) (SANTINI et al. 2007).

1.3.2 Dominanza comportamentale

Questo tipo di dominanza si riferisce, in particolare, alla possibilità di accedere alle risorse alimentari che le specie ottengono come conseguenza delle loro interazioni comportamentali (CERDÁ et al. 1997). Generalmente, una specie è considerata dominante comportamentale quando **attacca** i competitori e quando la sua presenza **scatena comportamenti di evitamento** da parte delle altre specie (ANDERSEN 1992; CERDÁ et al. 1997; DAVIDSON 1998; FELLERS 1987).

Dall'osservazione delle interazioni agonistiche presso una risorsa, è possibile calcolare indici di dominanza. In questo caso, a tutt'oggi non esistono parametri standard per la definizione della dominanza comportamentale. Spesso, gli indici si basano sul numero di volte in cui una specie risulta vincente negli incontri con le altre (impedendone l'accesso alla risorsa o causandone la fuga) rispetto al numero totale di incontri. Talvolta, la dominanza comportamentale può anche essere stimata come tasso di turnover e di persistenza presso la risorsa: una specie è considerata dominante quando viene osservata per più volte consecutivamente sulla risorsa (PARR & GIBB 2010).

1.3.3 Interazione tra dominanza numerica e comportamentale

L'effetto interattivo delle due componenti della dominanza non è ancora stato studiato in modo sistematico. Ciononostante, ANDERSEN (1992) definisce **dominanti funzionali** le specie che combinano una spiccata aggressività nel difendere una risorsa con un'elevata abbondanza. Quindi, questo tipo di dominanza può essere espressa come rapporto tra il successo nel foraggiamento e l'abbondanza generale nell'ambiente (LEBRUN 2005). Successivamente, DAVIDSON (1998) descrive come **dominanti ecologiche** le specie che mostrano abilità superiori sia nella competizione per interferenza (elevata aggressività) che in quella per sfruttamento della risorsa (alta rappresentanza nell'ambiente), poiché sono le prime a scoprire una risorsa e le migliori a difenderla.

Secondo queste definizioni, ogni specie che sia abbondante e vincente nelle interazioni competitive potrebbe essere considerata dominante. Dunque, specie dominanti ecologiche o funzionali possono appartenere sia alla categoria di dominanti che di sottodominanti nella gerarchia descritta da VEPSÄLÄINEN & PISARSKI (1982). Comunque, data la loro abbondanza, l'elevata aggressività e la difesa di grandi territori, solo le specie territoriali sono considerate effettivamente dominanti in un contesto globale (ANDERSEN 1992; ARNAN et al. 2011; SAVOLAINEN & VEPSÄLÄINEN 1988). Numerosi taxa di formicidi (sottofamiglie e generi), distinti sia da un punto di vista sistematico che ecologico, sono stati descritti come dominanti (HÖLLDOBLER & WILSON 1990). In Australia, essi comprendono esclusivamente i membri della sottofamiglia delle Dolichoderinae, che raggiungono la massima diffusione e abbondanza negli ambienti caldi e aperti di savana (ANDERSEN 1995; GIBB & HOCHULI 2004), sebbene altre specie (per esempio, *Oecophylla smaragdina*) possano svolgere lo stesso ruolo in habitat di foresta tropicale (ANDERSEN et al. 2007; ARNAN et al. 2011). Nelle foreste temperate fresche, le specie dominanti del genere *Formica* (specialmente quelle del gruppo *F. rufa* e *F. exsecta*) rappresentano il principale fattore nel definire la struttura di comunità (ANDERSEN 1997; DESLIPPE & SAVOLAINEN 1995; SAVOLAINEN & VEPSÄLÄINEN 1988). In aggiunta, è

importante sottolineare il ruolo delle specie sottodominanti all'interno di una comunità. In assenza di specie dominanti territoriali, le relazioni gerarchiche sono molto meno prevedibili (DOBRZANSKI & DOBRZANSKA 1975) e le specie sottodominanti non territoriali assurgono ai ranghi più alti della gerarchia (ARNAN et al. 2011; SAVOLAINEN & VEPSÄLÄINEN 1988; SAVOLAINEN & al. 1989). Agendo come dominanti, grazie all'abbondanza e all'aggressività che le contraddistinguono, esse mostrano un notevole impatto competitivo sulle altre specie (CERDÁ et al. 1997; PARR 2008; RETANA & CERDÁ 2000; STRINGER et al. 2007).

Riassumendo, il termine “**specie dominante**” è stato usato storicamente in modo inconsistente nell'etologia di comunità della mirmecofauna. Generalmente, le abbondanze delle specie e le loro interazioni competitive per una risorsa sono state utilizzate per stimare la dominanza (per esempio in ANDERSEN 1992, 1995, 1997; ARNAN et al. 2012; CERDÁ et al. 1997; FELLERS 1987; LEBRUN 2005; PARR et al. 2005; RETANA & CERDÁ 2000). In ogni caso, le specie che sono risultate dominanti in molti studi mostrano comportamenti differenziati dal punto di vista ecologico, perciò anche il loro impatto sulla comunità è diverso (CERDÁ et al. 1997). FEENER et al. (2008) sostengono che le gerarchie di dominanza sono contesto-dipendenti e che la stessa specie può assumere ranghi differenti a seconda della comunità e dell'ambiente in cui si è inserita.

Si può concludere che è auspicabile un nuovo approccio nella definizione della dominanza che utilizzi criteri uniformi al fine di evidenziare pattern generali che consentano confronti tra studi diversi.

1. 4 Dominance~discovery trade~off

I trade-off interspecifici (relazioni di proporzionalità inversa tra due variabili che definiscono la competizione) sono considerati una condizione necessaria per promuovere la coesistenza, soprattutto su scala spaziale ridotta (HUBBELL 2001; KNEITEL & CHASE 2004; MACARTHUR 1972; TILMAN 1982). Il dominance-discovery trade-off identifica una **relazione inversa tra l'abilità di una specie nel controllare una risorsa e nello scoprirla (Fig 1.1)**. Ciò può avvenire se una specie che eccelle nella competizione per interferenza ha evoluto, parallelamente, dei tratti morfologici e comportamentali che riducono in qualche modo l'abilità della specie nella scoperta della risorsa (CASE & GILPIN 1974). FELLERS (1987) ha descritto per primo questo fenomeno in una comunità di formiche, suggerendo che questo meccanismo favorisce la coesistenza di specie che dipendono dalle stesse risorse. Successivamente, i risultati ottenuti da alcuni ricercatori hanno

confermato la presenza di questo trade-off nelle comunità oggetto di studio (HOLWAY 1999; LE BRETON et al. 2007; MORRISON 1996; PERFECTO 1994; SARTY et al. 2006).

Allo stesso tempo, altri autori hanno ottenuto risultati controversi. DAVIDSON (1998) documenta come alcune specie riescano a **rompere il trade-off** mostrando abilità competitive superiori che consentono un accesso preferenziale a risorse ricche di carboidrati. Ella suggerisce che gli **alti livelli di energia**, derivati da una dieta più ricca, favorirebbero un incremento nell'attività di foraggiamento, in termini di rapidità di movimento, di densità di operaie attive e di abilità nel catturare prede. Livelli di energia più alti potrebbero anche aumentare l'abilità di una specie nella difesa di territori e di risorse. Attraverso un meccanismo retroattivo, le formiche che difendono stabilmente una fonte di carboidrati (come le specie che allevano afidi per ottenerne la melata) risulterebbero più rapide nella scoperta di una risorsa e migliori nella sua difesa. Le specie che riescono a rompere il trade-off sono considerate “dominanti ecologiche” (DAVIDSON 1998) o “superspecie” (TILMAN 1982). Le **specie invasive** rappresentano un altro esempio di specie che **si sottraggono al trade-off**. HOLWAY (1999) ha mostrato che, mentre in una comunità composta unicamente da specie autoctone si evidenziava un trade-off, la specie introdotta *Linepithema humile* riusciva a romperlo, avendo capacità di scoperta e aggressività superiori. Queste abilità sono probabilmente il risultato di un'evoluzione avvenuta in un ambiente dove la pressione competitiva è estremamente forte.

Un'altra possibilità è che specie che sperimentano altri tipi di pressioni (come il **parassitismo**) nel loro ambiente naturale, dimostrino capacità superiori nel dominare una risorsa quando invadono un ambiente privo dei nemici naturali (LEBRUN & FEENER 2002). L'influenza di foridi parassitoidi sul trade-off è stata estensivamente studiata nelle comunità del Nuovo Mondo (FEENER 2000; FEENER et al. 2008; LEBRUN 2005; LEBRUN & FEENER 2002, 2007; ORR et al. 1995; ORR & SEIKE 1998; ORR et al. 2003.). Questi parassitoidi sono specie-specifici e possono influenzare la fitness di una colonia. Legato al dominance-discovery trade-off, un secondo trade-off si stabilisce tra l'abilità di una specie nel controllare le risorse alimentari e nell'evitare una riduzione della fitness (LEBRUN & FEENER 2007). Nelle Chiricahua Mountains (USA), LEBRUN & FEENER (2007) hanno osservato che una specie dominante diminuiva il numero di foraggiatrici presso la risorsa in presenza di parassitoidi, con una conseguente riduzione della dominanza. In assenza di foridi, il livello di dominanza delle specie ospiti aumentava ed era violato il trade-off. Così, in questa comunità, i cambiamenti di comportamento delle specie dominanti (ovvero le risposte difensive indotte dalla presenza di parassitoidi) erano responsabili del mantenimento del dominance-discovery trade-off (LEBRUN & FEENER 2007).

LEBRUN & FEENER (2007) hanno dimostrato che anche la **dimensione di una risorsa** influenza il trade-off: nel caso di risorse modeste, la specie che scopre la risorsa riesce a rimuoverla rapidamente, risultando dominante e rompendo il trade-off. Allo stesso modo, la **complessità dell'habitat** può svolgere un ruolo importante nel determinare l'abilità di scoperta e di controllo di una risorsa. SARTY et al. (2006) hanno studiato una comunità composta principalmente da specie introdotte. Il trade-off tra dominanza e scoperta è risultato più marcato in habitat complessi, dove l'aggressività delle specie dominanti nel difendere la risorsa era limitata dalla mancanza di spazio di manovra e dalla presenza di più nascondigli per le specie subordinate.

Infine, SANTINI et al. (2007) hanno riscontrato una chiara **tendenza positiva** tra l'abilità di scoperta della risorsa e l'aggressività nelle interazioni competitive in una comunità mediterranea. Essi hanno descritto i loro risultati come un rovesciamento della prospettiva, suggerendo che la tipologia di habitat e la temperatura fossero i fattori responsabili della apparente anomalia.

Come concludono PARR & GIBB (2012), il dominance-discovery trade-off non è necessariamente l'unico fattore che favorisce la coesistenza delle specie entro la comunità. Al contrario, altri numerosi processi sembrano esservi implicati e solo ulteriori indagini potranno eventualmente definirne l'importanza relativa.

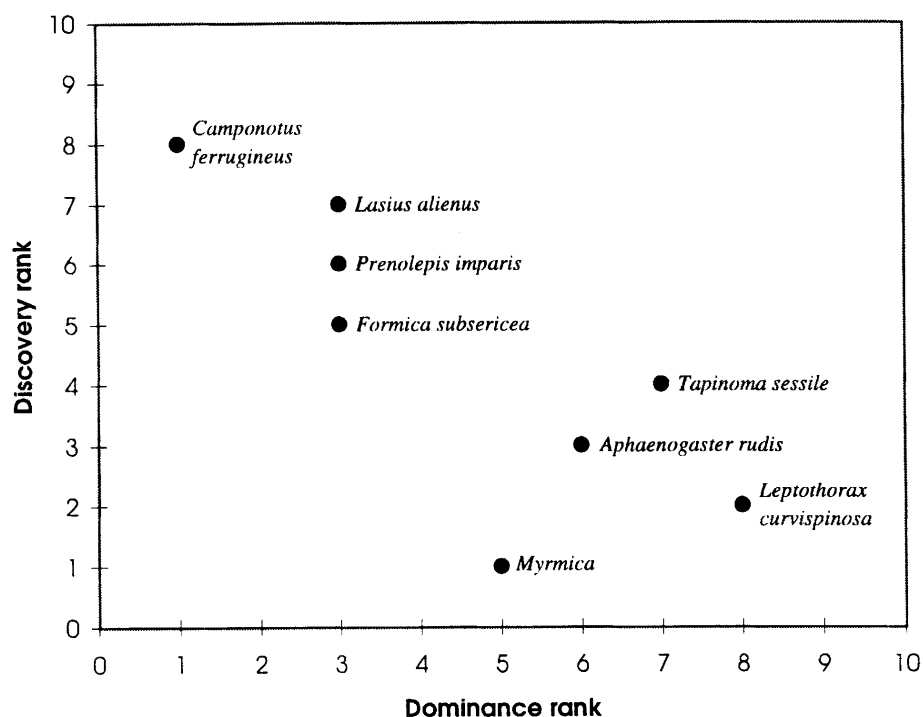


Fig 1.1 In comunità di foreste temperate del Maryland (USA), l'abilità dimostrata nelle interazioni competitive (dominance rank) è inversamente correlata all'abilità di scoperta della risorsa (discovery rank). Questo pattern suggerisce l'esistenza di un dominance-discovery trade-off (DAVIDSON 1998; FELLERS 1987).

1. 5 Fattori che modulano l'effetto della competizione

FEENER et al. (2008) hanno osservato in modo pertinente che all'interno di una comunità: "In assenza di meccanismi compensatori, il risultato inevitabile della competizione è l'esclusione dalla comunità di tutte le specie tranne la dominante. In realtà, comunità formate da una singola specie sono molto rare in natura." Quindi, alcuni di questi meccanismi compensatori (**trade-off ecologici**) possono agire sull'organizzazione della struttura di comunità modificando il risultato atteso dalla competizione (CERDÁ et al. 2013). I fattori che, insieme alla competizione, concorrono a plasmare le comunità di formiche rientrano principalmente in due macrocategorie: lo **stress**, definito come ogni fattore che limita la produttività e il **disturbo**, ovvero ogni fattore che rimuove la biomassa (GRIME 1979) (**Fig 1.2**)

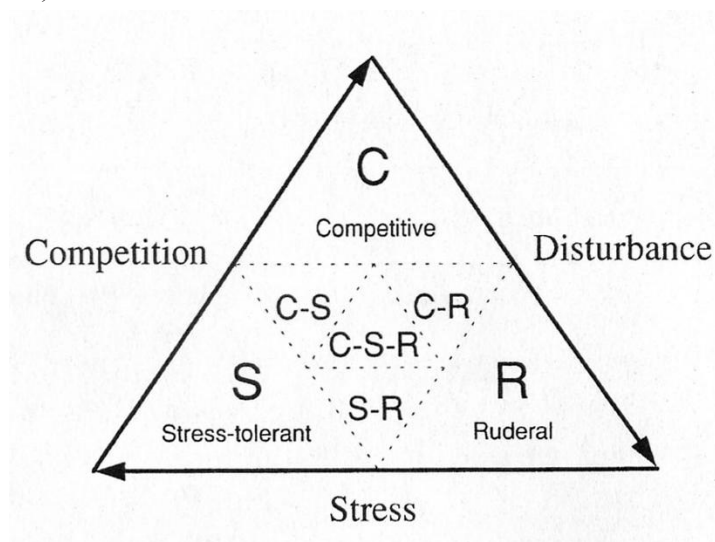


Fig 1.2 Schema dei fattori che concorrono a strutturare le comunità di formiche. Negli ambienti in cui il livello di stress e di disturbo è basso, la competizione sembra essere il fattore principale che regola la comunità (ANDERSEN 2005)

1.5.1 Stress

L'attività di foraggiamento delle formiche, come quella di molti piccoli invertebrati epigei, è fortemente influenzata dalle fluttuazioni di variabili abiotiche dell'ambiente fisico: temperatura, umidità, luce e vento (CROS et al. 1997). Tra queste, la **temperatura** (cui l'umidità è strettamente correlata) è considerata il fattore principale che influenza i ritmi di attività e il tasso metabolico della mirmecofauna. La maggior parte delle specie è in grado di foraggiare in un range di

temperature compreso tra 10°C e 45°C (HÖLLDOBLER & WILSON 1990). Al di fuori di questo intervallo, le temperature risultano fattori di stress, perché superano il limite critico di tolleranza termica di molte specie (BESTELMEYER 1997, CERDÁ et al. 1998a, BERMAN et al. 2010). Ciononostante, alcune di esse hanno evoluto un'ampia tolleranza alle temperature estreme. La **termofilia** è l'abilità di una specie di essere attiva a temperature molto alte (maggiori di 45°C, HÖLLDOBLER & WILSON 1990), vicine al limite di letalità. Di conseguenza, specie termofile riescono a foraggiare a temperature pari al loro limite critico di tolleranza (CERDÁ et al. 1998a; WEHNER et al. 1992). Al contrario, la **criofilia** (adattamento al freddo) è meno frequente nelle formiche. Le specie criofile sono operative alle temperature ambientali più basse: esse iniziano a foraggiare appena sopra il livello di gelo e cessano quando la temperatura raggiunge i 20°C (HEATWOLE & MUIR 1989; HÖLLDOBLER & TAYLOR 1983; TALBOT 1943). C'è una stretta correlazione tra la tolleranza termica di una specie e l'ambiente in cui si trova: le specie desertiche sono quelle più termofile, mentre alcune specie delle foreste temperate, ma non tutte, tollerano meglio le basse temperature (HÖLLDOBLER & WILSON 1990).

Ciononostante, vi sono ampie differenze nelle temperature di foraggiamento ottimali per le specie della stessa comunità (CERDÁ et al. 1998; HEATWOLE & MUIR 1989; LESSARD et al. 2009; WIESCHER et al. 2012; WITTMAN et al. 2010). Queste preferenze sono responsabili dell'ampia variabilità temporale nei ritmi di foraggiamento di specie simpatriche; spesso si osserva la segregazione di dominanti e sottodominanti in nicchie temporali differenti (CROS et al. 1997; FELLERS 1989; LYNCH et al. 1988; MARSH 1988). In ambienti stressati, le specie dominanti sono fortemente limitate nella loro attività dalle condizioni ambientali, mentre le subordinate sono attive in un range di temperature più ampio (BESTELMEYER 1997; CERDÁ et al. 1997, 1998; FELLERS 1989; LESSARD et al. 2009a; WIESCHER et al. 2012). È il caso delle aree mediterranee aperte e dei deserti, ambienti strutturalmente semplici, dove l'escursione termica diurna è molto alta e la temperatura massima può oltrepassare i 50°C in estate (CROS et al. 1997). Sebbene le basse temperature siano considerate tra i maggiori fattori stressogeni (ANDERSEN 1995), anche le temperature molto elevate costituiscono per la formiche una fonte di stress e influiscono largamente sulle dinamiche competitive all'interno di alcune comunità (CERDÁ et al. 1997, 1998). Infatti, spesso, le specie dominanti mostrano poca tolleranza al calore, probabilmente perché le alte temperature causano il rapido decadimento dei feromoni di traccia (VAN OUDENHOVE et al. 2011, 2012), interferendo con l'attività di foraggiamento. Al contrario, le specie subordinate tollerano meglio il caldo, perciò foraggiano alle massime temperature ambientali (CERDÁ et al. 1997, 1998). In tal modo le finestre temporali di attività delle dominanti e delle subordinate risultano poco sovrapposte: le prime foraggiano nelle ore crepuscolari e durante la notte, mentre le seconde sono

attive in pieno giorno (CROS et al. 1997; HEATWOLE & MUIR 1989). Osservando la presenza di queste nicchie termiche, è stata suggerita l'esistenza di una relazione inversa tra dominanza e adattamento allo stress fisico, ovvero di un "dominance-thermal tolerance trade-off" (CROS et al. 1997; FELLERS 1989). Questo meccanismo potrebbe limitare le interazioni competitive e permettere una ripartizione effettiva delle risorse disponibili (CERDÁ et al. 1997, 1998; HEATWOLE & HARRINGTON 1989). Infine, la tolleranza a temperature elevate può anche essere in relazione ad una dieta altamente specializzata: le specie adattate a condizioni ambientali estreme sfruttano le prede uccise dal caldo, perciò il successo nel foraggiamento aumenta alle alte temperature (BESTELMEYER 1997; CERDÁ et al. 1998; HÖLLDOBLER & TAYLOR 1983).

1.5.2 Disturbo

HOFFMANN & ANDERSEN (2003) hanno suggerito che il disturbo, naturale o antropico, favorisce probabilmente l'insediamento di specie dominanti. In particolare ciò è valido per le specie invasive, che colonizzano nuovi ambienti grazie ad abilità competitive superiori a quelle delle specie native. La diffusione della formica argentina (*L. humile*) all'interno del Parco nazionale della Doñana sembra essere in relazione al disturbo provocato dagli insediamenti umani, che forniscono a questa specie risorse alimentari e ripari contro lo stress termico (ANGULO et al. 2007; CARPINTERO et al. 2003). D'altra parte, la presenza dell'invasiva formica di fuoco *Solenopsis invicta* è stata associata frequentemente non solo al declino della diversità e dell'abbondanza (per esempio, nel Texas centrale, LEBRUN et al. 2012), ma anche al disturbo dell'habitat (STUBLE et al. 2009; TODD et al. 2008). Due lavori recenti (PHILPOTT et al. 2009; UNDERWOOD & FISHER 2006) hanno revisionato e riassunto studi che riguardano l'effetto del disturbo sulle comunità di formiche. Di seguito i tre processi di disturbo principali i cui effetti modificano le relazioni competitive.

Incendi

Il fuoco è uno dei più frequenti e rilevanti fattori di disturbo naturale negli ecosistemi e i suoi effetti sulla composizione e sulla struttura di comunità di piante e animali sono molto marcati (GILL et al. 1981). Gli incendi eliminano direttamente le formiche che nidificano nella vegetazione, ma non quelle del suolo (ARNAN et al. 2006; FRIZZO et al. 2012). L'effetto indiretto riguarda modificazioni della complessità dell'habitat che influenzano, a loro volta, le abilità competitive (ANDERSEN 1991; ARNAN et al. 2009; RETANA & CERDÁ 2000; YORK 2000). In Australia, HOFFMANN & ANDERSEN (2003) hanno revisionato estesamente la risposta delle formiche al disturbo e hanno concluso che gli incendi provocano una maggiore diffusione delle Dolichoderinae dominanti nelle foreste,

probabilmente a causa della conseguente semplificazione dell'habitat. PARR & ANDERSEN (2008) hanno evidenziato che i cambiamenti nelle abilità competitive dipendono anche dalla tipologia vegetazionale. Infatti, il fuoco provocava un declino drammatico nella dominanza della specie arborea *Oecophylla smaragdina*, ma non aveva effetto sulla dominanza delle specie di aperta savana *Iridomyrmex spp.*

Allagamenti

Inondazioni periodiche possono avere effetti drammatici su colonie di formiche che nidificano nel suolo. Anche per quelle specie che costruiscono nidi adatti a resistere a condizioni di allagamento annuale, come l'europea *Cardiocondyla elegans*, fino al 40% di colonie può essere perso durante questi eventi (LENOIR 2006). A livello di comunità, l'allagamento ha un impatto negativo sulla densità delle specie che nidificano nella lettiera (MERTL et al. 2009). Comunque, bassi livelli di questo fenomeno potrebbero favorire il mantenimento della diversità tropicale. Infatti, talvolta, in ambienti periodicamente allagati sono state documentate specie provenienti dalle foreste limitrofe non soggette ad inondazione. Ciò significa che questi ambienti vengono probabilmente utilizzati come rifugio dalle specie che fuggono da aree in cui la pressione competitiva è maggiore (MERTL et al. 2009). Di conseguenza, è possibile ipotizzare l'esistenza di un trade-off tra tolleranza all'allagamento e dominanza. Effettivamente, le specie dominanti sono spesso assenti negli ambienti soggetti ad inondazione. Per esempio, in alcune pianure alluvionali australiane le comunità di formiche sono influenzate maggiormente dal disturbo piuttosto che dalla competizione, mancando specie tipicamente dominanti; in tal caso, specie che tollerano altamente l'allagamento, come *Myrmica rubra*, si sostituiscono alle dominanti e risultano vincenti nella comunità (SCHLICK-STEINER et al. 2005). Inoltre, in Australia le specie adattate con successo a questi ambienti mostrano abitudini riproduttive flessibili, così riescono a sostituire velocemente la biomassa persa dopo una inondazione (BALLINGER et al. 2007). Lungo i fiumi alpini a regime torrentizio dell'Europa centrale, LUDE et al. (1999) hanno documentato la presenza di varie specie adattate a sopravvivere in ambienti soggetti ad allagamento. Ne è un esempio *Formica selysi*, che nidifica in isole costituite da ghiaia e prive di vegetazione: il 72% di colonie di *F. selysi* è sopravvissuto dopo un evento di inondazione. Si può concludere che in queste aree l'allagamento è probabilmente fondamentale per garantire la presenza di alcune specie, poiché consente di aumentare la disponibilità di siti di nidificazione adatti.

Frammentazione dell'habitat (di foresta)

La struttura e la complessità di un habitat boschivo sono influenzate dai cosiddetti “gap” che possono sorgere sia a causa del disturbo naturale (caduta di alberi) che del disturbo antropico (associato al disboscamento). Entrambi i tipi di disturbo modificano drasticamente le condizioni ambientali, impattando conseguentemente anche le comunità della mirmecofauna. Per esempio, in una foresta pluviale indiana, BASU (1997) ha riscontrato una diminuzione della diversità in aree forestali con gap rispetto alle aree senza gap. In foreste del Sud Est asiatico, il disturbo antropogenico ha ridotto la biodiversità e influenzato la composizione delle comunità, costituite da poche specie dominanti (FLOREN & LINSÉNMAIR 2001). In Europa settentrionale, la moderna gestione forestale ha creato nuovi tipi di successioni e mosaici ambientali. Per indagare gli effetti di questi interventi, PUNTTILA et al. (1991) hanno comparato foreste mature (età: 120 anni), naturalmente rigenerate, con quelle che avevano subito attività di pulizia. Essi hanno concluso che le comunità di formiche di questi ecosistemi si sono impoverite in seguito agli interventi di gestione ambientale ed è aumentata la diffusione di specie dominanti.

Predazione

È considerata una fonte di disturbo naturale. Potenzialmente, le formiche rappresentano prede facilmente disponibili sia per animali vertebrati (come lucertole, rane, uccelli e mammiferi) sia per invertebrati (come ragni e molti gruppi di insetti, inclusi i formicaleone e le formiche mirmecofaghe), poiché sono ampiamente diffuse e relativamente sessili (CERDÁ et al. 2013). In generale, la mortalità causata dalla predazione è bassa (MACKAY 1982), sebbene vi siano alcune eccezioni. Per esempio, in una popolazione di *Cataglyphis bicolor* in Grecia è stata stimata una perdita pari all'1% di foraggiatrici/notte a causa della presenza di ragni predatori (HARKNESS 1977). In colonie di formiche deserticole granivore, la predazione può causare una sospensione dell'attività di foraggiamento per lunghi periodi di tempo (WEHNER et al. 1992; WHITFORD & BRYANT 1979), ma anche la diminuzione dell'abbondanza delle foraggiatrici e della densità dei nidi (GOTELLI 1996). In alcuni casi, il rischio di predazione può essere più alto per alcune specie piuttosto che per altre; ciò comporta una diminuzione selettiva dell'abbondanza e un conseguente impatto sugli equilibri della comunità. Diversi studi hanno dimostrato che i predatori mirmecofagi spesso si nutrono solo di un particolare genere o di una certa specie di formica. In Slovacchia, il ragno *Zodarion germanicum* preda principalmente le specie dominanti e sottodominanti della sottofamiglia Formicinae (*Lasius* e *Formica*) (PEKÁR 2004; PEKÁR et al. 2008). In California, le lucertole cornute adulte si nutrono preferenzialmente di formiche di grandi dimensioni (*Pogonomyrmex* e *Messor*), mentre i giovani si specializzano su specie piccole (*Crematogaster* e

Pheidole); inoltre, sia i giovani sia gli adulti preferiscono predare le specie autoctone piuttosto che la formica argentina (SUAREZ et al. 2000). In generale, è possibile paragonare l'effetto dei predatori a quello dei parassitoidi foridi (**paragrafo 1.4**), che influenzano in modo differenziato specie dominanti e specie subordinate, modificando i meccanismi della competizione.

1.5.3 Complessità dell'habitat

Una teoria ecologica sostiene che le risorse sono maggiormente equiripartite in ambienti più complessi, con il risultato di ampliare la gamma di nicchie potenziali e di aumentare la diversità di flora e fauna. (PUTMAN 1994). La struttura vegetazionale è tra i principali fattori che influenzano la complessità dell'habitat e, di conseguenza, la struttura di comunità (ARNAN et al. 2007; BESTELMEYER & WIENS 1996; KLIMES et al. 2012; LASSAU & HOCHULI 2004; WANG et al. 2001). Per esempio, in ecosistemi mediterranei spagnoli, la complessità ambientale aumenta lungo il gradiente di transizione da habitat aperti a quelli di foresta densa, dove le specie dominanti sono più abbondanti e la ricchezza in specie diminuisce (RETANA & CERDÁ 2000). ARNAN et al. (2009) hanno constatato che, nei Pirenei spagnoli, le fitte foreste che presentano un alto grado di complessità ambientale favoriscono la diffusione della dominante territoriale *F. lugubris* (gruppo *F. rufa*), la cui abbondanza influenza negativamente quella di altre specie della comunità. Nei suddetti casi, un habitat più complesso è probabilmente associato ad una diminuzione dello stress ambientale, poiché agisce da tampone rispetto alla variazione delle condizioni climatiche, favorendo le specie dominanti (meno stress-tolleranti). In altri casi, la struttura dell'habitat può, invece, influenzare in modo opposto la dominanza. PARR & GIBB (2012) hanno osservato che l'eterogeneità del substrato può alterare le interazioni interspecifiche, impedendo la monopolizzazione della risorsa da parte di specie aggressive e riducendone, così, la dominanza. In foreste umide neotropicali (un habitat altamente eterogeneo), la frequenza di monopolizzazione della risorsa è associata al tipo di microhabitat, ovvero risulta minore nella lettiera più strutturata rispetto a quella poco stratificata (MCGLYNN & KIRKSEY 2000).

Trenta anni fa, VEPSÄLÄINEN & PISARSKI (1982) affermarono che la competizione è solo uno dei molteplici fattori che influenzano la struttura di comunità delle formiche. Il loro messaggio è tuttora valido (CERDÁ et al. 2013). In effetti, anche se la competizione agisce a vari livelli in ogni comunità, il suo impatto è sempre mediato da altri fattori, biotici e abiotici (ANDERSEN 2008). In conclusione, solo attraverso ulteriori studi mirati ad approfondire le dinamiche di comunità sarà possibile costruire una solida teoria sull'etoeologia delle formiche.

Capitolo 2 – SCOPO

Le formiche (Hymenoptera, Formicidae) rappresentano un modello ideale per studi di etoecologia di comunità (PARR & GIBB 2010; CERDÁ et al. 2013). Infatti, esse sono estremamente diffuse e abbondanti in tutto il mondo (HÖLLDOBLER & WILSON 1990) e rappresentano la componente chiave di varie tipologie di ecosistemi terrestri (ANDERSEN 1992; FOLGARAIT 1998). Negli ultimi quarant'anni, la struttura di comunità della mirmecofauna e i fattori che la determinano sono stati oggetto di numerosi studi. In particolare, la competizione sembra assumere un ruolo fondamentale nel plasmare le comunità, risolvendosi, in molti casi, nella formazione di una gerarchia di dominanza interspecifica (PARR & GIBB 2010). Ciononostante, il concetto di dominanza non è ancora stato chiaramente definito. La maggior parte degli studi ha preso in considerazione la componente numerica della dominanza. Basata su valori di frequenza e abbondanza delle specie, la **dominanza numerica** risulta di più rapida e semplice misurazione, perciò il suo impiego in letteratura è ampiamente documentato. Un minor numero di studi ha analizzato, invece, la **dominanza comportamentale**. Richiedendo per la sua stima tecniche di campionamento attive, essa necessita sia uno sforzo di campionamento maggiore, soprattutto in termini di tempo, che una maggiore competenza degli operatori coinvolti. Per questi motivi, il suo impiego in letteratura è assai limitato. Inoltre, in nessun caso è stato valutato l'effetto interattivo delle due componenti della dominanza nel definire la struttura di comunità. In generale, non vi è, comunque, uniformità nella metodologia di raccolta e di analisi dei dati. Di conseguenza, lo **scopo principale** della mia tesi di Dottorato è stato quello di **sviluppare un protocollo sperimentale** per analizzare la struttura di comunità della mirmecofauna che consideri entrambe le componenti della dominanza (numerica e comportamentale) e la loro interazione. Ciò mi ha permesso di **evidenziare il valore del comportamento** nello studio delle dinamiche di comunità. Successivamente, questo protocollo è stato applicato a **tre diversi modelli ambientali**, scelti ad hoc per valutare l'effetto di determinati fattori sulla struttura di comunità. In primo luogo, il **modello alpino**, ovvero ecosistemi selezionati all'interno del Parco Nazionale del Gran Paradiso, ha permesso di stabilire l'influenza del gradiente altitudinale. In seguito, il **modello urbano**, costituito dalle aree verdi della città di Parma, ha consentito di stimare l'effetto del disturbo antropico. Infine, il **modello mediterraneo**, ossia ambienti della Riserva Naturale di Castelporziano, è stato scelto per determinare l'effetto della competizione di una specie invasiva (*Linepithema humile*).

Capitolo 3 – MODELLO ALPINO

3. 1 Introduzione

3.1.1 Il gradiente altitudinale

La biodiversità è distribuita in modo marcatamente eterogeneo sulla Terra: maggiore varietà biologica si può trovare, ad esempio, nelle aree prossime all'Equatore e ai Tropici, mentre nelle zone desertiche e nelle regioni polari la diversità biologica è prossima allo zero (GASTON 2000; HEANEY 2001). Le cause di tale fenomeno e le modalità con cui si è sviluppato sono, da secoli, oggetto di studio: DARWIN (1859), WALLACE (1878) e MACARTHUR (1969) sono stati tra i primi ad approfondire l'argomento, che rimane, comunque, attuale e spesso legato all'ambito conservazionistico (GASTON 2000; LOMOLINO 2001). Tali studi hanno evidenziato la presenza di pattern di distribuzione e di abbondanza delle specie strettamente correlati ai **gradienti ambientali**, in particolare al gradiente latitudinale e a quello altitudinale. A partire dagli inizi del XX secolo, il lavoro di scienziati quali Forster e von Humboldt ha messo in luce l'esistenza di una relazione tra gradiente latitudinale e diversità biologica (HAWKINS 2001); successivamente è stato dimostrato per piante e vertebrati che generalmente la ricchezza in specie diminuisce all'aumentare della latitudine, ovvero dall'Equatore verso i Poli (BROWN & LOMOLINO 1998; ROSENZWEIG 1992; WILLIG & LYONS 1998; WILLIG et al. 2003).

Per quanto riguarda il **gradiente altitudinale**, esso è sempre stato considerato un analogo di quello latitudinale (VON HUMBOLDT 1808), presentando lo stesso tipo di trend in parametri caratteristici. Per esempio, la temperatura diminuisce sia all'aumentare della latitudine sia dell'altitudine: la temperatura media annuale diminuisce approssimativamente di 0,7 °C/100 km di latitudine e all'incirca di 0,6°C/100 m di altitudine (COLWELL et al. 2008). Per certi aspetti, il gradiente altitudinale può quindi essere considerato una compressione di quello latitudinale, perché riflette le condizioni che si succedono dall'Equatore verso i Poli su una scala spaziale fortemente ridotta (MUNYAI & FOORD 2012). Ciò semplifica la progettazione di studi a breve termine, consentendo spostamenti di entità limitata. Il fatto che tale gradiente sia compreso entro la stessa area biogeografica garantisce che le specie oggetto di studio siano sottoposte ai medesimi processi geologici ed evolutivi (KÖRNER 2000). Inoltre, la variabilità climatica ed ecologica meno accentuata limita il numero di variabili confondenti (BROWN 2001). Gli ecosistemi montani possono quindi essere considerati un valido strumento per interpretare i modelli di distribuzione spaziale della diversità ed un'opportunità per comprendere i processi ecologici che vi agiscono.

3.1.2 L'ambiente alpino

Le Alpi costituiscono la catena montuosa più importante d'Europa, estendendosi lungo nove nazioni: Francia, Principato di Monaco, Italia, Svizzera, Germania, Liechtenstein, Austria, Slovenia e Ungheria (CAMANNI et al. 2007). Grazie alle loro caratteristiche geologiche e all'ampia gamma di altitudini delle loro cime, le Alpi presentano una grande varietà di habitat e di condizioni climatiche in una scala spaziale ridotta (CHEMINI & RIZZOLI 2003). Questa catena rappresenta, inoltre, un **hotspot di biodiversità** entro il continente europeo: essa ospita circa 4500 specie floristiche, di cui 400 endemiche, e circa 30000 specie faunistiche (THEURILLAT 1995). Gli ecosistemi alpini si distinguono per la scarsa produzione primaria e il basso tasso di decomposizione (SPEHN 2002), nonché per le brevi stagioni estive e i lunghi periodi invernali. Inoltre, si osserva generalmente una diminuzione lineare del numero di specie all'aumentare dell'altitudine (KÖRNER 1995). Ciò è, in parte, imputabile alla forma conica delle montagne, che determina una diminuzione della superficie colonizzabile con il progredire dell'altitudine (KÖRNER 2000).

Le Alpi giocano un ruolo essenziale nel ciclo che garantisce l'approvvigionamento idrico alle valli e alle regioni di bassa quota. Infatti, esse costituiscono un serbatoio che raccoglie precipitazioni piovose e nevose, trattenendole nella vegetazione, nel suolo e nel sottosuolo, da cui l'acqua viene poi gradualmente rilasciata. Inoltre, i sistemi montuosi ospitano, generalmente, ingenti riserve di carbonio: basti pensare alle torbiere e alle grandi quantità di materiale organico presenti nei sottosuoli montani. Le Alpi rivestono anche un ruolo importante nel trasporto a valle dei sedimenti prodotti dall'erosione delle rocce, provvedendo al ricircolo dei nutrienti e alla sostituzione dei sedimenti fluviali e costieri. È evidente, dunque, come l'ecosistema montano, in particolare quello alpino, svolga funzioni essenziali per il mantenimento degli equilibri che regolano non solo le aree montane stesse, ma anche gli ambienti di pianura a valle di queste (REGATO & SALMAN 2008).

In ambiente alpino, la biodiversità è influenzata dall'eterogeneità ambientale e climatica che contraddistingue il complesso territorio montano. Il gradiente altitudinale rende l'ambiente estremamente diversificato, influenzando i valori di **temperatura** e la quantità di **precipitazioni**. Infatti, l'aumento dell'altitudine è correlato a una diminuzione progressiva della temperatura media dell'aria di 0,5-0,65°C ogni 100 metri di dislivello (KÖRNER 1999). Inoltre, l'aria è più rarefatta a quote più elevate e presenta, quindi, una ridotta capacità di trattenere il calore accumulato, dando origine a forti escursioni termiche diurne (KÖRNER 1999). La riduzione della temperatura influenza a sua volta la pressione dell'aria e la pressione parziale dell'ossigeno; per esempio, ad una quota di 1500 m, il valore della pressione parziale dell'ossigeno è pari all'80% di quello misurato sul livello

del mare. Di conseguenza, diminuisce la disponibilità di ossigeno per ogni volume d'aria inspirato dai singoli organismi (DILLON et al. 2006). Le precipitazioni rappresentano un parametro più complesso della temperatura, in quanto influenzato da diverse variabili, tra cui i venti e la pendenza dei versanti. La quantità e la frequenza delle precipitazioni influenza il diverso grado di continentalità del clima nell'arco alpino. Inoltre, la loro entità, sia sottoforma di acqua che di neve, tende ad aumentare con l'altitudine, ma in modo differente in base alle caratteristiche locali (THEURILLAT & GUIBAN 2001).

La variabilità climatica accentuata ha un impatto diretto sulla vegetazione, che forma una serie di orizzonti lungo il gradiente altitudinale. Gli **orizzonti vegetazionali** non sono altro che sezioni altitudinali, caratterizzate da un particolare tipo di vegetazione e da condizioni climatiche peculiari (THEURILLAT & GUIBAN 2001). Per gli ecosistemi montani delle latitudini intermedie, comprese le Alpi, sono convenzionalmente individuati cinque orizzonti; essi presentano un'estensione altitudinale media di 700 m, mentre le quote entro cui sono compresi dipendono dalle variazioni mesoclimatiche locali (NAGY 2006).

In successione, dalle quote inferiori a quelle superiori, si individuano i seguenti orizzonti (**Fig 3.1**):

- **piano collinare**, che comprende le pendici più basse della montagna ed è costituito, in condizioni naturali, da bosco termofilo (presenza di querce, come roverella e farnia, e altre latifoglie xerotermofile);
- **piano montano**, che giunge fino al limite della vegetazione arborea ed è caratterizzato dalla presenza di boschi ad alto fusto (latifoglie mesofile alle quote minori e conifere a quelle maggiori);
- **piano subalpino**, fascia ecotonale al limite della vegetazione arborea, composta da una vegetazione basso-arborea e arbustiva, alternata a zone erbose, sia di origine naturale sia antropica;
- **piano alpino**, costituito esclusivamente da praterie e brughiere (rodoreti, mugheti, nardeti e festuceti);
- **piano subnivale**, la cui vegetazione è scarsa e frammentata, costituita prevalentemente da briofite e da licheni; gran parte del suolo presenta una copertura di tipo roccioso (GRABHERR et al. 1994; KÖRNER 1999).

Tale semplificazione rende l'idea della pressione che le variazioni climatiche e ambientali esercitano sugli organismi lungo il gradiente altitudinale, plasmando le loro caratteristiche fisiologiche e la struttura delle loro comunità (DILLON et al. 2006). Il susseguirsi, a breve distanza,



Fig 3.1 Orizzonti vegetazionali che si succedono lungo il gradiente altitudinale alpino.

- a) Bosco termofilo di roverella (piano collinare)
- b) Bosco di conifere (piano montano)
- c) Vegetazione basso-arborea ed arbustiva (piano subalpino)
- d) Prateria (piano alpino)
- e) Briofite e suolo roccioso (piano subnivale)

di diverse zone climatiche e di varie topografie contribuisce a creare un mosaico di ecosistemi, che si alternano su scala spaziale ridotta e sono caratterizzati da alti valori di biodiversità. Infatti, un maggior numero di specie è presente nelle aree montuose rispetto a quelle pianeggianti (REGATO & SALMAN 2008); in particolare, le praterie alpine si dimostrano estremamente ricche in biodiversità: in alcuni casi, il numero di specie che ospitano è comparabile a quello delle foreste tropicali (EEA 2002).

Flora e fauna alpine hanno evoluto una serie di adattamenti specifici in risposta alle forti pressioni ambientali a cui sono sottoposte; per questo motivo esse risultano particolarmente vulnerabili a cambiamenti repentini del loro ambiente. Sull'arco alpino, ciò che minaccia maggiormente la biodiversità è l'**attività antropica**, ovvero le pratiche di utilizzo del territorio, lo sfruttamento delle risorse naturali, la frammentazione dell'habitat e il turismo non sostenibile (EEA 2002). Nel corso degli ultimi decenni, la pressione antropica è aumentata e, conseguentemente, l'impatto sulla flora e sulla fauna è in crescendo; ad esempio, il turismo sportivo invernale condiziona fortemente la distribuzione dell'avifauna (LAIOLO & ROLANDO 2005). In altre aree, invece, l'abbandono delle attività rurali tradizionali ha portato alla perdita di paesaggi agricoli e forestali, che contribuivano al mantenimento dell'eterogeneità ambientale e alla sopravvivenza di alcune specie. È il caso, ad esempio, della coturnice (*Alectoris graeca*), minacciata dalla riduzione del suo habitat (praterie e pascoli) in seguito all'espansione di boschi e arbusteti (CHEMINI & RIZZOLI 2003).

D'altro canto, anche i **cambiamenti climatici globali** minacciano gli ecosistemi montani in diversi modi. Su scala locale, le variazioni delle temperature e dei regimi delle precipitazioni modificano la copertura nevosa e, quindi, il volume e l'estensione dei ghiacciai perenni (EEA 2009): tra il XX e il XXI secolo, le temperature medie sono aumentate di circa 2°C (AUER et al. 2007). Ciò ha causato una perdita sostanziale in termini di volume e di estensione dei ghiacciai (ZEMP et al. 2007) e notevoli cambiamenti nella vegetazione (CANNONE et al. 2007). Attraverso modelli ed osservazioni in situ, diversi studi hanno già evidenziato lo scivolamento delle fasce vegetazionali verso quote più elevate (PAULI et al. 2007). Le proiezioni della *European Environmental Agency* (EEA) prevedono che la linea degli alberi subirà uno shift dell'entità di alcune centinaia di metri verso l'alto durante i prossimi decenni (EEA 2009; **Fig 3.2**).

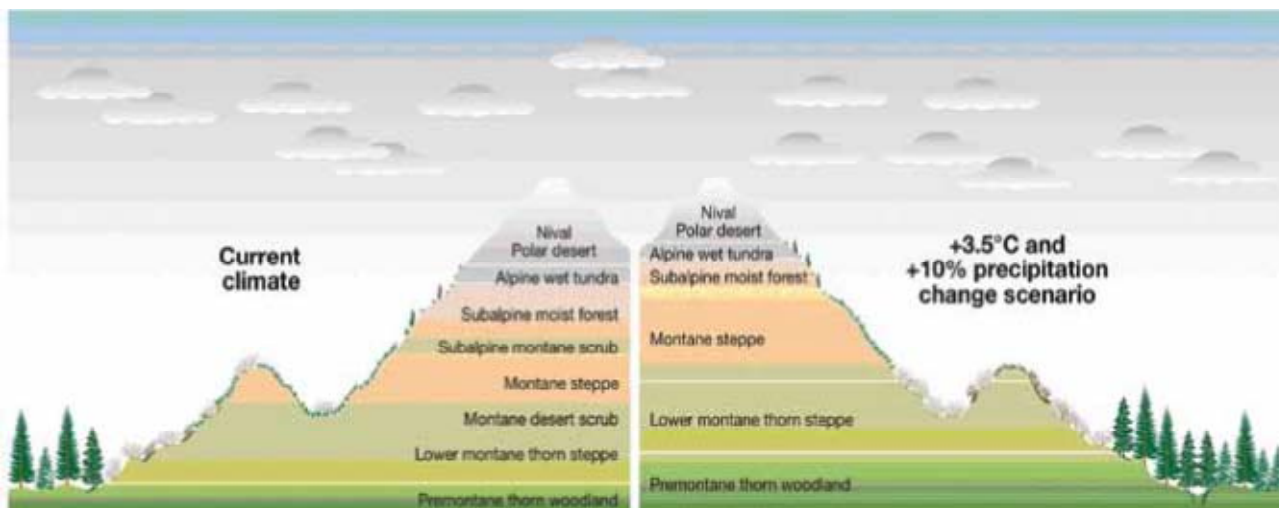


Fig 3.2 Proiezione che illustra come i cambiamenti climatici potrebbero provocare lo shift verso l'alto degli ecosistemi montani attuali (a sinistra), assumendo un aumento di 3,5°C della temperatura media globale ed un incremento del 10% delle precipitazioni (scenario a destra) (EEA 2009).

L'*Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC 2007) ha previsto, come peggior scenario, un aumento della temperatura media globale di 3-5°C: ciò comporterebbe lo spostamento verso l'alto delle fasce di vegetazione, la conseguente migrazione di alcune specie animali ad esse associate (THEURILLAT 1995) e, verosimilmente, la perdita di alcuni ecosistemi alpini (SPEHN 2002). Poiché la conformazione delle montagne non consente lo shift verso l'alto oltre una certa quota, l'EEA (2009) ha previsto che il 60% delle specie vegetali alpine potrebbe estinguersi entro il 2100.

Attualmente, le Alpi e le altre catene montuose d'Europa sono soggette a notevoli cambiamenti, come il ritiro dei ghiacciai perenni, l'aumento delle temperature medie stagionali, la diminuzione delle precipitazioni piovose e nevose e l'aumento della franosità. Tutti questi fattori legati al clima, in aggiunta all'incremento della pressione socio-economica che agisce su queste aree, hanno determinato variazioni nella distribuzione delle specie vegetali (EEA 2009, 2010). Di conseguenza, l'ambiente alpino costituisce un'area particolarmente idonea per il monitoraggio degli effetti dei cambiamenti climatici a breve-medio termine (PAULI et al. 2004). In particolar modo, ci si attende che le comunità microterme, fortemente influenzate da valori estremi dei fattori climatici, mostrino risposte più rapide rispetto a quelle mesofile, contraddistinte da maggiore ampiezza ecologica. Ciò potrebbe causare la perdita di specie endemiche o caratteristiche di particolari ambienti, soppiantate da organismi maggiormente adattabili, e condurre, quindi, ad una significativa alterazione nella composizione delle zoocenosi, con conseguenze non facilmente prevedibili sul funzionamento stesso degli ecosistemi.

3.1.2.1 Le formiche in ambiente alpino

Uno dei migliori candidati per studiare l'effetto dell'altitudine sulla biodiversità animale, in termini di distribuzione ed etoecologia, è il **taxon Formicidae**. Le formiche sono ben note dal punto di vista tassonomico, rivestono un ruolo ecologico importante all'interno del proprio ecosistema e consentono l'impiego di tecniche di campionamento rapide e a basso costo (DUNN et al. 2010). Nonostante ciò, le comunità della mirmecofauna alpina non sono ancora state adeguatamente studiate. I casi proposti dalla letteratura sono per lo più mirati a stilare una check-list delle specie presenti in alcune aree (BERNASCONI et al. 2006; BONELLI 1993; CARNIEL 1988, 1998; KOFLER 1978; LE MOLI & ZACCONE 1995; MÜLLER 1923; RIGATO & SCIACY 1991; ZIMMERMANN 1934). In alternativa, un altro insieme di ricerche riguarda l'utilità dei formicidi, in particolare di quelli appartenenti al genere *Formica* gruppo *rufa*, nella gestione degli ecosistemi forestali montani (MINISTERO DELL'AGRICOLTURA E DELLE FORESTE 1981). Infine, uno studio condotto da GLASER (2006) nel contesto delle Alpi austriache costituisce l'unico esempio di analisi dell'andamento della ricchezza in specie lungo un gradiente altitudinale, in cui viene accuratamente descritta la distribuzione delle specie di formiche in funzione della quota e delle caratteristiche ecologiche dell'habitat.

A proposito dell'influenza dell'ambiente nel plasmare la struttura di comunità, la **temperatura** è considerata uno dei principali fattori abiotici che influenzano l'attività di foraggiamento e il metabolismo delle formiche; inoltre, valori estremi di temperatura rappresentano per i formicidi il maggior fattore di stress ambientale (CERDÀ et al. 2013). Lungo il gradiente altitudinale, l'ambiente abiotico varia spesso in modo prevedibile: parametri climatici, quali la temperatura, mostrano variazioni su scala continua in relazione all'altitudine (COLWELL et al. 2008). Di conseguenza, gli ecosistemi montani risultano adatti per pianificare un'analisi circa l'effetto dello **stress**, associato alla temperatura, sulla struttura di comunità della mirmecofauna.

Nell'ottica del riscaldamento globale, comprendere il legame tra tipologia di comunità e altitudine può essere importante anche per cercare di prevedere quali specie saranno più minacciate in seguito ad un innalzamento futuro delle temperature (FLEISHMANN et al. 1998). Infatti, le proiezioni prospettano non tanto la possibilità che un intero ecosistema subisca uno shift altitudinale a seguito dei **cambiamenti climatici** quanto che alcune specie rispondano in modo imprevedibile al nuovo scenario, provocando un riarrangiamento degli equilibri di comunità (FISCHER et al. 2011).

Grazie alla loro sensibilità alle variazioni ambientali e alla capacità di rispondere prontamente e diversamente alle alte e alle basse temperature, le formiche potrebbero essere un modello efficace per lo studio dei cambiamenti climatici globali (FREITAG & CHERIX 2009; GLASER 2006).

3.1.3 Il Parco Nazionale del Gran Paradiso (PNGP)

Il Parco Nazionale del Gran Paradiso è un'area protetta istituita nel 1922: esso costituisce il primo Parco Nazionale italiano, nato con cinquant'anni di ritardo di rispetto al Parco Nazionale di Yellowstone, negli Stati Uniti (GIULIANO 1985). Dal 14 novembre 2014, il PNGP è entrato a far parte della *Green List* delle aree protette, prima certificazione a livello mondiale che riconosce efficacia ed equità nella gestione dei Parchi, promossa dalla IUCN (Unione Mondiale Conservazione della Natura) (ENTE PARCO PNGP 2014a). Dislocato nelle regioni Piemonte e Valle d'Aosta, il Parco presenta una superficie di 70318 ettari, di cui il 52% si estende lungo il versante valdostano, mentre il rimanente 48% lungo il versante piemontese (GAMBINO et al. 2000). Esso comprende le cinque valli che fanno capo al massiccio del Gran Paradiso: Valle Orco e Valle Soana (versante piemontese), Valle di Cogne, Valsavarenche e Valle di Rhêmes (versante valdostano) (**Fig 3.3**). Il territorio occupa un'ampia fascia altitudinale (da 800 a 4061 metri) ed è costituito per il 62% da morene, rocce, acque e ghiacciai, per il 20,2% da boschi e arbusteti, per il 17% da praterie e pascoli e per lo 0,8% da aree a sfruttamento antropico (GAMBINO et al. 2000). Il substrato geologico è per lo più acido e caratterizzato dalla prevalenza di gneiss e rocce metamorfiche (BORGHESIO et al. 2001).

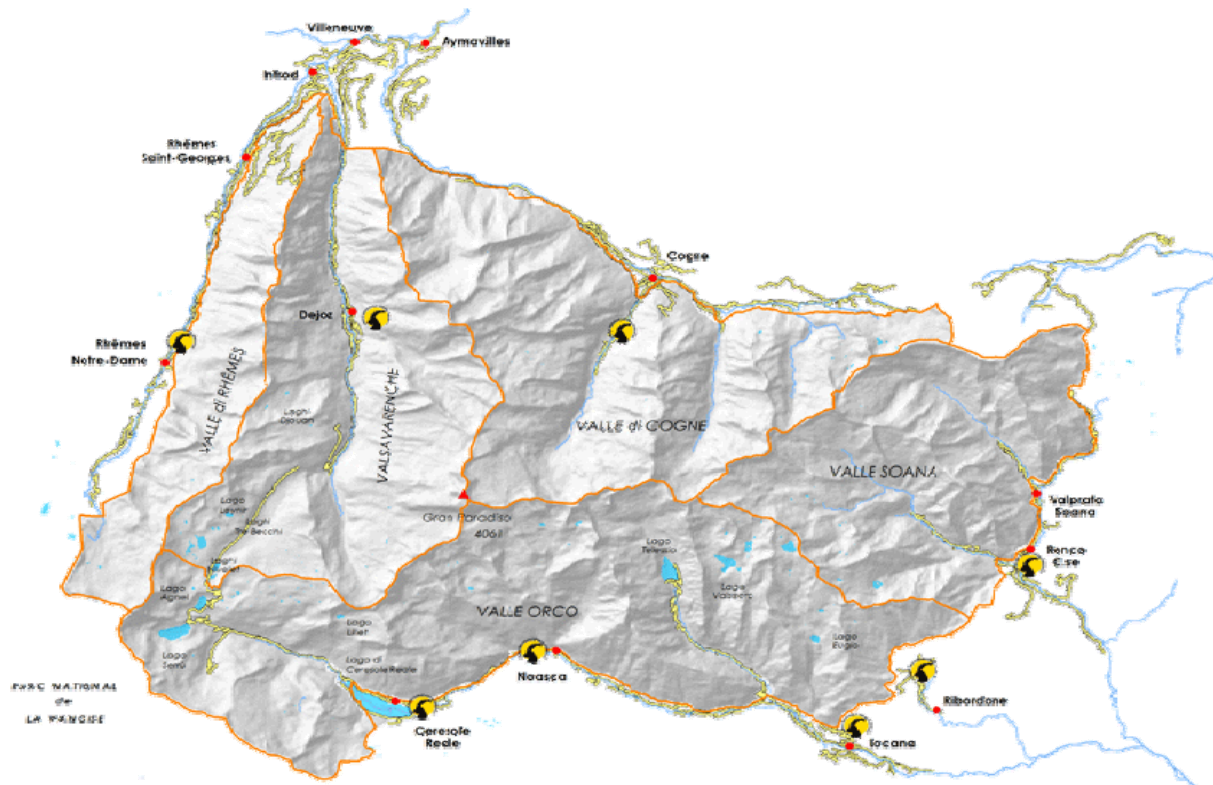


Fig 3.3 Mappa del Parco Nazionale del Gran Paradiso (PNGP). In arancione, sono indicati i confini delle cinque valli; da ovest a est: Valle di Rhêmes, Valsavarenche, Valle Orco, Valle di Cogne e Valle Soana.

Il **clima** può essere definito **continentale** (GIULIANO 1985), con precipitazioni annue elevate (900-2000 mm/anno), particolarmente concentrate nei mesi estivi e sul versante piemontese (DEBIAGGI et al. 1990); le escursioni termiche annuali e giornaliere sono accentuate. Temperatura e precipitazioni cambiano in funzione dell'altitudine: si registrano variazioni di 0,6°C ogni 100 m di altitudine e incrementi delle precipitazioni annue all'aumentare della stessa (GIULIANO 1985).

Le **tipologie vegetazionali** possono essere suddivise rispetto ai tre piani presenti nel Parco: montano (900-1600 m s.l.m.), subalpino (1600-2000 m s.l.m.) e alpino (2000-3000 m s.l.m.) (PIGNATTI 1976). Il piano montano è caratterizzato da boschi dominati da *Castanea sativa*, *Fagus sylvatica*, *Betula pendula* ed *Acer pseudoplatanus*. A livello del piano subalpino si avvicendano foreste dominate da *Larix decidua*, *Acer pseudoplatanus*, *Betula pendula* ed aree aperte, ovvero prati e pascoli (BORGHESIO et al. 2001; GAMBINO et al. 2000). Alle quote più elevate, ovvero sul piano alpino, le piante arboree vengono sostituite da formazioni erbacee tipiche delle praterie alpine, ad esempio le comunità della classe *Caricetea curvulae* (come curvuleti, festuceti, giuncheti) (BORGHESIO et al. 2001). Nel complesso, il Parco può vantare più di 974 specie floristiche, di cui il 98% autoctone e l'8% endemiche (ENTE PARCO PNGP 2014b).

La **fauna** del Parco (**Fig 3.4**) è rappresentata da un'ampia varietà di gruppi tassonomici e comprende diverse specie sottoposte a particolare tutela, secondo le normative nazionali e comunitarie vigenti. Tra i **vertebrati** si possono contare: circa 40 specie di mammiferi (tra cui lo stambecco *Capra ibex* e il toporagno alpino *Sorex alpinus*), 100 specie di uccelli nidificanti (tra cui il gipeto *Gypaetus barbatus* e la pernice bianca *Lagopus mutus*); 4 specie di anfibi (la più diffusa è *Rana temporaria*); 8 specie di rettili (tra cui l'ofide *Vipera aspis* e il ramarro *Lacerta bilineata*); un'unica specie autoctona di pesci (la trota fario, *Salmo trutta trutta*) (ENTE PARCO PNGP 2014c). Per quanto riguarda gli **invertebrati** le conoscenze sono più frammentarie e datate, ma in corso di aggiornamento. Una prima campagna faunistica, risalente agli anni 1926-1931, ha portato alla pubblicazione di una monografia su alcuni taxa di invertebrati, quali ortotteri, lepidotteri e ragni (COMMISSIONE REALE DEL PARCO 1932). Più recentemente, sono stati pubblicati diversi contributi scientifici sui gruppi Scaraboidea (BORGHESIO et al. 2001), Carabidae (ALLEGRO & VITERBI 2009) e Lepidoptera (CASALE et al. 1994).



Fig 3.4 Alcune specie rappresentative della fauna del PNGP. In senso orario, a partire da sinistra, in basso: il gipeto (*Gypaetus barbatus*), la pernice bianca (*Lagopus mutus*), la vipera (*Vipera aspis*), l'anfibio *Rana temporaria*, la trota fario (*Salmo trutta trutta*), il lepidottero *Parnassius apollo* e il carabide *Pterostichus multipunctatus*. Al centro: il logo del PNGP raffigurante lo stambecco (*Capra ibex*), simbolo del Parco.

3.1.3.1 La mirmecofauna del PNGP

Per quanto riguarda la mirmecofauna del Parco, lo studio più datato risale ancora una volta alla monografia curata dalla COMMISSIONE REALE DEL PARCO (1932), in particolare alla sezione di cui è autore MENOZZI (1932). Le 17 specie di formiche documentate furono raccolte nel 1926 in Valsavarenche e nel 1931 in Valle Orco, ad altitudini comprese tra i 1100 e i 3000 m s.l.m. (MENOZZI 1932).

Dal 2009, la collaborazione tra il Parco ed il **Laboratorio di Mirmecologia** dell'Università di Parma ha permesso di ottenere una check-list aggiornata (2012) delle specie di formiche (**Tab 3.1**), grazie all'attività di ricerca confluita in numerose tesi di laurea (BEDETTI 2009; CHERUBINI 2012; MORINI 2012; VERANI 2012). Inoltre, SPOTTI et al. (2014) hanno descritto i ritmi diurni di attività e le preferenze alimentari della mirmecofauna in Valle Soana. Nel complesso, questi studi hanno costruito una buona base di partenza per un'analisi dettagliata della biodiversità e della struttura di comunità dei formicidi nel Parco.

1. <i>Camponotus herculeanus</i> (Linnaeus, 1758)	22. <i>Lasius psammophilus</i> Seifert, 1992
2. <i>Camponotus ligniperda</i> (Latreille, 1802)	23. <i>Lasius umbratus</i> (Nylander, 1846)
3. <i>Formica aquilonia</i> Yarrow, 1955	24. <i>Leptothorax acerboriumvorum</i> (?)
4. <i>Formica cinerea</i> Mayr, 1853	25. <i>Leptothorax acervorum</i> (Fabricius, 1793)
5. <i>Formica clara</i> Forel, 1886	26. <i>Manica rubida</i> (Latreille, 1802)
6. <i>Formica cunicularia</i> Latreille, 1798	27. <i>Myrmica lobicornis</i> Nylander, 1846
7. <i>Formica fusca</i> Linnaeus, 1758	28. <i>Myrmica lobulicornis</i> Nylander, 1857
8. <i>Formica fuscocinerea</i> Forel, 1874	29. <i>Myrmica lonae</i> Finzi, 1926
9. <i>Formica lemani</i> Bondroit, 1917	30. <i>Myrmica obscura</i> Finzi, 1926
10. <i>Formica lugubris</i> Zetterstedt, 1838	31. <i>Myrmica rubra</i> (Linnaeus, 1758)
11. <i>Formica paralugubris</i> Seifert, 1996	32. <i>Myrmica ruginodis</i> Nylander, 1846
12. <i>Formica polyctena</i> Förster, 1850	33. <i>Myrmica sabuleti</i> Meinert, 1861
13. <i>Formica pratensis</i> Retzius, 1783	34. <i>Myrmica scabrinodis</i> Nylander, 1846
14. <i>Formica rufa</i> Linnaeus, 1761	35. <i>Myrmica schencki</i> Viereck, 1903
15. <i>Formica rufibarbis</i> Fabricius, 1793	36. <i>Myrmica sulcinodis</i> Nylander, 1846
16. <i>Formica sanguinea</i> Latreille, 1798	37. <i>Stenamma debile</i> (Förster, 1850)
17. <i>Formica selysi</i> (Bondroit, 1918)	38. <i>Temnothorax albipennis</i> (?)
18. <i>Lasius flavus</i> (Fabricius, 1782)	39. <i>Temnothorax nigriceps</i> (Mayr, 1855)
19. <i>Lasius fuliginosus</i> (Latreille, 1798)	40. <i>Temnothorax tuberum</i> (Fabricius, 1775)
20. <i>Lasius niger</i> (Linnaeus, 1758)	41. <i>Temnothorax unifasciatus</i> (Latreille, 1798)
21. <i>Lasius platythorax</i> Seifert, 1991	42. <i>Tetramorium caespitum</i> (Linnaeus, 1758)

Tab 3.1 : Check-list delle specie della famiglia Formicidae censite dal Laboratorio di Mirmecologia (Università di Parma) all'interno del Parco Nazionale del Gran Paradiso. (?) = presenza dubbia

3.2 Scopo

Le montagne sono una versione in scala ridotta dei gradienti regionali latitudinali di biodiversità e mostrano pattern nella distribuzione delle specie e nella struttura di comunità associati al cambiamento di alcune variabili ambientali (LOMOLINO 2001; MUNYAI & FOORD 2012; SANDERS et al. 2007). Diversi studi hanno analizzato la distribuzione verticale di alcuni taxa di invertebrati terrestri (per esempio, MCCOY 1990; OLSON 1994; SAMWAYS 1990; SFENTHOURAKIS 2005; SKALSKI 2011), in quanto essi rappresentano organismi modello adatti per l'analisi del gradiente altitudinale. Inoltre, da tempo, gli invertebrati terrestri sono utilizzati come bioindicatori per monitorare gli effetti di alcune variabili sulle cenosi (RAINIO & NIEMELA 2003; THIELE 1977). In particolare, il taxon Formicidae è ubiquitario, svolge un ruolo chiave nelle comunità di invertebrati ed è sensibile alle variazioni ambientali (ANDERSEN 1995; ANDERSEN & SPARLING 1997). Per questi motivi, le formiche sono spesso impiegate per monitorare gli effetti dei cambiamenti climatici lungo un gradiente altitudinale (BOTES et al. 2006; FREITAG & CHERIX 2009; SANDERS 2007). Tuttavia, sono ancora scarse le conoscenze sulla mirmecofauna dell'arco alpino, in particolare sulla sua distribuzione verticale e sulla struttura di comunità (GLASER 2006).

Alla luce di tali considerazioni, lo **scopo** di questa prima parte del mio progetto di Dottorato è stato quello di valutare l'**effetto dell'altitudine** sulla struttura di comunità della mirmecofauna alpina. Scelti all'interno del Parco Nazionale del Gran Paradiso, gli ecosistemi montani oggetto di studio sono caratterizzati da un **basso livello di disturbo antropico**, proprio perché inclusi in un'area protetta. La riduzione del peso di questa variabile confondente ha consentito di analizzare in modo più efficace la **variazione dello stress ambientale** (associato alla temperatura) lungo il gradiente altitudinale e il suo impatto sulle comunità di formiche presenti.

Questo studio si inserisce adeguatamente nell'ambito dello scopo più generale; infatti, la mirmecofauna alpina è utilizzata come modello per l'applicazione di una metodologia di analisi che evidenzia il ruolo del comportamento nel descrivere la struttura di comunità.

Infine, l'osservazione di come la variazione di temperatura influenzi le diverse specie di formiche presenti a vari livelli altitudinali può aiutare a capire quali modificazioni potrebbero verificarsi nella struttura di comunità montane in risposta al riscaldamento globale.

3.3 Materiali & Metodi

3.3.1 Area di studio

La scelta dell'area in cui effettuare la raccolta dati all'interno del Parco è stata fatta in funzione della partecipazione del Laboratorio di Mirmecologia (Università di Parma) al **progetto di “monitoraggio della biodiversità animale in ambiente alpino”**, già in atto nel Parco (ENTE PARCO 2014d). Quest'ultimo è un programma di ricerca a lungo termine avviato nel 2006, che prevede la ripetizione delle attività di monitoraggio nel tempo: ogni cinque anni si effettua un biennio di campionamenti. Il progetto si articola lungo 5 transetti altitudinali, ciascuno collocato in una valle diversa del Parco. Il range altitudinale considerato va da 1200 a 2600 m s.l.m. e comprende, lungo il gradiente altitudinale, tre orizzonti vegetazionali: montano, subalpino e alpino. I taxa considerati sono stati scelti in base alla loro valenza come bioindicatori: Lepidoptera Rhopalocera, Orthoptera, Aves, Staphylinoidea, Carabidae, Araneae, Formicidae. Essi sono campionati con tecniche standardizzate, agevoli, economiche e ripetibili, allo scopo di verificare gli eventuali effetti dei cambiamenti climatici sugli ecosistemi e di rintracciare pattern di distribuzione (e i fattori che li influenzano) dei gruppi animali considerati (ENTE PARCO 2014d). Nell'ambito di questo progetto, il contributo del Laboratorio di Mirmecologia riguarda lo studio della distribuzione altitudinale dei formicidi raccolti dal Parco nel corso del biennio 2011-2012; inoltre, è stata introdotta l'analisi della struttura di comunità della mirmecofauna della Valle Soana (2011) e della Valle Orco (2012) (ENTE PARCO 2014e).

3.3.1.1 Il versante piemontese del PNGP

Il versante piemontese del Parco è composto da due valli che si collocano a sud del massiccio del Gran Paradiso: Valle Orco e Valle Soana, definite Comunità Montane dal punto di vista amministrativo (GAMBINO et al. 2000) (**Fig 3.5**).

La **Valle Orco** si estende per 50 km, da est a ovest, lungo il corso del torrente Orco, nella regione orientale delle Alpi Graie e lungo il versante meridionale del massiccio del Gran Paradiso. A nord confina con le tre valli valdostane del Parco (Val di Rhêmes, Valsavarenche e Val di Cogne), ad est con la Valle Soana, a sud con i Valloni di Lanzo, mentre ad ovest con il Parc National de la Vanoise (Francia) (GRISELLI et al. 1993).

A causa della sua origine fluviale, la **Valle Soana** presenta una conformazione più stretta e si suddivide in tre valloni: Vallone di Campiglia, di Forzo e di Piamprato. Il principale torrente, il Soana, si snoda per 25 km lungo la valle per poi confluire nel torrente Orco, in corrispondenza del comune di Pont Canavese. La Valle Soana confina a nord con la Val d'Aosta, a ovest con la Valle Orco e a sud-est con la pianura canavesana e la serra morenica di Ivrea.



Fig 3.5 Mappa del Parco Nazionale del Gran Paradiso (PNGP). In blu, sono evidenziati i confini dell'area di studio, ovvero del versante piemontese del Parco (a sud la Valle Orco e ad est la Valle Soana).

Il **clima** delle valli piemontesi si distingue da quello valdostano, di tipo siccitoso-continentale, in quanto alpino-continentale, ovvero umido e piovoso. La Valle Orco è caratterizzata da una piovosità media di circa 1000 mm/anno e dalla presenza costante di nebbia, anche nei mesi estivi. La Valle Soana presenta livelli di umidità e piovosità ancora più elevati, con precipitazioni medie annue intorno ai 1400 mm (GAMBINO et al. 2000; PEROSINO 1998). In entrambe le valli, i picchi di piovosità massima si concentrano a maggio e ad ottobre, mentre i minimi di precipitazione si registrano nei mesi di gennaio e luglio (PEROSINO 1998). In ogni caso, i dati pluviometrici e di temperatura escludono la presenza di periodi di siccità; pertanto, non sussistono problemi di deficit idrico per la vegetazione (PEROSINO 1998). Gli inverni sono molto rigidi e prolungati: la neve copre il territorio per 5-6 mesi all'anno, raggiungendo il livello massimo in gennaio-febbraio (1,5-2,5 m). Le **temperature** variano sia durante l'anno che durante il giorno in funzione dell'altitudine, dell'esposizione al sole e del periodo dell'anno: generalmente gennaio è il mese più freddo e luglio quello più caldo (LOLLINO et al. 2005). Più in particolare, la Valle Orco presenta un versante

orografico esposto a sud, che riceve più calore ed è ricco di prati e pascoli (GRISELLI et al. 1993); la Valle Soana, invece, si contraddistingue per le precipitazioni più abbondanti, dovute all'esposizione del versante orografico alle correnti sud-occidentali che veicolano le perturbazioni atlantiche (PEROSINO 1998).

Per quanto riguarda la **vegetazione**, la Valle Orco si distingue per la seguente successione di tipi vegetazionali lungo il gradiente altitudinale:

- 700-1500 m s.l.m., in cui si ha dominanza di bosco deciduo misto (in particolare *Fagus sylvatica*, *Alnus viridis*, *Acer pseudoplatanus*, *Castanea sativa*, *Prunus* spp., *Rosa* spp.);
- 1500-2000 m s.l.m., in cui predominano i boschi di conifere (soprattutto *Larix decidua*, con presenza sporadica di *Picea abies*, *Pinus sylvestris* e *Betula pendula*);
- 2000-2500 m s.l.m., in cui si può osservare una dominanza di essenze cespugliose nell'ambiente ecotonale presso il limite degli alberi (*Rhododendron ferrugineum*, *Vaccinium* spp., *Juniperus* spp.); al di sopra del limite degli alberi, il paesaggio è caratterizzato, invece, da praterie alpine e pascoli di festuceti (a dominanza di *Festuca* spp.), di cariceti (a dominanza di *Carix curvulae*) e di *Salix herbacea*

(REMONTI et al. 2007).

D'altra parte invece, la Valle Soana presenta una copertura forestale e arbustiva rigogliosa, come conseguenza del massiccio abbandono delle attività agropastorali e dei consistenti apporti meteorici dei quali il territorio usufruisce (BISIO 2003). Dall'imbocco della valle, è possibile osservare la seguente successione vegetazionale:

- nella fascia submontana, sino a quote intorno a 900-1000 m, predomina il castagno (*Castanea sativa*), accanto a boschi pionieri di betulla (*Betula pendula*) nelle aree non più coltivate;
- nella fascia montana inferiore, tra 1000 e 1500 m circa, è molto diffuso il bosco a faggio (*Fagus sylvatica*), intercalato a boschi misti di latifoglie, in cui prevalgono l'acero montano (*Acer pseudoplatanus*) e il frassino (*Fraxinus excelsior*), e ad arbusteti di nocciolo (*Corylus avellana*);
- la fascia montana superiore (tra 1500 e 2000 m circa) è dominata da lariceti (*Larix decidua*), intercalati a rare peccete (*Picea excelsa*);

- sul piano subalpino, le essenze predominanti sono l'ontano verde (*Alnus viridis*) e il rododendro (*Rhododendron ferrugineum*); al di sopra del limite degli alberi, invece, il paesaggio è caratterizzato dalla tipica vegetazione delle vallette nivali, con praterie alpine e pascoli a festuceti (a dominanza di *Festucetum* spp.), cariceti (a dominanza di *Caricetum curvulae*) e salici nani (*Salix reticulata*, *Salix herbacea*, *Salix retusa*)

(BISIO 2003).

3.3.1.2 I transetti altitudinali

La raccolta dati nell'area di studio ha previsto l'utilizzo di un **transetto altitudinale lineare** in entrambe le valli piemontesi. Tale scelta, effettuata nell'ambito del "progetto di monitoraggio della biodiversità in ambiente alpino", è da attribuirsi al fatto che i transetti lineari rappresentano una metodologia ampiamente utilizzata nella ricerca ecologica, data la sua semplicità di applicazione sul campo, la sua adattabilità al territorio e la sua ripetibilità nel tempo, indipendentemente dall'operatore coinvolto.

Ogni transetto è stato individuato in base ad esigenze logistiche dovute alla complessità del territorio montano e del clima alpino, ovvero in base a:

- facilità di accesso, grazie alla presenza di sentieri battuti e percorribili,
- possibilità di pernottamento per gli operatori, grazie alla presenza di foresterie dell'Ente Parco.

Per questi motivi, il transetto della Valle Orco è stato posizionato interamente sul versante orografico sinistro, presso il sentiero che dalla località Balmarossa conduce agli alpeggi di Gran Piano ed ai Laghi del Ciamousseretto; in Val Soana invece, il transetto si colloca alle quote più basse sul versante orografico destro e alle quote più alte sul versante sinistro, partendo dalla località Campiglia e proseguendo lungo il sentiero che porta al santuario di San Besso.

Ogni transetto è costituito da diverse aree di campionamento, denominate **plot**; ciascun plot si estende entro lo stesso livello altitudinale per un raggio di 100 m ed è collocato a circa 200 metri di dislivello verticale dai plot successivi. In questo modo, è garantita l'indipendenza dei dati raccolti in un plot rispetto agli altri e, allo stesso tempo, è possibile campionare gli habitat più rappresentativi lungo il gradiente altitudinale. In ciascuna valle, sono stati costituiti 4 plot, uno per ognuna delle seguenti quote: **1200, 1400, 1600 e 2000 m s.l.m.** (Fig 3.6, Tab 3.2). Per la raccolta dei dati ambientali, in ogni plot è stato posizionato un sensore digitale (data logger) che ha registrato i valori di temperatura atmosferica con cadenza oraria durante tutto il periodo di campionamento.

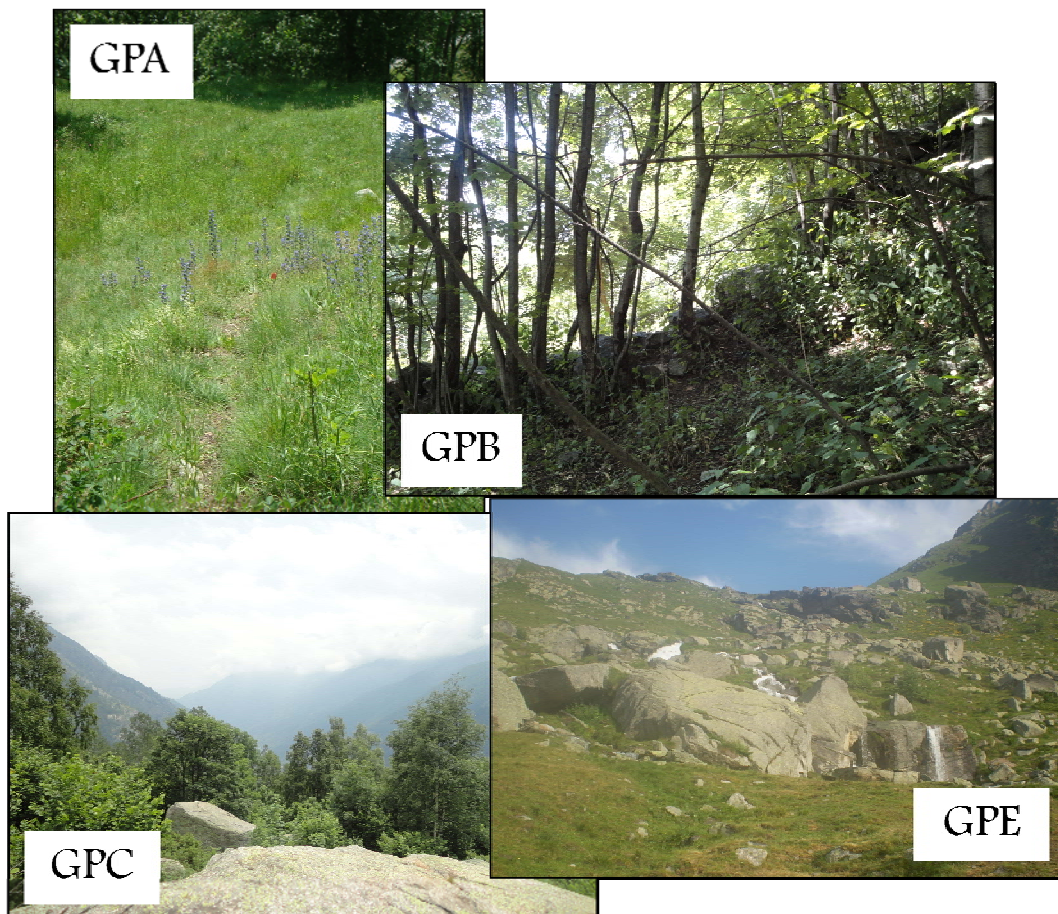


Fig 3.6 Area di campionamento. In alto, i 4 plot della Valle Soana; in basso, i 4 plot della Valle Orco. I codici di riferimento, le quote e le caratteristiche ambientali dei plot sono illustrati in **Tab 3.2**.

Transetto	Plot	Quota	T _{media}	T _{min}	T _{max}	SD	Ambiente
Valle Orco (Gran Piano)	GPA	1240	15,76	1,59	32,13	5,55	Bosco di latifoglie misto e prateria pascolata (ovini)
	GPB	1440	14,24	1,55	29,13	4,50	Bosco di latifoglie (<i>Acer pseudoplatanus</i> , <i>Fagus sylvatica</i>)
	GPC	1620	13,72	0,14	28,20	5,26	Bosco misto (<i>Betula pendula</i> , <i>Acer pseudoplatanus</i>) e pietraia
	GPE	2080	12,10	-3,46	43,62	5,92	Prateria pascolata (bovini) e ambiente ripariale
Valle Soana (San Besso)	SA	1260	12,60	-0,90	27,70	5,29	Bosco di latifoglie a prevalenza di faggio (<i>Fagus sylvatica</i>)
	SB	1430	12,87	-1,41	29,20	5,82	Lariceta (<i>Larix decidua</i>) e prateria pascolata (bovini); presenza del torrente Campiglia che attraversa il plot
	SC	1600	12,92	-2,37	29,21	5,32	Lariceta rada (<i>Larix decidua</i>) e macereto
	SE	2020	10,75	-6,49	37,09	6,18	Prateria

Tab 3.2 Per ogni plot in cui si è svolto il campionamento sono riportati il transetto di appartenenza, il codice identificativo, le quote, le temperature registrate e le tipologie ambientali. I valori di temperatura sono relativi ai giorni in cui è stata effettuata la raccolta dati ed espressi in °C. T_{media} = temperatura media, T_{min} = temperatura minima, T_{max} = temperatura massima, SD = deviazione standard.

Ogni plot è composto da **5 stazioni**, punti di campionamento fissi disposti lungo uno dei possibili diametri del plot stesso e collocati a 50 m di distanza l'uno dall'altro (**Fig 3.7**). Ogni punto è stato marcato con vernice indelebile, per riuscire a rintracciarlo e ripetere così i campionamenti in modo standardizzato; inoltre, ciascun punto è stato georiferito, utilizzando il sistema di coordinate UTM e riferendosi alla zona 32T.

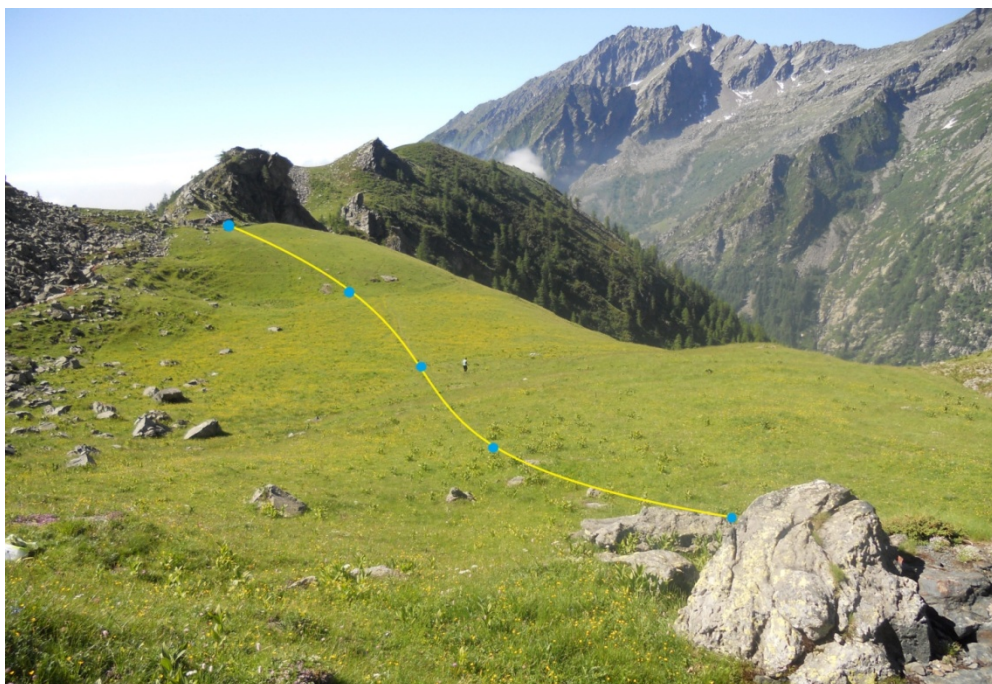


Fig 3.7 Esempio di plot (SE). I pallini blu indicano le cinque stazioni disposte lungo una linea retta, qui evidenziata in giallo.

3.3.2 Campionamento

Le attività di campionamento sono state svolte durante l'estate alpina, ovvero da metà giugno a metà settembre: questo è il periodo di maggiore attività per gli individui del taxon Formicidae (CHERIX 1986). Lo sforzo di campionamento ha richiesto la presenza degli operatori sul campo per **3 sessioni** di raccolta dati in ognuna delle **due valli**, ciascuna della durata di circa 10 giorni (durata totale: **60 giorni**). L'instabilità delle condizioni meteorologiche tipica dell'ambiente alpino ha reso impossibile concentrare il calendario di raccolta in un'unica estate. Pertanto, i campionamenti sono stati suddivisi in due estati successive (2011 in Valle Soana e 2012 in Valle Orco), assumendo verosimilmente come casuale la variabilità climatica tra i due anni. In entrambi i casi, le 3 sessioni si sono svolte in tarda primavera/inizio estate (giugno-luglio), in piena estate (luglio-agosto) ed in tarda estate (agosto-settembre) (**Tab 3.3**).

Valle	Sessione	Date
Soana	1	14/06/11 – 27/06/11
	2	26/07/11 – 07/08/11
	3	23/08/11 – 30/08/11
Orco	1	25/06/12 – 07/07/12
	2	26/07/12 – 08/08/12
	3	26/08/12 – 08/09/12

Tab 3.3 Calendario dei campionamenti. Sono riportati i periodi della raccolta dati, suddivisi per sessione e relativi a ciascuna valle.

In ciascun plot, sono state impiegate parallelamente due metodologie di campionamento: il pitfall trapping e il baiting.

3.3.2.1 Pitfall trapping

È una metodologia che richiede l'impiego di **pitfall traps**, ovvero di **trappole a caduta**. Queste ultime consistono in contenitori cilindrici aperti e interrati, con l'imboccatura a livello della superficie del terreno. In questo modo, gli artropodi attivi sul suolo cadono casualmente nelle trappole e vengono conservati da un agente liquido posto al loro interno.

Questo tipo di raccolta è molto utilizzato per studiare le cenosi di artropodi epigei (AUSDEN 1996; GREENSLADE & GREENSLADE 1971; SOUTHWOOD & HENDERSON 2000), poiché risulta economico e

adatto allo svolgimento di monitoraggi ripetuti e prolungati nel tempo, nonché alla cattura di numerose specie differenti (ANDERSEN 1991b; WANG et al. 2001). In particolare, è impiegato frequentemente per stimare **composizione in specie** e **abbondanze specifiche** delle comunità di formiche epigee (AGOSTI & ALONSO 2000; BESTELMEYER et al. 2000), fornendo una misura dell'attività di foraggiamento e dei pattern di distribuzione delle colonie nell'area di studio (GREENSLADE 1973). Ciò che si ottiene dall'analisi dei campioni non è la reale densità degli individui nell'ambiente, ma un **indice** del loro **livello di attività**, dato che la frequenza di cattura dipende non solo dal numero di individui presenti entro l'area, ma anche dalla mobilità degli stessi. Comunque, questa stima riflette piuttosto fedelmente la consistenza delle popolazioni naturali e il loro peso all'interno dell'ecosistema (BESTELMEYER et al. 2000). Lo svantaggio principale di questa tecnica è che non è adatta al campionamento di specie arboricole e ipogee, che vengono pertanto escluse dalla raccolta se non si utilizzano parallelamente altre metodologie (BESTELMEYER & CASANOVA 2010). Tuttavia, i numerosi vantaggi (efficacia, praticità e bassi costi di impiego) rendono il pitfall trapping la metodologia di campionamento dei formicidi maggiormente impiegata in letteratura, ideale per la **standardizzazione dei dati**, che possono, quindi, essere confrontati su scala globale (AGOSTI & ALONSO 2000).

Nel presente studio, sono state piazzate **5 trappole a caduta in ogni plot**, in corrispondenza di ognuna delle suddette stazioni di raccolta. Ciascuna trappola è stata contrassegnata con una sigla che ne identifica transetto e plot di appartenenza, nonché posizione entro il plot; ad esempio: GPA1 = transetto di Gran Piano, plot a quota 1240 m, trappola numero 1 (**Tab 3.2**). Le singole trappole sono costituite da una provetta di tipo Falcon (cilindrica, a fondo conico), in polipropilene chiarificato, di capacità 50 ml e dimensioni 30 mm (\varnothing) x 115 mm (h) (**Fig 3.8**). In generale, il diametro della trappola può influenzare l'efficacia di cattura: vi è il rischio di sottostimare le specie di maggiori dimensioni, che potrebbero non cadere nella pitfall. Per quanto riguarda il campionamento di formicidi, è stato dimostrato che trappole di diametro superiore a 20 mm risultano adeguate allo scopo (BESTELMEYER et al. 2000). Per garantire la preservazione dei campioni nelle pitfall, è stato scelto come agente liquido conservante il propandiolo (o glicole propilenico) per le sue caratteristiche chimico-fisiche: poco volatile, inodore (non funge da attraente né da repellente per le formiche) e atossico (nei confronti di Vertebrati che potrebbero entrarvi a contatto) (BESTELMEYER et al. 2000). Le trappole sono rimaste aperte per 48 ore, dopodiché sono state raccolte ed etichettate. Successivamente, il lavoro in laboratorio ha previsto le fasi di separazione delle formiche dal resto del materiale caduto nelle trappole, montaggio degli individui secondo il protocollo di LATTKE (2000) e riconoscimento dei campioni così ottenuti. L'identificazione a livello di specie è stata ottenuta attraverso l'impiego di uno stereomicroscopio

Wild Heerbrugg (ingrandimenti: 6x – 25x), la consultazione di chiavi dicotomiche (HÖLLDOBLER & WILSON 1990; BOLTON 1994) e la collaborazione con il Dott. Fabrizio Rigato (Museo di Storia Naturale, Milano). In **totale**, sono state piazzate ed analizzate **120 pitfall** (5 trappole x 4 plot x 2 transetti x 3 sessioni).



Fig 3.8 Esempio di trappola a caduta o pitfall trap interrata e aperta per il campionamento. Nel riquadro in basso a destra è mostrato lo schema di una sezione di pitfall inserita nel suolo.

3.3.2.2 Baiting

È una metodologia che richiede l'impiego di **bait**, ovvero di **esche alimentari**. Questo tipo di trappole è costituito da un supporto, generalmente di materiale cartaceo, su cui è posta una risorsa alimentare adatta ad attrarre un ampio range di specie di formiche.

Le bait sono abitualmente utilizzate per valutare la competizione interspecifica, attraverso l'osservazione dell'**attività di foraggiamento** (esplorazione, scoperta e reclutamento) e delle **interazioni comportamentali** tra individui di specie diversa (ANDERSEN 1992; FELLERS 1987; VEPSÄLÄINEN & SAVOLAINEN 1990). Negli studi di ecologia di comunità dei formicidi, questa tecnica di campionamento è impiegata meno frequentemente rispetto alle trappole a caduta, in quanto è richiesta la presenza costante di un operatore per tutto il periodo di osservazione. Ciò comporta un aumento nella quantità di risorse investite, in termini di tempo e di competenze necessarie per il riconoscimento specifico degli individui sul campo. Tuttavia, le bait rappresentano l'unica metodologia applicabile per valutare l'instaurarsi di gerarchie di dominanza interspecifiche all'interno di una comunità (BESTELMEYER & CASANOVA 2010; PARR & GIBB 2010).

Nel presente studio, le trappole alimentari sono state poste presso **3** delle **5 stazioni** di raccolta, contemporaneamente alle pitfall. Generalmente, sono state scelte le stazioni agli estremi (la prima e la quinta) e a metà (la terza) del plot: ciò ha garantito una buona rappresentazione dell'area in esame, massimizzando lo sforzo di campionamento con le risorse a disposizione (in termini di operatori). Presso ciascuno di questi punti, sono state predisposte **4 bait**, gestite da un singolo operatore. Ciascuna trappola era costituita da un foglietto di carta millimetrata (7x7 cm) al cui centro veniva posizionata la risorsa alimentare (**Fig 3.9**). Poiché la maggior parte delle formiche italiane ha una dieta onnivora, è possibile scegliere la tipologia di esca tra un'ampia varietà di alimenti. In letteratura, sono stati impiegati con successo diversi cibi che garantiscono un apporto adeguato di carboidrati e proteine (BESTELMEYER et al. 2000; BESTELMEYER & CASANOVA 2010). In questo caso, la risorsa scelta è stata cibo per gatti, in quanto sufficientemente compatto da non disgregarsi e seccarsi durante il periodo di campionamento, ma allo stesso tempo piuttosto morbido, in modo che ciascun individuo si trattenga più tempo sulla trappola per staccare pezzetti di cibo (STUBLE et al. 2013). La pagina inferiore delle trappole era resa impermeabile da uno strato di nastro adesivo per evitare che le formiche si posizionassero al di sotto per sorbire la risorsa e non fossero visibili all'operatore.



Fig 3.9 Esempio di stazione per l'osservazione di 4 trappole alimentari o bait. Nel riquadro in basso a destra è riportato l'ingrandimento di una bait; si possono notare diversi individui che si alimentano sulla risorsa.

Il protocollo prevedeva **120 minuti di osservazione** continuativa delle bait, dalle ore 12.00 alle ore 14.00. Nel corso di questo periodo, l'operatore registrava i moduli comportamentali che si osservavano tra coppie di individui di specie diversa interagenti su una trappola. I **comportamenti** considerati sono definiti come segue:

- ✓ Coesistenza, quando le due specie interagenti percepiscono la reciproca presenza, ma rimangono sulla trappola condividendo la risorsa alimentare, senza mostrare comportamenti aggressivi;
- ✓ Evitamento, quando un individuo di una specie percepisce la presenza di uno o più individui di specie diversa, si blocca in postura di allerta e poi si allontana dalla trappola;
- ✓ Attacco, quando individui di specie differenti mostrano comportamenti aggressivi reciproci (ad esempio, gaster flexing, apertura e schiocco delle mandibole, morso, spruzzo di sostanze tossiche, caricamento e trascinamento dell'avversario). In questo caso, viene registrato l'esito della disputa, considerando vincitore l'individuo che rimane sull'esca e sconfitto quello che fugge o viene ucciso

(FELLERS 1987) (**Fig 3.10**).

Inoltre, il periodo di osservazione era suddiviso in intervalli di 20 minuti ciascuno. Al termine di un intervallo, l'operatore effettuava il conteggio degli individui di ogni specie che si stavano alimentando sull'esca. Di conseguenza, questa operazione avveniva ai minuti 20, 40, 60, 80, 100, 120, per un totale di 6 sessioni di conteggio per ciascuna bait. In questo modo, veniva registrato il **numero di specie** che visitavano la trappola, nonché le **abbondanze specifiche** a tempi successivi (**Fig 3.10**). Qualora il riconoscimento diretto delle formiche fosse risultato difficoltoso, l'operatore prelevava alcuni campioni che erano successivamente identificati in laboratorio, con le stesse modalità illustrate nel paragrafo 3.3.2.1.

In **totale**, sono state osservate **288 bait** (4 trappole x 3 stazioni x 4 plot x 2 transetti x 3 sessioni), che corrispondono ad un periodo di osservazione di **144 ore** complessive.

Data		Luogo		OSSERVAZIONI: Trappola (T1-T4), Interazione (Co-E-X), Specie (A-B-C..)	
				1	
Transetto		Stazione		2	
				3	
'	T1	T2	T3	T4	4
					5
					6
					7
					8
					9
					10
					11
					12
					13
					14
					15
					16
					17
					18
					19
					20
					21
					22
					23
					24
					25

Fig 3.10 Scheda per la raccolta dati. Nella metà sinistra, vengono inseriti i dati relativi ai conteggi degli individui di ciascuna specie, ogni 20 minuti, per ognuna delle 4 bait osservate (T1, T2, T3, T4). Nella metà destra, vengono registrate le interazioni tra individui di specie diversa che si osservano presso ogni bait. Co = Coesistenza, E = Evitamento, X = Attacco ed espulsione.

3.4 Risultati

Il protocollo di campionamento, secondo le modalità e le metodologie presentate (paragrafo 3.3.2), ha permesso globalmente l'analisi di **4132 individui** appartenenti al taxon **Formicidae**. Di questi, 3259 campioni sono stati osservati sulle bait, mentre i restanti 873 campioni sono stati raccolti tramite le pitfall. Tale discrepanza nella quantità di individui censiti con le due tecniche di raccolta è spiegabile considerando la differente tipologia di trappole impiegate. Infatti, le bait sono trappole attrattive: una volta scoperta l'esca, la formica scout recluta le compagne che giungono numerose sulla fonte di cibo. Al contrario, le pitfall raccolgono individui che cadono casualmente all'interno di esse durante l'attività di esplorazione e foraggiamento.

È stato, inoltre, possibile stilare una check-list delle specie di formiche campionate nelle due valli piemontesi del PNGP (**Tab 3.4**). In totale, sono state censite **30 specie**, appartenenti a due sottofamiglie e 7 generi. Tali specie sono state globalmente osservate sulle bait, mentre solo 23 specie sono state riscontrate nelle pitfall.

1. <i>Camponotus ligniperda</i> (Latreille, 1802) (*)	16. <i>Lasius platythorax</i> Seifert, 1991 (*)
2. <i>Formica cinereofusca</i> Karavaiev, 1929 (*)	17. <i>Lasius psammophilus</i> Seifert, 1992 (*)
3. <i>Formica cunicularia</i> Latreille, 1798 (*)	18. <i>Myrmica lobicornis</i> Nylander, 1846 (*)
4. <i>Formica fusca</i> Linnaeus, 1758 (*)	19. <i>Myrmica obscura</i> Finzi, 1926 (*)
5. <i>Formica fuscocinerea</i> Forel, 1874	20. <i>Myrmica rubra</i> (Linnaeus, 1758) (*)
6. <i>Formica lemani</i> Bondroit, 1917	21. <i>Myrmica ruginodis</i> Nylander, 1846 (*)
7. <i>Formica lugubris</i> Zetterstedt, 1838 (*)	22. <i>Myrmica sabuleti</i> Meinert, 1861 (*)
8. <i>Formica paralugubris</i> Seifert, 1996 (*)	23. <i>Myrmica schencki</i> Viereck, 1903 (*)
9. <i>Formica pratensis</i> Retzius, 1783	24. <i>Myrmica sulcinodis</i> Nylander, 1846 (*)
10. <i>Formica rufa</i> Linnaeus, 1761 (*)	25. <i>Stenammas debile</i> (Förster, 1850) (*)
11. <i>Formica rufibarbis</i> Fabricius, 1793 (*)	26. <i>Temnothorax albipennis</i> (Curtis, 1854)
12. <i>Formica sanguinea</i> Latreille, 1798 (*)	27. <i>Temnothorax nigriceps</i> (Mayr, 1855)
13. <i>Lasius emarginatus</i> (Olivier, 1792) (*)	28. <i>Temnothorax tuberum</i> (Fabricius, 1775)
14. <i>Lasius fuliginosus</i> (Latreille, 1798) (*)	29. <i>Tetramorium caespitum</i> s.l. (Linnaeus, 1758) (*)
15. <i>Lasius niger</i> (Linnaeus, 1758)	30. <i>Tetramorium impurum</i> (Förster, 1850) (*)

Tab 3.4 Check-list delle specie di formiche raccolte nelle valli piemontesi del Parco nel corso di questo studio (2011-2012). Le colorazioni indicano l'appartenenza alla sottofamiglia: Formicinae (in arancio), Myrmicinae (in giallo). (*) indica le specie presenti anche nelle pitfall. s.l. = sensu lato.

3.4.1 Dominanza numerica

I dati ottenuti con il **pitfall trapping** hanno permesso di registrare le abbondanze di ciascuna specie presente nell'intera area di studio e a livello dei singoli range altitudinali.

Nell'analisi sono stati considerati solo gli individui appartenenti alla casta operaia. I sessuati ne sono stati esclusi date le loro peculiari caratteristiche: essi sono alati, perciò spesso le correnti d'aria li trasportano a distanze ed altitudini considerevoli rispetto alla colonia di origine. Pertanto la loro presenza in un plot non è indicativa della effettiva distribuzione delle specie nelle aree considerate.

Inoltre, i dati relativi ai campionamenti nelle due valli sono stati accorpati per incrementare il numero di osservazioni lungo il gradiente altitudinale (**Fig 3.11**).

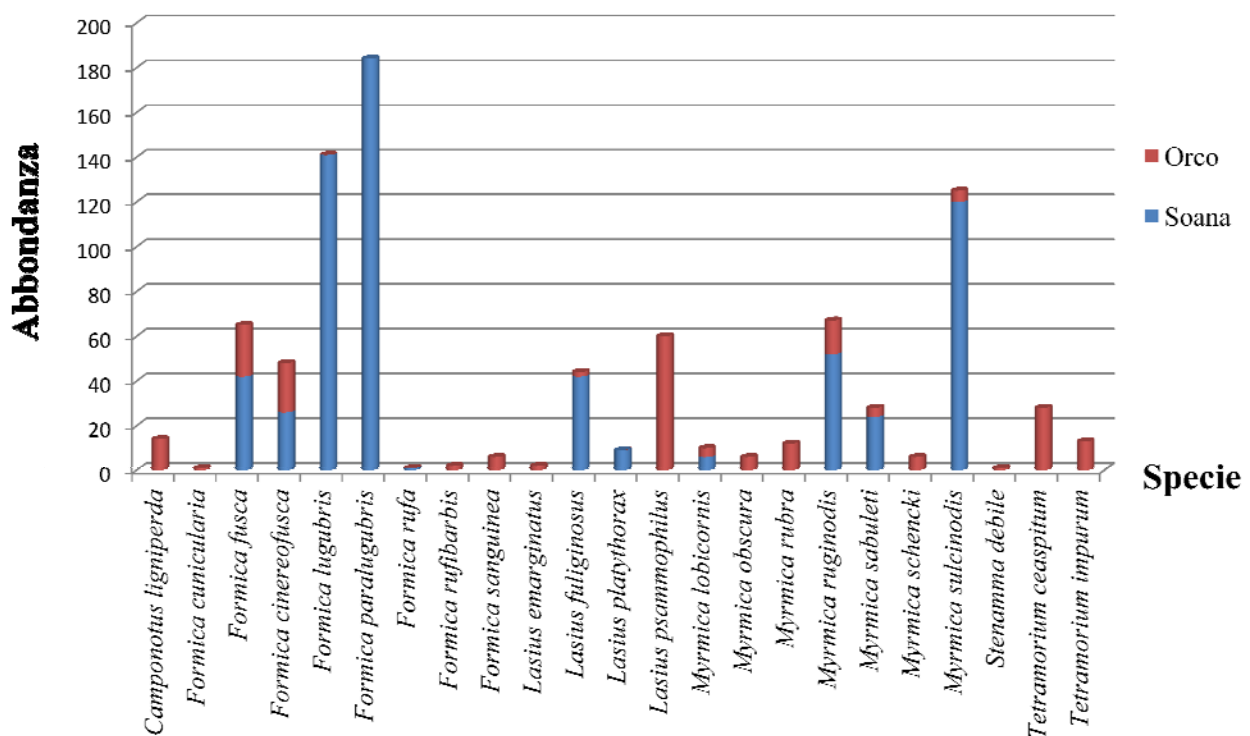


Fig 3.11 Abbondanze specifiche stimate mediante pitfall trapping. Per ciascuna specie, è evidenziata la proporzione di individui provenienti dalla Valle Soana (in blu) e dalla Valle Orco (in rosso).

Le **specie** risultate globalmente **più abbondanti** sono: *Formica paralugubris* (21,1%), *Formica lugubris* (16,2%), *Myrmica sulcinodis* (14,3 %), *Myrmica ruginodis* (7,7%), *Formica fusca* (7,4%), *Lasius psammophilus* (6,9%), *Formica cinereofusca* (5,5%), *Lasius fuliginosus* (5,0%), *Tetramorium caespitum* e *Myrmica sabuleti* (3,2%) (**Fig 3.12**).

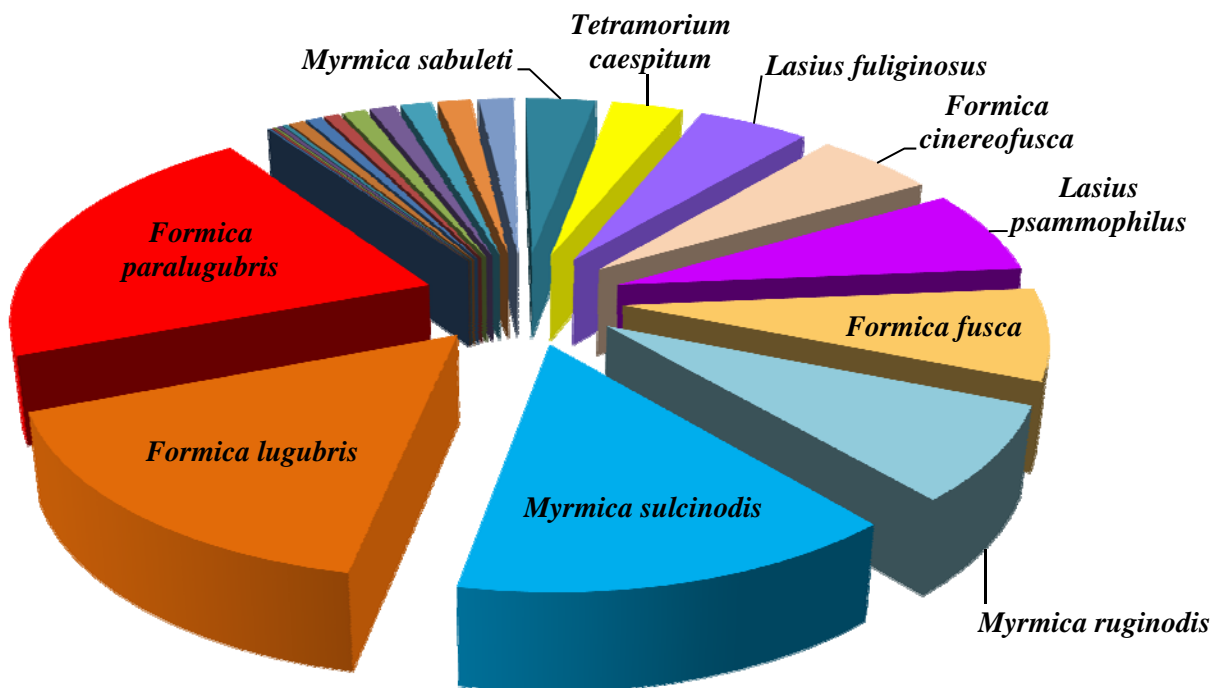


Fig 3.12 Abbondanze delle specie campionate mediante pitfall trapping nell'intera area di studio. Per maggiore chiarezza, sono indicati solo i nomi delle specie più abbondanti.

Per confrontare tra loro le abbondanze specifiche e verificare se esistono specie dominanti da un punto di vista numerico nell'area studiata, è stata condotta un'analisi della varianza a un criterio di classificazione (**ANOVA univariata**) mediante l'impiego del software IBM SPSS 20.0. Il test non ha evidenziato differenze significative nelle abbondanze delle specie campionate (**Tab 3.5**): **non vi sono specie numericamente dominanti** considerando globalmente i transetti altitudinali di entrambe le valli oggetto di studio. Sommando i dati relativi a *F. lugubris* e *F. paralugubris*, specie in assoluto più abbondanti ed appartenenti al gruppo *F. rufa*, e ripetendo l'analisi è emersa, invece, una **significatività** ($F_{(21,154)} = 1,628$; $p = 0,049^*$). Il test post hoc di Bonferroni per i confronti multipli (**Tab 3.6**) ha evidenziato che l'abbondanza del gruppo *F. lugubris* + *F. paralugubris* si differenzia significativamente da quelle di tutte le specie presenti, ad eccezione di *F. cinereofusca*, *F. fusca*, *L. fuliginosus*, *L. psammophilus*, *M. ruginodis*, *M. sabuleti*, *M. sulcinodis* e *T. caespitum*, ovvero delle specie più abbondanti nell'area di studio, come mostrato in **Fig 3.12**.

Descrittivi

Abbondanza

Specie	N	Media	Deviazione std.	Errore std.	Intervallo di confidenza 95% per la media		Minimo	Massimo
					Limite inferiore	Limite superiore		
1	8	1,75	2,964	1,048	- ,73	4,23	0	7
2	8	,13	,354	,125	- ,17	,42	0	1
3	8	8,13	10,508	3,715	- ,66	16,91	0	29
4	8	6,00	10,556	3,732	-2,83	14,83	0	25
5	8	17,63	33,466	11,832	-10,35	45,60	0	95
6	8	23,00	43,214	15,278	-13,13	59,13	0	124
7	8	,13	,354	,125	- ,17	,42	0	1
8	8	,25	,707	,250	- ,34	,84	0	2
9	8	,75	1,165	,412	- ,22	1,72	0	3
10	8	,25	,463	,164	- ,14	,64	0	1
11	8	5,50	9,592	3,391	-2,52	13,52	0	28
12	8	1,13	2,232	,789	- ,74	2,99	0	6
13	8	7,50	18,501	6,541	-7,97	22,97	0	53
14	8	1,25	1,035	,366	,38	2,12	0	3
15	8	,75	1,753	,620	- ,72	2,22	0	5
16	8	1,50	3,505	1,239	-1,43	4,43	0	10
17	8	8,38	11,550	4,084	-1,28	18,03	0	35
18	8	3,50	5,657	2,000	-1,23	8,23	0	16
19	8	,75	2,121	,750	-1,02	2,52	0	6
20	8	15,63	42,186	14,915	-19,64	50,89	0	120
21	8	,13	,354	,125	- ,17	,42	0	1
22	8	3,50	8,718	3,082	-3,79	10,79	0	25
23	8	1,63	2,446	,865	- ,42	3,67	0	6
Totale	184	4,74	16,000	1,180	2,42	7,07	0	124

ANOVA univariata

Abbondanza

	Somma dei quadrati	df	Media dei quadrati	F	Sig.
Fra gruppi	6894,620	22	313,392	1,263	,204
Entro gruppi	39954,375	161	248,164		
Totale	46848,995	183			

Tab 3.5 ANOVA univariata che confronta le abbondanze specifiche nell'intera area di studio. In alto, la tabella riporta i parametri descrittivi dell'analisi. In basso, sono riportati i risultati del test e il valore di significatività.

Confronti multipli per l'intera area di studio

Variabile dipendente: Abbondanza

Bonferroni

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
Camponotus ligniperda	<i>Formica cunicularia</i>	1,625	9,823	1,000	-35,59	38,84
	<i>Formica fusca</i>	-6,375	9,823	1,000	-43,59	30,84
	<i>Formica cinereofusca</i>	-4,250	9,823	1,000	-41,47	32,97
	<i>Formica lugubris + paralugubris</i>	-38,875*	9,823	0,027	-76,09	-1,66
	<i>Formica rufa</i>	1,625	9,823	1,000	-35,59	38,84
	<i>Formica rufibarbis</i>	1,500	9,823	1,000	-35,72	38,72
	<i>Formica sanguinea</i>	1,000	9,823	1,000	-36,22	38,22
	<i>Lasius emarginatus</i>	1,500	9,823	1,000	-35,72	38,72
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-3,750	9,823	1,000	-40,97	33,47
	<i>Lasius platythorax</i>	0,625	9,823	1,000	-36,59	37,84
	<i>Lasius psammophilus</i>	-5,750	9,823	1,000	-42,97	31,47
	<i>Myrmica lobicornis</i>	0,500	9,823	1,000	-36,72	37,72
	<i>Myrmica obscura</i>	1,000	9,823	1,000	-36,22	38,22
	<i>Myrmica rubra</i>	0,250	9,823	1,000	-36,97	37,47
	<i>Myrmica ruginodis</i>	-6,625	9,823	1,000	-43,84	30,59
	<i>Myrmica sabuleti</i>	-1,750	9,823	1,000	-38,97	35,47
	<i>Myrmica schencki</i>	1,000	9,823	1,000	-36,22	38,22
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-13,875	9,823	1,000	-51,09	23,34
	<i>Stenamma debile</i>	1,625	9,823	1,000	-35,59	38,84
	<i>Tetramorium impurum</i>	-1,750	9,823	1,000	-38,97	35,47
<i>Tetramorium caespitum</i>	0,125	9,823	1,000	-37,09	37,34	
Formica cunicularia	<i>Camponotus ligniperda</i>	-1,625	9,823	1,000	-38,84	35,59
	<i>Formica fusca</i>	-8,000	9,823	1,000	-45,22	29,22
	<i>Formica cinereofusca</i>	-5,875	9,823	1,000	-43,09	31,34
	<i>Formica lugubris + paralugubris</i>	-40,500*	9,823	0,014	-77,72	-3,28
	<i>Formica rufa</i>	0,000	9,823	1,000	-37,22	37,22
	<i>Formica rufibarbis</i>	-0,125	9,823	1,000	-37,34	37,09
	<i>Formica sanguinea</i>	-0,625	9,823	1,000	-37,84	36,59
	<i>Lasius emarginatus</i>	-0,125	9,823	1,000	-37,34	37,09
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-5,375	9,823	1,000	-42,59	31,84
	<i>Lasius platythorax</i>	-1,000	9,823	1,000	-38,22	36,22
	<i>Lasius psammophilus</i>	-7,375	9,823	1,000	-44,59	29,84
	<i>Myrmica lobicornis</i>	-1,125	9,823	1,000	-38,34	36,09
	<i>Myrmica obscura</i>	-0,625	9,823	1,000	-37,84	36,59
	<i>Myrmica rubra</i>	-1,375	9,823	1,000	-38,59	35,84
	<i>Myrmica ruginodis</i>	-8,250	9,823	1,000	-45,47	28,97
<i>Myrmica sabuleti</i>	-3,375	9,823	1,000	-40,59	33,84	
<i>Myrmica schencki</i>	-0,625	9,823	1,000	-37,84	36,59	

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Formica cunicularia</i>	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-15,500	9,823	1,000	-52,72	21,72
	<i>Stenamma debile</i>	0,000	9,823	1,000	-37,22	37,22
	<i>Tetramorium impurum</i>	-3,375	9,823	1,000	-40,59	33,84
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-1,500	9,823	1,000	-38,72	35,72
<i>Formica fusca</i>	<i>Camponotus ligniperda</i>	6,375	9,823	1,000	-30,84	43,59
	<i>Formica cunicularia</i>	8,000	9,823	1,000	-29,22	45,22
	<i>Formica cinereofusca</i>	2,125	9,823	1,000	-35,09	39,34
	<i>Formica lugubris + paralugubris</i>	-32,500	9,823	0,270	-69,72	4,72
	<i>Formica rufa</i>	8,000	9,823	1,000	-29,22	45,22
	<i>Formica rufibarbis</i>	7,875	9,823	1,000	-29,34	45,09
	<i>Formica sanguinea</i>	7,375	9,823	1,000	-29,84	44,59
	<i>Lasius emarginatus</i>	7,875	9,823	1,000	-29,34	45,09
	<i>Lasius fuliginosus</i>	2,625	9,823	1,000	-34,59	39,84
	<i>Lasius platythorax</i>	7,000	9,823	1,000	-30,22	44,22
	<i>Lasius psammophilus</i>	0,625	9,823	1,000	-36,59	37,84
	<i>Myrmica lobicornis</i>	6,875	9,823	1,000	-30,34	44,09
	<i>Myrmica obscura</i>	7,375	9,823	1,000	-29,84	44,59
	<i>Myrmica rubra</i>	6,625	9,823	1,000	-30,59	43,84
	<i>Myrmica ruginodis</i>	-0,250	9,823	1,000	-37,47	36,97
	<i>Myrmica sabuleti</i>	4,625	9,823	1,000	-32,59	41,84
	<i>Myrmica schencki</i>	7,375	9,823	1,000	-29,84	44,59
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-7,500	9,823	1,000	-44,72	29,72
	<i>Stenamma debile</i>	8,000	9,823	1,000	-29,22	45,22
	<i>Tetramorium impurum</i>	4,625	9,823	1,000	-32,59	41,84
<i>Tetramorium caespitum</i>	6,500	9,823	1,000	-30,72	43,72	
<i>Formica cinereofusca</i>	<i>Camponotus ligniperda</i>	4,250	9,823	1,000	-32,97	41,47
	<i>Formica cunicularia</i>	5,875	9,823	1,000	-31,34	43,09
	<i>Formica fusca</i>	-2,125	9,823	1,000	-39,34	35,09
	<i>Formica lugubris + paralugubris</i>	-34,625	9,823	0,129	-71,84	2,59
	<i>Formica rufa</i>	5,875	9,823	1,000	-31,34	43,09
	<i>Formica rufibarbis</i>	5,750	9,823	1,000	-31,47	42,97
	<i>Formica sanguinea</i>	5,250	9,823	1,000	-31,97	42,47
	<i>Lasius emarginatus</i>	5,750	9,823	1,000	-31,47	42,97
	<i>Lasius fuliginosus</i>	0,500	9,823	1,000	-36,72	37,72
	<i>Lasius platythorax</i>	4,875	9,823	1,000	-32,34	42,09
	<i>Lasius psammophilus</i>	-1,500	9,823	1,000	-38,72	35,72
	<i>Myrmica lobicornis</i>	4,750	9,823	1,000	-32,47	41,97
	<i>Myrmica obscura</i>	5,250	9,823	1,000	-31,97	42,47
	<i>Myrmica rubra</i>	4,500	9,823	1,000	-32,72	41,72
<i>Myrmica ruginodis</i>	-2,375	9,823	1,000	-39,59	34,84	

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Formica cinereofusca</i>	<i>Myrmica sabuleti</i>	2,500	9,823	1,000	-34,72	39,72
	<i>Myrmica schencki</i>	5,250	9,823	1,000	-31,97	42,47
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-9,625	9,823	1,000	-46,84	27,59
	<i>Stenamma debile</i>	5,875	9,823	1,000	-31,34	43,09
	<i>Tetramorium impurum</i>	2,500	9,823	1,000	-34,72	39,72
	<i>Tetramorium caespitum</i>	4,375	9,823	1,000	-32,84	41,59
<i>Formica lugubris + paralugubris</i>	<i>Camponotus ligniperda</i>	38,875*	9,823	0,027	1,66	76,09
	<i>Formica cunicularia</i>	40,500*	9,823	0,014	3,28	77,72
	<i>Formica fusca</i>	32,500	9,823	0,270	-4,72	69,72
	<i>Formica cinereofusca</i>	34,625	9,823	0,129	-2,59	71,84
	<i>Formica rufa</i>	40,500*	9,823	0,014	3,28	77,72
	<i>Formica rufibarbis</i>	40,375*	9,823	0,015	3,16	77,59
	<i>Formica sanguinea</i>	39,875*	9,823	0,018	2,66	77,09
	<i>Lasius emarginatus</i>	40,375*	9,823	0,015	3,16	77,59
	<i>Lasius fuliginosus</i>	35,125	9,823	0,108	-2,09	72,34
	<i>Lasius platythorax</i>	39,500*	9,823	0,021	2,28	76,72
	<i>Lasius psammophilus</i>	33,125	9,823	0,218	-4,09	70,34
	<i>Myrmica lobicornis</i>	39,375*	9,823	0,022	2,16	76,59
	<i>Myrmica obscura</i>	39,875*	9,823	0,018	2,66	77,09
	<i>Myrmica rubra</i>	39,125*	9,823	0,024	1,91	76,34
	<i>Myrmica ruginodis</i>	32,250	9,823	0,293	-4,97	69,47
	<i>Myrmica sabuleti</i>	37,125	9,823	0,052	-0,09	74,34
	<i>Myrmica schencki</i>	39,875*	9,823	0,018	2,66	77,09
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	25,000	9,823	1,000	-12,22	62,22
	<i>Stenamma debile</i>	40,500*	9,823	0,014	3,28	77,72
	<i>Tetramorium impurum</i>	37,125	9,823	0,052	-0,09	74,34
<i>Tetramorium caespitum</i>	39,000*	9,823	0,025	1,78	76,22	
<i>Formica rufa</i>	<i>Camponotus ligniperda</i>	-1,625	9,823	1,000	-38,84	35,59
	<i>Formica cunicularia</i>	0,000	9,823	1,000	-37,22	37,22
	<i>Formica fusca</i>	-8,000	9,823	1,000	-45,22	29,22
	<i>Formica cinereofusca</i>	-5,875	9,823	1,000	-43,09	31,34
	<i>Formica lugubris + paralugubris</i>	-40,500*	9,823	0,014	-77,72	-3,28
	<i>Formica rufibarbis</i>	-0,125	9,823	1,000	-37,34	37,09
	<i>Formica sanguinea</i>	-0,625	9,823	1,000	-37,84	36,59
	<i>Lasius emarginatus</i>	-0,125	9,823	1,000	-37,34	37,09
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-5,375	9,823	1,000	-42,59	31,84
	<i>Lasius platythorax</i>	-1,000	9,823	1,000	-38,22	36,22
	<i>Lasius psammophilus</i>	-7,375	9,823	1,000	-44,59	29,84
	<i>Myrmica lobicornis</i>	-1,125	9,823	1,000	-38,34	36,09
	<i>Myrmica obscura</i>	-0,625	9,823	1,000	-37,84	36,59
	<i>Myrmica rubra</i>	-1,375	9,823	1,000	-38,59	35,84

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Formica rufa</i>	<i>Myrmica ruginodis</i>	-8,250	9,823	1,000	-45,47	28,97
	<i>Myrmica sabuleti</i>	-3,375	9,823	1,000	-40,59	33,84
	<i>Myrmica schencki</i>	-0,625	9,823	1,000	-37,84	36,59
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-15,500	9,823	1,000	-52,72	21,72
	<i>Stenamma debile</i>	0,000	9,823	1,000	-37,22	37,22
	<i>Tetramorium impurum</i>	-3,375	9,823	1,000	-40,59	33,84
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-1,500	9,823	1,000	-38,72	35,72
<i>Formica rufibarbis</i>	<i>Camponotus ligniperda</i>	-1,500	9,823	1,000	-38,72	35,72
	<i>Formica cunicularia</i>	0,125	9,823	1,000	-37,09	37,34
	<i>Formica fusca</i>	-7,875	9,823	1,000	-45,09	29,34
	<i>Formica cinereofusca</i>	-5,750	9,823	1,000	-42,97	31,47
	<i>Formica lugubris + paralugubris</i>	-40,375*	9,823	0,015	-77,59	-3,16
	<i>Formica rufa</i>	0,125	9,823	1,000	-37,09	37,34
	<i>Formica sanguinea</i>	-0,500	9,823	1,000	-37,72	36,72
	<i>Lasius emarginatus</i>	0,000	9,823	1,000	-37,22	37,22
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-5,250	9,823	1,000	-42,47	31,97
	<i>Lasius platythorax</i>	-0,875	9,823	1,000	-38,09	36,34
	<i>Lasius psammophilus</i>	-7,250	9,823	1,000	-44,47	29,97
	<i>Myrmica lobicornis</i>	-1,000	9,823	1,000	-38,22	36,22
	<i>Myrmica obscura</i>	-0,500	9,823	1,000	-37,72	36,72
	<i>Myrmica rubra</i>	-1,250	9,823	1,000	-38,47	35,97
	<i>Myrmica ruginodis</i>	-8,125	9,823	1,000	-45,34	29,09
	<i>Myrmica sabuleti</i>	-3,250	9,823	1,000	-40,47	33,97
	<i>Myrmica schencki</i>	-0,500	9,823	1,000	-37,72	36,72
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-15,375	9,823	1,000	-52,59	21,84
	<i>Stenamma debile</i>	0,125	9,823	1,000	-37,09	37,34
	<i>Tetramorium impurum</i>	-3,250	9,823	1,000	-40,47	33,97
<i>Tetramorium caespitum</i>	-1,375	9,823	1,000	-38,59	35,84	
<i>Formica sanguinea</i>	<i>Camponotus ligniperda</i>	-1,000	9,823	1,000	-38,22	36,22
	<i>Formica cunicularia</i>	0,625	9,823	1,000	-36,59	37,84
	<i>Formica fusca</i>	-7,375	9,823	1,000	-44,59	29,84
	<i>Formica cinereofusca</i>	-5,250	9,823	1,000	-42,47	31,97
	<i>Formica lugubris + paralugubris</i>	-39,875*	9,823	0,018	-77,09	-2,66
	<i>Formica rufa</i>	0,625	9,823	1,000	-36,59	37,84
	<i>Formica rufibarbis</i>	0,500	9,823	1,000	-36,72	37,72
	<i>Lasius emarginatus</i>	0,500	9,823	1,000	-36,72	37,72
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-4,750	9,823	1,000	-41,97	32,47
	<i>Lasius platythorax</i>	-0,375	9,823	1,000	-37,59	36,84
	<i>Lasius psammophilus</i>	-6,750	9,823	1,000	-43,97	30,47
	<i>Myrmica lobicornis</i>	-0,500	9,823	1,000	-37,72	36,72
	<i>Myrmica obscura</i>	0,000	9,823	1,000	-37,22	37,22

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Formica sanguinea</i>	<i>Myrmica rubra</i>	-0,750	9,823	1,000	-37,97	36,47
	<i>Myrmica ruginodis</i>	-7,625	9,823	1,000	-44,84	29,59
	<i>Myrmica sabuleti</i>	-2,750	9,823	1,000	-39,97	34,47
	<i>Myrmica schencki</i>	0,000	9,823	1,000	-37,22	37,22
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-14,875	9,823	1,000	-52,09	22,34
	<i>Stenamma debile</i>	0,625	9,823	1,000	-36,59	37,84
	<i>Tetramorium impurum</i>	-2,750	9,823	1,000	-39,97	34,47
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-0,875	9,823	1,000	-38,09	36,34
<i>Lasius emarginatus</i>	<i>Camponotus ligniperda</i>	-1,500	9,823	1,000	-38,72	35,72
	<i>Formica cunicularia</i>	0,125	9,823	1,000	-37,09	37,34
	<i>Formica fusca</i>	-7,875	9,823	1,000	-45,09	29,34
	<i>Formica cinereofusca</i>	-5,750	9,823	1,000	-42,97	31,47
	<i>Formica lugubris + paralugubris</i>	-40,375*	9,823	0,015	-77,59	-3,16
	<i>Formica rufa</i>	0,125	9,823	1,000	-37,09	37,34
	<i>Formica rufibarbis</i>	0,000	9,823	1,000	-37,22	37,22
	<i>Formica sanguinea</i>	-0,500	9,823	1,000	-37,72	36,72
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-5,250	9,823	1,000	-42,47	31,97
	<i>Lasius platythorax</i>	-0,875	9,823	1,000	-38,09	36,34
	<i>Lasius psammophilus</i>	-7,250	9,823	1,000	-44,47	29,97
	<i>Myrmica lobicornis</i>	-1,000	9,823	1,000	-38,22	36,22
	<i>Myrmica obscura</i>	-0,500	9,823	1,000	-37,72	36,72
	<i>Myrmica rubra</i>	-1,250	9,823	1,000	-38,47	35,97
	<i>Myrmica ruginodis</i>	-8,125	9,823	1,000	-45,34	29,09
	<i>Myrmica sabuleti</i>	-3,250	9,823	1,000	-40,47	33,97
	<i>Myrmica schencki</i>	-0,500	9,823	1,000	-37,72	36,72
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-15,375	9,823	1,000	-52,59	21,84
<i>Stenamma debile</i>	0,125	9,823	1,000	-37,09	37,34	
<i>Tetramorium impurum</i>	-3,250	9,823	1,000	-40,47	33,97	
<i>Tetramorium caespitum</i>	-1,375	9,823	1,000	-38,59	35,84	
<i>Lasius fuliginosus</i>	<i>Camponotus ligniperda</i>	3,750	9,823	1,000	-33,47	40,97
	<i>Formica cunicularia</i>	5,375	9,823	1,000	-31,84	42,59
	<i>Formica fusca</i>	-2,625	9,823	1,000	-39,84	34,59
	<i>Formica cinereofusca</i>	-0,500	9,823	1,000	-37,72	36,72
	<i>Formica lugubris + paralugubris</i>	-35,125	9,823	0,108	-72,34	2,09
	<i>Formica rufa</i>	5,375	9,823	1,000	-31,84	42,59
	<i>Formica rufibarbis</i>	5,250	9,823	1,000	-31,97	42,47
	<i>Formica sanguinea</i>	4,750	9,823	1,000	-32,47	41,97
	<i>Lasius emarginatus</i>	5,250	9,823	1,000	-31,97	42,47
	<i>Lasius platythorax</i>	4,375	9,823	1,000	-32,84	41,59
	<i>Lasius psammophilus</i>	-2,000	9,823	1,000	-39,22	35,22
	<i>Myrmica lobicornis</i>	4,250	9,823	1,000	-32,97	41,47

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Lasius fuliginosus</i>	<i>Myrmica obscura</i>	4,750	9,823	1,000	-32,47	41,97
	<i>Myrmica rubra</i>	4,000	9,823	1,000	-33,22	41,22
	<i>Myrmica ruginodis</i>	-2,875	9,823	1,000	-40,09	34,34
	<i>Myrmica sabuleti</i>	2,000	9,823	1,000	-35,22	39,22
	<i>Myrmica schencki</i>	4,750	9,823	1,000	-32,47	41,97
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-10,125	9,823	1,000	-47,34	27,09
	<i>Stenamma debile</i>	5,375	9,823	1,000	-31,84	42,59
	<i>Tetramorium impurum</i>	2,000	9,823	1,000	-35,22	39,22
	<i>Tetramorium caespitum</i>	3,875	9,823	1,000	-33,34	41,09
<i>Lasius platythorax</i>	<i>Camponotus ligniperda</i>	-0,625	9,823	1,000	-37,84	36,59
	<i>Formica cunicularia</i>	1,000	9,823	1,000	-36,22	38,22
	<i>Formica fusca</i>	-7,000	9,823	1,000	-44,22	30,22
	<i>Formica cinereofusca</i>	-4,875	9,823	1,000	-42,09	32,34
	<i>Formica lugubris + paralugubris</i>	-39,500*	9,823	0,021	-76,72	-2,28
	<i>Formica rufa</i>	1,000	9,823	1,000	-36,22	38,22
	<i>Formica rufibarbis</i>	0,875	9,823	1,000	-36,34	38,09
	<i>Formica sanguinea</i>	0,375	9,823	1,000	-36,84	37,59
	<i>Lasius emarginatus</i>	0,875	9,823	1,000	-36,34	38,09
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-4,375	9,823	1,000	-41,59	32,84
	<i>Lasius psammophilus</i>	-6,375	9,823	1,000	-43,59	30,84
	<i>Myrmica lobicornis</i>	-0,125	9,823	1,000	-37,34	37,09
	<i>Myrmica obscura</i>	0,375	9,823	1,000	-36,84	37,59
	<i>Myrmica rubra</i>	-0,375	9,823	1,000	-37,59	36,84
	<i>Myrmica ruginodis</i>	-7,250	9,823	1,000	-44,47	29,97
	<i>Myrmica sabuleti</i>	-2,375	9,823	1,000	-39,59	34,84
	<i>Myrmica schencki</i>	0,375	9,823	1,000	-36,84	37,59
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-14,500	9,823	1,000	-51,72	22,72
	<i>Stenamma debile</i>	1,000	9,823	1,000	-36,22	38,22
<i>Tetramorium impurum</i>	-2,375	9,823	1,000	-39,59	34,84	
<i>Tetramorium caespitum</i>	-0,500	9,823	1,000	-37,72	36,72	
<i>Lasius psammophilus</i>	<i>Camponotus ligniperda</i>	5,750	9,823	1,000	-31,47	42,97
	<i>Formica cunicularia</i>	7,375	9,823	1,000	-29,84	44,59
	<i>Formica fusca</i>	-0,625	9,823	1,000	-37,84	36,59
	<i>Formica cinereofusca</i>	1,500	9,823	1,000	-35,72	38,72
	<i>Formica lugubris + paralugubris</i>	-33,125	9,823	0,218	-70,34	4,09
	<i>Formica rufa</i>	7,375	9,823	1,000	-29,84	44,59
	<i>Formica rufibarbis</i>	7,250	9,823	1,000	-29,97	44,47
	<i>Formica sanguinea</i>	6,750	9,823	1,000	-30,47	43,97
	<i>Lasius emarginatus</i>	7,250	9,823	1,000	-29,97	44,47
	<i>Lasius fuliginosus</i>	2,000	9,823	1,000	-35,22	39,22
	<i>Lasius platythorax</i>	6,375	9,823	1,000	-30,84	43,59

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Lasius psammophilus</i>	<i>Myrmica lobicornis</i>	6,250	9,823	1,000	-30,97	43,47
	<i>Myrmica obscura</i>	6,750	9,823	1,000	-30,47	43,97
	<i>Myrmica rubra</i>	6,000	9,823	1,000	-31,22	43,22
	<i>Myrmica ruginodis</i>	-0,875	9,823	1,000	-38,09	36,34
	<i>Myrmica sabuleti</i>	4,000	9,823	1,000	-33,22	41,22
	<i>Myrmica schencki</i>	6,750	9,823	1,000	-30,47	43,97
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-8,125	9,823	1,000	-45,34	29,09
	<i>Stenamma debile</i>	7,375	9,823	1,000	-29,84	44,59
	<i>Tetramorium impurum</i>	4,000	9,823	1,000	-33,22	41,22
	<i>Tetramorium caespitum</i>	5,875	9,823	1,000	-31,34	43,09
<i>Myrmica lobicornis</i>	<i>Camponotus ligniperda</i>	-0,500	9,823	1,000	-37,72	36,72
	<i>Formica cunicularia</i>	1,125	9,823	1,000	-36,09	38,34
	<i>Formica fusca</i>	-6,875	9,823	1,000	-44,09	30,34
	<i>Formica cinereofusca</i>	-4,750	9,823	1,000	-41,97	32,47
	<i>Formica lugubris + paralugubris</i>	-39,375*	9,823	0,022	-76,59	-2,16
	<i>Formica rufa</i>	1,125	9,823	1,000	-36,09	38,34
	<i>Formica rufibarbis</i>	1,000	9,823	1,000	-36,22	38,22
	<i>Formica sanguinea</i>	0,500	9,823	1,000	-36,72	37,72
	<i>Lasius emarginatus</i>	1,000	9,823	1,000	-36,22	38,22
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-4,250	9,823	1,000	-41,47	32,97
	<i>Lasius platythorax</i>	0,125	9,823	1,000	-37,09	37,34
	<i>Lasius psammophilus</i>	-6,250	9,823	1,000	-43,47	30,97
	<i>Myrmica obscura</i>	0,500	9,823	1,000	-36,72	37,72
	<i>Myrmica rubra</i>	-0,250	9,823	1,000	-37,47	36,97
	<i>Myrmica ruginodis</i>	-7,125	9,823	1,000	-44,34	30,09
	<i>Myrmica sabuleti</i>	-2,250	9,823	1,000	-39,47	34,97
	<i>Myrmica schencki</i>	0,500	9,823	1,000	-36,72	37,72
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-14,375	9,823	1,000	-51,59	22,84
	<i>Stenamma debile</i>	1,125	9,823	1,000	-36,09	38,34
	<i>Tetramorium impurum</i>	-2,250	9,823	1,000	-39,47	34,97
<i>Tetramorium caespitum</i>	-0,375	9,823	1,000	-37,59	36,84	
<i>Myrmica obscura</i>	<i>Camponotus ligniperda</i>	-1,000	9,823	1,000	-38,22	36,22
	<i>Formica cunicularia</i>	0,625	9,823	1,000	-36,59	37,84
	<i>Formica fusca</i>	-7,375	9,823	1,000	-44,59	29,84
	<i>Formica cinereofusca</i>	-5,250	9,823	1,000	-42,47	31,97
	<i>Formica lugubris + paralugubris</i>	-39,875*	9,823	0,018	-77,09	-2,66
	<i>Formica rufa</i>	0,625	9,823	1,000	-36,59	37,84
	<i>Formica rufibarbis</i>	0,500	9,823	1,000	-36,72	37,72
	<i>Formica sanguinea</i>	0,000	9,823	1,000	-37,22	37,22
	<i>Lasius emarginatus</i>	0,500	9,823	1,000	-36,72	37,72
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-4,750	9,823	1,000	-41,97	32,47

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Myrmica obscura</i>	<i>Lasius platythorax</i>	-0,375	9,823	1,000	-37,59	36,84
	<i>Lasius psammophilus</i>	-6,750	9,823	1,000	-43,97	30,47
	<i>Myrmica lobicornis</i>	-0,500	9,823	1,000	-37,72	36,72
	<i>Myrmica rubra</i>	-0,750	9,823	1,000	-37,97	36,47
	<i>Myrmica ruginodis</i>	-7,625	9,823	1,000	-44,84	29,59
	<i>Myrmica sabuleti</i>	-2,750	9,823	1,000	-39,97	34,47
	<i>Myrmica schencki</i>	0,000	9,823	1,000	-37,22	37,22
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-14,875	9,823	1,000	-52,09	22,34
	<i>Stenamma debile</i>	0,625	9,823	1,000	-36,59	37,84
	<i>Tetramorium impurum</i>	-2,750	9,823	1,000	-39,97	34,47
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-0,875	9,823	1,000	-38,09	36,34
<i>Myrmica rubra</i>	<i>Camponotus ligniperda</i>	-0,250	9,823	1,000	-37,47	36,97
	<i>Formica cunicularia</i>	1,375	9,823	1,000	-35,84	38,59
	<i>Formica fusca</i>	-6,625	9,823	1,000	-43,84	30,59
	<i>Formica cinereofusca</i>	-4,500	9,823	1,000	-41,72	32,72
	<i>Formica lugubris + paralugubris</i>	-39,125*	9,823	0,024	-76,34	-1,91
	<i>Formica rufa</i>	1,375	9,823	1,000	-35,84	38,59
	<i>Formica rufibarbis</i>	1,250	9,823	1,000	-35,97	38,47
	<i>Formica sanguinea</i>	0,750	9,823	1,000	-36,47	37,97
	<i>Lasius emarginatus</i>	1,250	9,823	1,000	-35,97	38,47
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-4,000	9,823	1,000	-41,22	33,22
	<i>Lasius platythorax</i>	0,375	9,823	1,000	-36,84	37,59
	<i>Lasius psammophilus</i>	-6,000	9,823	1,000	-43,22	31,22
	<i>Myrmica lobicornis</i>	0,250	9,823	1,000	-36,97	37,47
	<i>Myrmica obscura</i>	0,750	9,823	1,000	-36,47	37,97
	<i>Myrmica ruginodis</i>	-6,875	9,823	1,000	-44,09	30,34
	<i>Myrmica sabuleti</i>	-2,000	9,823	1,000	-39,22	35,22
	<i>Myrmica schencki</i>	0,750	9,823	1,000	-36,47	37,97
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-14,125	9,823	1,000	-51,34	23,09
	<i>Stenamma debile</i>	1,375	9,823	1,000	-35,84	38,59
	<i>Tetramorium impurum</i>	-2,000	9,823	1,000	-39,22	35,22
<i>Tetramorium caespitum</i>	-0,125	9,823	1,000	-37,34	37,09	
<i>Myrmica ruginodis</i>	<i>Camponotus ligniperda</i>	6,625	9,823	1,000	-30,59	43,84
	<i>Formica cunicularia</i>	8,250	9,823	1,000	-28,97	45,47
	<i>Formica fusca</i>	0,250	9,823	1,000	-36,97	37,47
	<i>Formica cinereofusca</i>	2,375	9,823	1,000	-34,84	39,59
	<i>Formica lugubris + paralugubris</i>	-32,250	9,823	0,293	-69,47	4,97
	<i>Formica rufa</i>	8,250	9,823	1,000	-28,97	45,47
	<i>Formica rufibarbis</i>	8,125	9,823	1,000	-29,09	45,34
	<i>Formica sanguinea</i>	7,625	9,823	1,000	-29,59	44,84
	<i>Lasius emarginatus</i>	8,125	9,823	1,000	-29,09	45,34

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Myrmica ruginodis</i>	<i>Lasius fuliginosus</i>	2,875	9,823	1,000	-34,34	40,09
	<i>Lasius platythorax</i>	7,250	9,823	1,000	-29,97	44,47
	<i>Lasius psammophilus</i>	0,875	9,823	1,000	-36,34	38,09
	<i>Myrmica lobicornis</i>	7,125	9,823	1,000	-30,09	44,34
	<i>Myrmica obscura</i>	7,625	9,823	1,000	-29,59	44,84
	<i>Myrmica rubra</i>	6,875	9,823	1,000	-30,34	44,09
	<i>Myrmica sabuleti</i>	4,875	9,823	1,000	-32,34	42,09
	<i>Myrmica schencki</i>	7,625	9,823	1,000	-29,59	44,84
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-7,250	9,823	1,000	-44,47	29,97
	<i>Stenamma debile</i>	8,250	9,823	1,000	-28,97	45,47
	<i>Tetramorium impurum</i>	4,875	9,823	1,000	-32,34	42,09
	<i>Tetramorium caespitum</i>	6,750	9,823	1,000	-30,47	43,97
<i>Myrmica sabuleti</i>	<i>Camponotus ligniperda</i>	1,750	9,823	1,000	-35,47	38,97
	<i>Formica cunicularia</i>	3,375	9,823	1,000	-33,84	40,59
	<i>Formica fusca</i>	-4,625	9,823	1,000	-41,84	32,59
	<i>Formica cinereofusca</i>	-2,500	9,823	1,000	-39,72	34,72
	<i>Formica lugubris + paralugubris</i>	-37,125	9,823	0,052	-74,34	0,09
	<i>Formica rufa</i>	3,375	9,823	1,000	-33,84	40,59
	<i>Formica rufibarbis</i>	3,250	9,823	1,000	-33,97	40,47
	<i>Formica sanguinea</i>	2,750	9,823	1,000	-34,47	39,97
	<i>Lasius emarginatus</i>	3,250	9,823	1,000	-33,97	40,47
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-2,000	9,823	1,000	-39,22	35,22
	<i>Lasius platythorax</i>	2,375	9,823	1,000	-34,84	39,59
	<i>Lasius psammophilus</i>	-4,000	9,823	1,000	-41,22	33,22
	<i>Myrmica lobicornis</i>	2,250	9,823	1,000	-34,97	39,47
	<i>Myrmica obscura</i>	2,750	9,823	1,000	-34,47	39,97
	<i>Myrmica rubra</i>	2,000	9,823	1,000	-35,22	39,22
	<i>Myrmica ruginodis</i>	-4,875	9,823	1,000	-42,09	32,34
	<i>Myrmica schencki</i>	2,750	9,823	1,000	-34,47	39,97
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-12,125	9,823	1,000	-49,34	25,09
	<i>Stenamma debile</i>	3,375	9,823	1,000	-33,84	40,59
	<i>Tetramorium impurum</i>	0,000	9,823	1,000	-37,22	37,22
<i>Tetramorium caespitum</i>	1,875	9,823	1,000	-35,34	39,09	
<i>Myrmica schencki</i>	<i>Camponotus ligniperda</i>	-1,000	9,823	1,000	-38,22	36,22
	<i>Formica cunicularia</i>	0,625	9,823	1,000	-36,59	37,84
	<i>Formica fusca</i>	-7,375	9,823	1,000	-44,59	29,84
	<i>Formica cinereofusca</i>	-5,250	9,823	1,000	-42,47	31,97
	<i>Formica lugubris + paralugubris</i>	-39,875*	9,823	0,018	-77,09	-2,66
	<i>Formica rufa</i>	0,625	9,823	1,000	-36,59	37,84
	<i>Formica rufibarbis</i>	0,500	9,823	1,000	-36,72	37,72
	<i>Formica sanguinea</i>	0,000	9,823	1,000	-37,22	37,22

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Myrmica schencki</i>	<i>Lasius emarginatus</i>	0,500	9,823	1,000	-36,72	37,72
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-4,750	9,823	1,000	-41,97	32,47
	<i>Lasius platythorax</i>	-0,375	9,823	1,000	-37,59	36,84
	<i>Lasius psammophilus</i>	-6,750	9,823	1,000	-43,97	30,47
	<i>Myrmica lobicornis</i>	-0,500	9,823	1,000	-37,72	36,72
	<i>Myrmica obscura</i>	0,000	9,823	1,000	-37,22	37,22
	<i>Myrmica rubra</i>	-0,750	9,823	1,000	-37,97	36,47
	<i>Myrmica ruginodis</i>	-7,625	9,823	1,000	-44,84	29,59
	<i>Myrmica sabuleti</i>	-2,750	9,823	1,000	-39,97	34,47
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-14,875	9,823	1,000	-52,09	22,34
	<i>Stenamma debile</i>	0,625	9,823	1,000	-36,59	37,84
	<i>Tetramorium impurum</i>	-2,750	9,823	1,000	-39,97	34,47
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-0,875	9,823	1,000	-38,09	36,34
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	<i>Camponotus ligniperda</i>	13,875	9,823	1,000	-23,34
<i>Formica cunicularia</i>		15,500	9,823	1,000	-21,72	52,72
<i>Formica fusca</i>		7,500	9,823	1,000	-29,72	44,72
<i>Formica cinereofusca</i>		9,625	9,823	1,000	-27,59	46,84
<i>Formica lugubris + paralugubris</i>		-25,000	9,823	1,000	-62,22	12,22
<i>Formica rufa</i>		15,500	9,823	1,000	-21,72	52,72
<i>Formica rufibarbis</i>		15,375	9,823	1,000	-21,84	52,59
<i>Formica sanguinea</i>		14,875	9,823	1,000	-22,34	52,09
<i>Lasius emarginatus</i>		15,375	9,823	1,000	-21,84	52,59
<i>Lasius fuliginosus</i>		10,125	9,823	1,000	-27,09	47,34
<i>Lasius platythorax</i>		14,500	9,823	1,000	-22,72	51,72
<i>Lasius psammophilus</i>		8,125	9,823	1,000	-29,09	45,34
<i>Myrmica lobicornis</i>		14,375	9,823	1,000	-22,84	51,59
<i>Myrmica obscura</i>		14,875	9,823	1,000	-22,34	52,09
<i>Myrmica rubra</i>		14,125	9,823	1,000	-23,09	51,34
<i>Myrmica ruginodis</i>		7,250	9,823	1,000	-29,97	44,47
<i>Myrmica sabuleti</i>		12,125	9,823	1,000	-25,09	49,34
<i>Myrmica schencki</i>		14,875	9,823	1,000	-22,34	52,09
<i>Stenamma debile</i>		15,500	9,823	1,000	-21,72	52,72
<i>Tetramorium impurum</i>		12,125	9,823	1,000	-25,09	49,34
<i>Tetramorium caespitum</i>	14,000	9,823	1,000	-23,22	51,22	
<i>Stenamma debile</i>	<i>Camponotus ligniperda</i>	-1,625	9,823	1,000	-38,84	35,59
	<i>Formica cunicularia</i>	0,000	9,823	1,000	-37,22	37,22
	<i>Formica fusca</i>	-8,000	9,823	1,000	-45,22	29,22
	<i>Formica cinereofusca</i>	-5,875	9,823	1,000	-43,09	31,34
	<i>Formica lugubris + paralugubris</i>	-40,500*	9,823	0,014	-77,72	-3,28
	<i>Formica rufa</i>	0,000	9,823	1,000	-37,22	37,22
	<i>Formica rufibarbis</i>	-0,125	9,823	1,000	-37,34	37,09

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Stenamma debile</i>	<i>Lasius fuliginosus</i>	-5,375	9,823	1,000	-42,59	31,84
	<i>Lasius platythorax</i>	-1,000	9,823	1,000	-38,22	36,22
	<i>Lasius psammophilus</i>	-7,375	9,823	1,000	-44,59	29,84
	<i>Myrmica lobicornis</i>	-1,125	9,823	1,000	-38,34	36,09
	<i>Myrmica obscura</i>	-0,625	9,823	1,000	-37,84	36,59
	<i>Myrmica rubra</i>	-1,375	9,823	1,000	-38,59	35,84
	<i>Myrmica ruginodis</i>	-8,250	9,823	1,000	-45,47	28,97
	<i>Myrmica sabuleti</i>	-3,375	9,823	1,000	-40,59	33,84
	<i>Myrmica schencki</i>	-0,625	9,823	1,000	-37,84	36,59
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-15,500	9,823	1,000	-52,72	21,72
	<i>Tetramorium impurum</i>	-3,375	9,823	1,000	-40,59	33,84
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-1,500	9,823	1,000	-38,72	35,72
<i>Tetramorium caespitum</i>	<i>Camponotus ligniperda</i>	1,750	9,823	1,000	-35,47	38,97
	<i>Formica cunicularia</i>	3,375	9,823	1,000	-33,84	40,59
	<i>Formica fusca</i>	-4,625	9,823	1,000	-41,84	32,59
	<i>Formica cinereofusca</i>	-2,500	9,823	1,000	-39,72	34,72
	<i>Formica lugubris + paralugubris</i>	-37,125	9,823	0,052	-74,34	0,09
	<i>Formica rufa</i>	3,375	9,823	1,000	-33,84	40,59
	<i>Formica rufibarbis</i>	3,250	9,823	1,000	-33,97	40,47
	<i>Formica sanguinea</i>	2,750	9,823	1,000	-34,47	39,97
	<i>Lasius emarginatus</i>	3,250	9,823	1,000	-33,97	40,47
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-2,000	9,823	1,000	-39,22	35,22
	<i>Lasius platythorax</i>	2,375	9,823	1,000	-34,84	39,59
	<i>Lasius psammophilus</i>	-4,000	9,823	1,000	-41,22	33,22
	<i>Myrmica lobicornis</i>	2,250	9,823	1,000	-34,97	39,47
	<i>Myrmica obscura</i>	2,750	9,823	1,000	-34,47	39,97
	<i>Myrmica rubra</i>	2,000	9,823	1,000	-35,22	39,22
	<i>Myrmica ruginodis</i>	-4,875	9,823	1,000	-42,09	32,34
	<i>Myrmica sabuleti</i>	0,000	9,823	1,000	-37,22	37,22
	<i>Myrmica schencki</i>	2,750	9,823	1,000	-34,47	39,97
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-12,125	9,823	1,000	-49,34	25,09
	<i>Stenamma debile</i>	3,375	9,823	1,000	-33,84	40,59
<i>Tetramorium impurum</i>	1,875	9,823	1,000	-35,34	39,09	
<i>Tetramorium impurum</i>	<i>Camponotus ligniperda</i>	-0,125	9,823	1,000	-37,34	37,09
	<i>Formica cunicularia</i>	1,500	9,823	1,000	-35,72	38,72
	<i>Formica fusca</i>	-6,500	9,823	1,000	-43,72	30,72
	<i>Formica cinereofusca</i>	-4,375	9,823	1,000	-41,59	32,84
	<i>Formica lugubris + paralugubris</i>	-39,000*	9,823	0,025	-76,22	-1,78
	<i>Formica rufa</i>	1,500	9,823	1,000	-35,72	38,72
	<i>Formica rufibarbis</i>	1,375	9,823	1,000	-35,84	38,59
	<i>Formica sanguinea</i>	0,875	9,823	1,000	-36,34	38,09

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Tetramorium impurum</i>	<i>Lasius emarginatus</i>	1,375	9,823	1,000	-35,84	38,59
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-3,875	9,823	1,000	-41,09	33,34
	<i>Lasius platythorax</i>	0,500	9,823	1,000	-36,72	37,72
	<i>Lasius psammophilus</i>	-5,875	9,823	1,000	-43,09	31,34
	<i>Myrmica lobicornis</i>	0,375	9,823	1,000	-36,84	37,59
	<i>Myrmica obscura</i>	0,875	9,823	1,000	-36,34	38,09
	<i>Myrmica rubra</i>	0,125	9,823	1,000	-37,09	37,34
	<i>Myrmica ruginodis</i>	-6,750	9,823	1,000	-43,97	30,47
	<i>Myrmica sabuleti</i>	-1,875	9,823	1,000	-39,09	35,34
	<i>Myrmica schencki</i>	0,875	9,823	1,000	-36,34	38,09
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-14,000	9,823	1,000	-51,22	23,22
	<i>Stenamma debile</i>	1,500	9,823	1,000	-35,72	38,72
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-1,875	9,823	1,000	-39,09	35,34

*. La differenza media è significativa al livello 0.05

Tab 3.6 Confronti multipli di Bonferroni tra le abbondanze medie di ciascuna specie nell'intera area di studio. In arancio, sono evidenziate le differenze significative.

3.4.2 Dominanza comportamentale

Parallelamente all'analisi della dominanza numerica, la valutazione della componente comportamentale della dominanza è essenziale per definire come si struttura la comunità di formicidi in un determinato ambiente per effetto della competizione.

I dati raccolti con le trappole alimentari hanno permesso il calcolo di **tre indici comportamentali** (SANTINI et al. 2007) per ogni specie campionata, definiti di seguito e in **Tab 3.7**:

➤ **Indice di Abilità di Scoperta (DAI = Discovery Ability Index)**

è il rapporto tra il numero di bait scoperte dalla specie *i* e il numero di bait visitate dalla medesima specie. Una trappola si intende scoperta da una specie quando quest'ultima visita la bait per prima nel corso delle due ore di osservazione;

➤ **Indice di Monopolizzazione (MI = Monopolisation Index)**

è il rapporto tra il numero di bait monopolizzate dalla specie *i* e il numero di bait visitate dalla medesima specie. Una trappola si intende monopolizzata da una specie quando, al termine del periodo di osservazione

- 1) la specie che monopolizza è l'unica presente e si contano almeno 3 individui,
- 2) sono presenti due specie, ma quella che monopolizza è presente con almeno 3 individui mentre l'altra con meno di 3;

➤ **Indice di Dominanza Comportamentale (BDI = Behavioural Dominance Index)**

è il rapporto tra il numero di interazioni in cui la specie *i* risulta dominante e il numero di interazioni totali in cui la medesima specie è coinvolta. In questo caso, una specie si intende dominante quando attacca le specie competitori e le espelle dalla trappola oppure quando viene evitata da esse.

INDICE	FORMULA
<p>DAI Discovery Ability Index</p>	<p>N bait scoperte / N bait visitate</p>
<p>MI Monopolisation Index</p>	<p>N bait monopolizzate / N bait visitate</p>
<p>BDI Behavioural Dominance Index</p>	<p>N interazioni dominanti / N interazioni totali</p>

Tab 3.7 Indici comportamentali impiegati nell'analisi della dominanza comportamentale e relative formule.

Per studiare le abilità specifiche in termini di competizione, è stata valutata la presenza di un dominance-discovery trade-off nella comunità in esame. A questo scopo, gli indici calcolati sono stati confrontati tra loro impiegando il **coefficiente di correlazione per ranghi di Kendall (*tau*)**. Allo stesso modo, le abbondanze specifiche (ottenute dai dati delle pitfall) sono state correlate con ciascuno degli indici comportamentali per verificare l'esistenza di una relazione tra dominanza

numerica e comportamentale entro la comunità. Le suddette analisi sono state condotte mediante l'utilizzo del software R 2.12.2 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2008).

I risultati hanno mostrato una **correlazione positiva significativa** tra **BDI e DAI** ($\tau = 0.31$, $p = 0.048^*$) e molto significativa tra **abbondanza e MI** ($\tau = 0.23$, $p = 0,001^{**}$). I test per i rimanenti confronti non hanno evidenziato correlazioni significative (**Fig 3.13**).

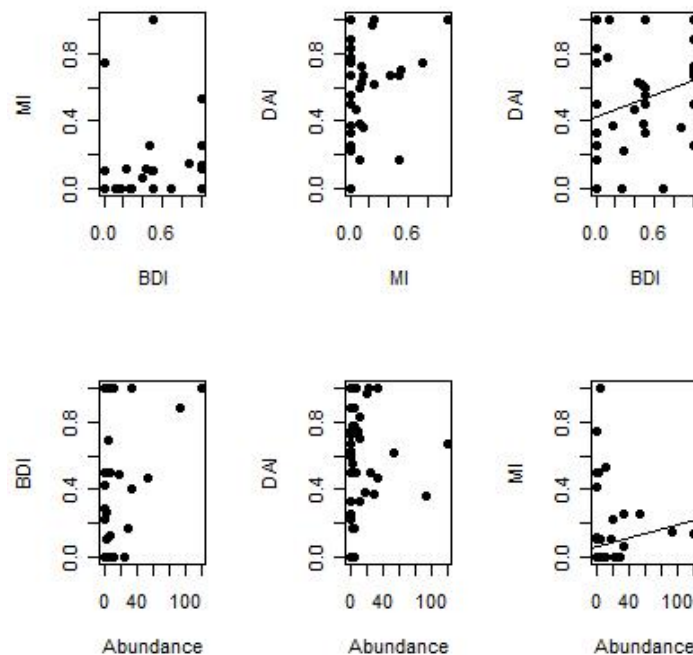


Fig 3.13 Correlazioni tra gli indici comportamentali (MI, BDI, DAI) e le abbondanze specifiche (Abundance). Nei casi in cui la correlazione è significativa (BDI-DAI e Abundance-MI), è mostrata la retta di regressione.

In **Fig 3.14a** è riportata la correlazione tra BDI e DAI. La tendenza positiva indica che, per quanto riguarda le specie in esame, all'aumentare dell'aggressività nel difendere la risorsa (BDI) aumenta anche l'abilità nello scoprire la risorsa (DAI). In particolare, le specie che mostrano i valori massimi per entrambi gli indici (BDI = 1 e DAI = 1) sono *F. lugubris* e *F. pratensis* (entrambe appartenenti al gruppo *Formica rufa*), oltre a *Lasius platythorax*. Nel secondo quadrante, si trovano, inoltre, *Camponotus ligniperda*, *Formica sanguinea* e *Myrmica sulcinodis* che hanno BDI = 1 e alti valori di DAI. Una situazione intermedia si presenta con *Tetramorium caespitum*, dominante negli scontri, ma meno abile nella scoperta della risorsa (BDI = 1; DAI = 0,5), mentre si riscontra la condizione inversa con *Lasius fuliginosus* (BDI = 0,5; DAI = 1).

La **Fig 3.14b** mostra la correlazione tra abbondanze specifiche e MI. Anche in questo caso, la tendenza è positiva: le specie più abbondanti risultano le più abili nel monopolizzare la risorsa. In particolare, *M. sulcinodis* e *F. lugubris* sono le più numerose e i loro valori di monopolizzazione rispettano il trend. Le specie *L. fuliginosus* e *Lasius emarginatus* rappresentano, invece, eccezioni alla tendenza generale: presenti nell'area con pochi individui, mostrano valori di MI molto elevati.

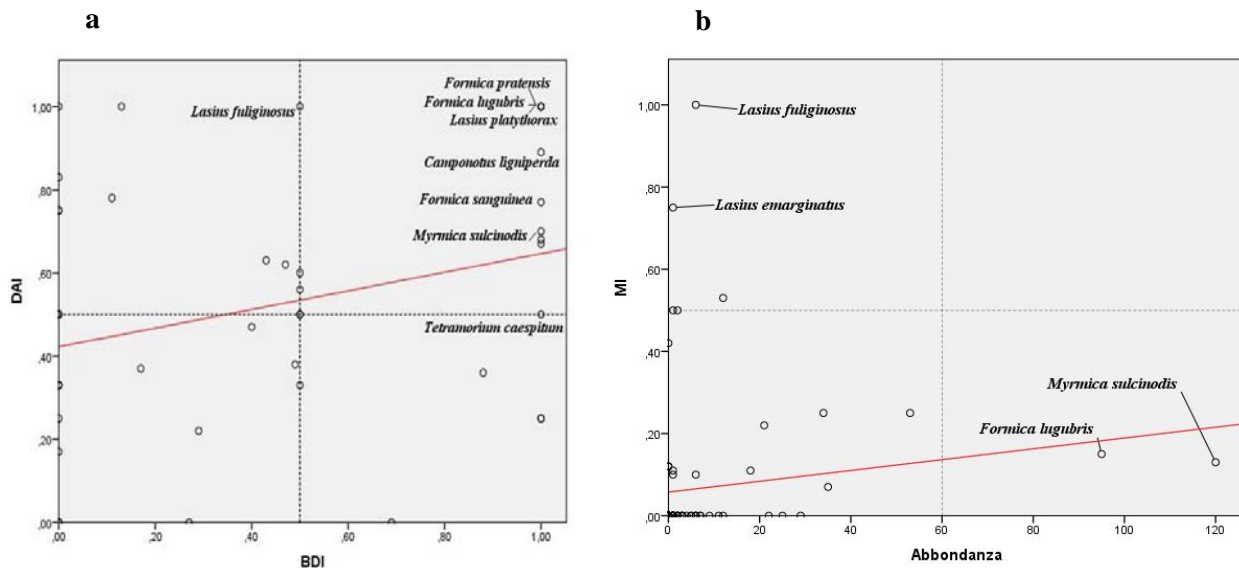


Fig 3.14 In **a** è mostrata la correlazione tra BDI e DAI: sono riportate le specie che hanno ottenuto i valori più elevati per entrambi gli indici comportamentali. In **b** è illustrata la correlazione tra abbondanze specifiche e MI: si veda il testo per i commenti sulle specie indicate.

3.4.3 Effetto del gradiente altitudinale sulla struttura di comunità

Al fine di valutare l'influenza dell'altitudine sulla struttura di comunità, sono state considerate le singole comunità dei range altitudinali interessati dalla raccolta dati.

Un primo livello di analisi ha previsto l'impiego di **indici di biodiversità** per descrivere e confrontare le comunità fra loro. Tali indici consentono di misurare la diversità biologica in modo più articolato rispetto alla semplice stima del numero di specie presente in un ambiente (ricchezza in specie), in quanto tengono conto anche delle abbondanze relative.

Anzitutto, è stato calcolato un valore dell'**indice di Shannon-Wiener** per ciascuna delle comunità in esame, secondo la formula

$$H = -\sum p_i \ln(p_i)$$

dove p_i rappresenta la proporzione di individui della specie i rispetto al numero totale di individui.

I valori di H così ottenuti hanno consentito il calcolo dell'**indice di equiripartizione di Shannon**, che consiste nel rapporto tra la diversità osservata e la massima diversità possibile:

$$E = \frac{H}{H_{\max}}$$

dove $H_{\max} = \ln S$ e S è la ricchezza in specie (SMITH & SMITH 2007).

Tale indice esprime quanto una comunità, a prescindere dal numero di specie che contiene, si avvicina al caso ideale della perfetta equiripartizione (tutte le specie rappresentate dallo stesso numero di individui). L'indice E può assumere valori compresi tra 0 e 1. Più il valore dell'indice si avvicina a 1, maggiori sono la ricchezza in specie e l'uniformità delle abbondanze specifiche, ovvero più omogenea è la comunità. Al contrario, più il valore dell'indice tende a 0, meno diversificata risulta la comunità, che sarà caratterizzata da poche specie numericamente dominanti. I valori assunti dall'indice E per le comunità dei diversi livelli altitudinali considerati sono mostrati in

Tab 3.8.

Plot	H	H _{max}	E = H / H _{max}
1200 m	2,24	2,77	0,81
1400 m	1,90	2,48	0,76
1600 m	1,93	2,94	0,66
2000 m	0,79	1,94	0,41

Tab 3.8 Per ogni livello altitudinale (plot) sono mostrati i valori di H , H_{\max} e dell'indice di equiripartizione di Shannon (E). Il valore maggiore di E è evidenziato in verde, mentre il valore minore in rosso.

I risultati mostrano un buon livello di equiripartizione ($E > 0,60$) nelle comunità delle altitudini inferiori (1200, 1400 e 1600 m): ciò indica che tali comunità sono piuttosto diversificate e omogenee. Tuttavia, si osserva una diminuzione nella tendenza all'equiripartizione procedendo dalle quote inferiori verso quelle superiori. Inoltre, la comunità relativa al plot dei 1200 m mostra il valore di E più elevato, mentre quella dei 2000 m il più basso. Di conseguenza, la prima risulta essere la comunità più diversificata tra quelle considerate; al contrario, la seconda risulta la meno equiripartita in specie.

Successivamente, è stato calcolato un valore dell'**indice di similarità di Sørensen** per ciascuna comunità, secondo la formula

$$I = \frac{2c}{a+b}$$

dove a = numero di specie nella comunità a, b = numero di specie nella comunità b, c = numero di specie comuni a entrambe le comunità (SMITH & SMITH 2007).

Tale indice permette di confrontare due comunità valutandone la somiglianza in termini di ricchezza in specie, in quanto si basa su dati di presenza/assenza delle specie stesse. Anche in questo caso, l'indice può assumere valori compresi tra 0 e 1: 0 indica che le comunità non hanno nessuna specie in comune, mentre 1 significa che le comunità sono costituite dalle stesse specie. I valori assunti dall'indice I per i confronti tra le comunità dei diversi livelli altitudinali sono mostrati in **Tab 3.9**.

I	1200 m	1400 m	1600 m	2000 m
1200 m		0,64	0,74	0,22
1400 m			0,32	0,16
1600 m				0,27
2000 m				

Tab 3.9 Per ogni coppia di comunità sono mostrati i valori dell'indice di similarità di Sørensen (I). In azzurro, sono evidenziati i valori più bassi assunti dall'indice.

I risultati mostrano che la comunità presente a 1200 m è più simile a quella presente a 1600 m e, in secondo luogo, a quella a 1400 m. Al contrario, la comunità del plot a 2000 m si diversifica da tutte le altre, ottenendo valori dell'indice I piuttosto bassi.

Poiché l'indice di Sørensen non tiene conto delle abbondanze relative delle specie, per valutarne il contributo è necessario utilizzare la **similarità percentuale (PS)**, che si ottiene dalla sommatoria delle percentuali più basse di ciascuna specie che le comunità hanno in comune (SMITH & SMITH 2007). In questo caso, PS varia tra 0 e 100: 0 significa che le comunità non hanno alcuna specie in comune, mentre 100 indica che le abbondanze relative delle specie nelle due comunità sono identiche. I valori di PS per i confronti tra le comunità dei diversi livelli altitudinali sono mostrati in **Tab 3.10**.

PS	1200 m	1400 m	1600 m	2000 m
1200 m		43,31	49,16	3,71
1400 m			75,06	3,97
1600 m				3,61
2000 m				

Tab 3.10 Per ogni coppia di comunità sono mostrati i valori di similarità percentuale (PS). In giallo, sono evidenziati i valori più bassi assunti dall'indice.

I risultati mostrano che le due comunità più simili sono quelle dei plot a 1400 m e a 1600 m. La comunità dei 1200 m è piuttosto simile a quella dei 1600 m e, secondariamente, a quella dei 1400 m. Ancora una volta, la comunità dei 2000 m si distingue dalle altre avendo valori estremamente bassi di PS.

I descrittori utilizzati offrono un'analisi generale della struttura delle comunità in esame, ma non ne esauriscono le proprietà. Infatti, essi hanno il limite di non considerare l'identità delle singole specie che compongono una comunità e che sono in relazione tra loro e con i diversi fattori ambientali cui sono soggette. Per questo motivo è necessario approfondire lo studio delle comunità, attraverso l'analisi delle **dominanze numeriche**. La **Fig 3.15** mostra le abbondanze relative delle specie nelle comunità dei diversi range altitudinali.

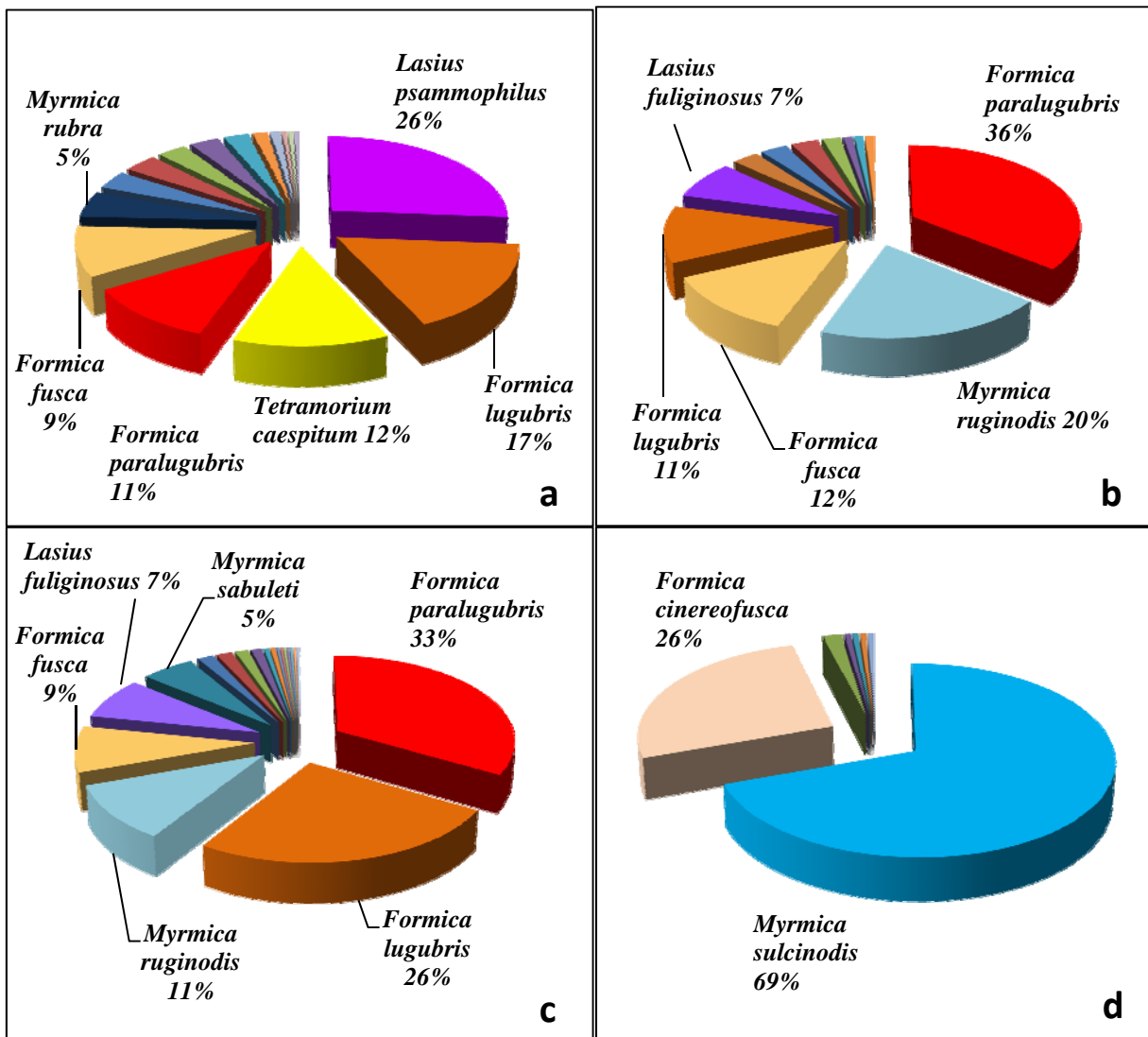


Fig 3.15 Abbondanze relative delle specie nella comunità dei 1200 m (a), 1400 m (b), 1600 m (c) e 2000 m (d). Per maggiore chiarezza, sono mostrati solo i nomi delle specie con abbondanza $\geq 5\%$.

Come visto in precedenza per l'intera area di studio, l'ANOVA **univariata** ha permesso di confrontare fra loro le abbondanze relative delle specie in ogni comunità. I risultati dell'analisi hanno evidenziato differenze altamente significative nella comunità dei **1400 m** ($F_{(11,60)} = 2,668$; $p = 0,007^{**}$) e dei **2000 m** ($F_{(6,35)} = 3,722$; $p = 0,006^{**}$), leggermente significative a 1200 m ($F_{(15,80)} = 1,814$; $p = 0,047^*$) e non significative a 1600 m ($F_{(18,95)} = 1,381$; $p = 0,159$). Conseguentemente, è stato svolto un test post hoc di Bonferroni per i confronti multipli nelle comunità dei 1200, 1400 e 2000 m. In questo caso, sono emerse differenze significative solo per le comunità dei 1400 e 2000 m, come mostrato in **Tab 3.11**.

a) Confronti multipli per comunità 1400 m

Variabile dipendente: Abbondanza

Bonferroni

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Formica fusca</i>	<i>Formica lugubris</i>	0,167	1,604	1,000	-5,53	5,86
	<i>Formica paralugubris</i>	-4,167	1,604	0,779	-9,86	1,53
	<i>Formica sanguinea</i>	1,667	1,604	1,000	-4,03	7,36
	<i>Lasius fuliginosus</i>	0,833	1,604	1,000	-4,86	6,53
	<i>Lasius platythorax</i>	1,667	1,604	1,000	-4,03	7,36
	<i>Myrmica rubra</i>	1,833	1,604	1,000	-3,86	7,53
	<i>Myrmica ruginodis</i>	-1,333	1,604	1,000	-7,03	4,36
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	1,667	1,604	1,000	-4,03	7,36
	<i>Stenamma debile</i>	2,000	1,604	1,000	-3,69	7,69
	<i>Tetramorium caespitum</i>	2,000	1,604	1,000	-3,69	7,69
	<i>Tetramorium impurum</i>	2,000	1,604	1,000	-3,69	7,69
<i>Formica lugubris</i>	<i>Formica fusca</i>	-0,167	1,604	1,000	-5,86	5,53
	<i>Formica paralugubris</i>	-4,333	1,604	0,592	-10,03	1,36
	<i>Formica sanguinea</i>	1,500	1,604	1,000	-4,19	7,19
	<i>Lasius fuliginosus</i>	0,667	1,604	1,000	-5,03	6,36
	<i>Lasius platythorax</i>	1,500	1,604	1,000	-4,19	7,19
	<i>Myrmica rubra</i>	1,667	1,604	1,000	-4,03	7,36
	<i>Myrmica ruginodis</i>	-1,500	1,604	1,000	-7,19	4,19
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	1,500	1,604	1,000	-4,19	7,19
	<i>Stenamma debile</i>	1,833	1,604	1,000	-3,86	7,53
	<i>Tetramorium caespitum</i>	1,833	1,604	1,000	-3,86	7,53
	<i>Tetramorium impurum</i>	1,833	1,604	1,000	-3,86	7,53
<i>Formica paralugubris</i>	<i>Formica fusca</i>	4,167	1,604	0,779	-1,53	9,86
	<i>Formica lugubris</i>	4,333	1,604	0,592	-1,36	10,03
	<i>Formica sanguinea</i>	5,833*	1,604	0,038	0,14	11,53
	<i>Lasius fuliginosus</i>	5,000	1,604	0,185	-0,69	10,69
	<i>Lasius platythorax</i>	5,833*	1,604	0,038	0,14	11,53
	<i>Myrmica rubra</i>	6,000*	1,604	0,027	0,31	11,69
	<i>Myrmica ruginodis</i>	2,833	1,604	1,000	-2,86	8,53
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	5,833*	1,604	0,038	0,14	11,53
	<i>Stenamma debile</i>	6,167*	1,604	0,019	0,47	11,86
	<i>Tetramorium caespitum</i>	6,167*	1,604	0,019	0,47	11,86
	<i>Tetramorium impurum</i>	6,167*	1,604	0,019	0,47	11,86
<i>Formica sanguinea</i>	<i>Formica fusca</i>	-1,667	1,604	1,000	-7,36	4,03
	<i>Formica lugubris</i>	-1,500	1,604	1,000	-7,19	4,19
	<i>Formica paralugubris</i>	-5,833*	1,604	0,038	-11,53	-0,14
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-0,833	1,604	1,000	-6,53	4,86
	<i>Lasius platythorax</i>	0,000	1,604	1,000	-5,69	5,69
	<i>Myrmica rubra</i>	0,167	1,604	1,000	-5,53	5,86
	<i>Myrmica ruginodis</i>	-3,000	1,604	1,000	-8,69	2,69
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	0,000	1,604	1,000	-5,69	5,69

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Formica sanguinea</i>	<i>Stenamma debile</i>	0,333	1,604	1,000	-5,36	6,03
	<i>Tetramorium caespitum</i>	0,333	1,604	1,000	-5,36	6,03
	<i>Tetramorium impurum</i>	0,333	1,604	1,000	-5,36	6,03
<i>Lasius fuliginosus</i>	<i>Formica fusca</i>	-0,833	1,604	1,000	-6,53	4,86
	<i>Formica lugubris</i>	-0,667	1,604	1,000	-6,36	5,03
	<i>Formica paralugubris</i>	-5,000	1,604	0,185	-10,69	0,69
	<i>Formica sanguinea</i>	0,833	1,604	1,000	-4,86	6,53
	<i>Lasius platythorax</i>	0,833	1,604	1,000	-4,86	6,53
	<i>Myrmica rubra</i>	1,000	1,604	1,000	-4,69	6,69
	<i>Myrmica ruginodis</i>	-2,167	1,604	1,000	-7,86	3,53
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	0,833	1,604	1,000	-4,86	6,53
	<i>Stenamma debile</i>	1,167	1,604	1,000	-4,53	6,86
	<i>Tetramorium caespitum</i>	1,167	1,604	1,000	-4,53	6,86
<i>Tetramorium impurum</i>	1,167	1,604	1,000	-4,53	6,86	
<i>Lasius platythorax</i>	<i>Formica fusca</i>	-1,667	1,604	1,000	-7,36	4,03
	<i>Formica lugubris</i>	-1,500	1,604	1,000	-7,19	4,19
	<i>Formica paralugubris</i>	-5,833*	1,604	0,038	-11,53	-0,14
	<i>Formica sanguinea</i>	0,000	1,604	1,000	-5,69	5,69
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-0,833	1,604	1,000	-6,53	4,86
	<i>Myrmica rubra</i>	0,167	1,604	1,000	-5,53	5,86
	<i>Myrmica ruginodis</i>	-3,000	1,604	1,000	-8,69	2,69
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	0,000	1,604	1,000	-5,69	5,69
	<i>Stenamma debile</i>	0,333	1,604	1,000	-5,36	6,03
	<i>Tetramorium caespitum</i>	0,333	1,604	1,000	-5,36	6,03
	<i>Tetramorium impurum</i>	0,333	1,604	1,000	-5,36	6,03
<i>Myrmica rubra</i>	<i>Formica fusca</i>	-1,833	1,604	1,000	-7,53	3,86
	<i>Formica lugubris</i>	-1,667	1,604	1,000	-7,36	4,03
	<i>Formica paralugubris</i>	-6,000*	1,604	0,027	-11,69	-0,31
	<i>Formica sanguinea</i>	-0,167	1,604	1,000	-5,86	5,53
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-1,000	1,604	1,000	-6,69	4,69
	<i>Lasius platythorax</i>	-0,167	1,604	1,000	-5,86	5,53
	<i>Myrmica ruginodis</i>	-3,167	1,604	1,000	-8,86	2,53
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-0,167	1,604	1,000	-5,86	5,53
	<i>Stenamma debile</i>	0,167	1,604	1,000	-5,53	5,86
	<i>Tetramorium caespitum</i>	0,167	1,604	1,000	-5,53	5,86
<i>Tetramorium impurum</i>	0,167	1,604	1,000	-5,53	5,86	
<i>Myrmica ruginodis</i>	<i>Formica fusca</i>	1,333	1,604	1,000	-4,36	7,03
	<i>Formica lugubris</i>	1,500	1,604	1,000	-4,19	7,19
	<i>Formica paralugubris</i>	-2,833	1,604	1,000	-8,53	2,86
	<i>Formica sanguinea</i>	3,000	1,604	1,000	-2,69	8,69
	<i>Lasius fuliginosus</i>	2,167	1,604	1,000	-3,53	7,86
	<i>Lasius platythorax</i>	3,000	1,604	1,000	-2,69	8,69
	<i>Myrmica rubra</i>	3,167	1,604	1,000	-2,53	8,86

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Myrmica ruginodis</i>	<i>Myrmica sulcinodis</i>	3,000	1,604	1,000	-2,69	8,69
	<i>Stenamma debile</i>	3,333	1,604	1,000	-2,36	9,03
	<i>Tetramorium caespitum</i>	3,333	1,604	1,000	-2,36	9,03
	<i>Tetramorium impurum</i>	3,333	1,604	1,000	-2,36	9,03
<i>Myrmica sulcinodis</i>	<i>Formica fusca</i>	-1,667	1,604	1,000	-7,36	4,03
	<i>Formica lugubris</i>	-1,500	1,604	1,000	-7,19	4,19
	<i>Formica paralugubris</i>	-5,833*	1,604	0,038	-11,53	-0,14
	<i>Formica sanguinea</i>	0,000	1,604	1,000	-5,69	5,69
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-0,833	1,604	1,000	-6,53	4,86
	<i>Lasius platythorax</i>	0,000	1,604	1,000	-5,69	5,69
	<i>Myrmica rubra</i>	0,167	1,604	1,000	-5,53	5,86
	<i>Myrmica ruginodis</i>	-3,000	1,604	1,000	-8,69	2,69
	<i>Stenamma debile</i>	0,333	1,604	1,000	-5,36	6,03
	<i>Tetramorium caespitum</i>	0,333	1,604	1,000	-5,36	6,03
<i>Tetramorium impurum</i>	0,333	1,604	1,000	-5,36	6,03	
<i>Stenamma debile</i>	<i>Formica fusca</i>	-2,000	1,604	1,000	-7,69	3,69
	<i>Formica lugubris</i>	-1,833	1,604	1,000	-7,53	3,86
	<i>Formica paralugubris</i>	-6,167*	1,604	0,019	-11,86	-0,47
	<i>Formica sanguinea</i>	-0,333	1,604	1,000	-6,03	5,36
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-1,167	1,604	1,000	-6,86	4,53
	<i>Lasius platythorax</i>	-0,333	1,604	1,000	-6,03	5,36
	<i>Myrmica rubra</i>	-0,167	1,604	1,000	-5,86	5,53
	<i>Myrmica ruginodis</i>	-3,333	1,604	1,000	-9,03	2,36
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-0,333	1,604	1,000	-6,03	5,36
	<i>Tetramorium caespitum</i>	0,000	1,604	1,000	-5,69	5,69
<i>Tetramorium impurum</i>	0,000	1,604	1,000	-5,69	5,69	
<i>Tetramorium caespitum</i>	<i>Formica fusca</i>	-2,000	1,604	1,000	-7,69	3,69
	<i>Formica lugubris</i>	-1,833	1,604	1,000	-7,53	3,86
	<i>Formica paralugubris</i>	-6,167*	1,604	0,019	-11,86	-0,47
	<i>Formica sanguinea</i>	-0,333	1,604	1,000	-6,03	5,36
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-1,167	1,604	1,000	-6,86	4,53
	<i>Lasius platythorax</i>	-0,333	1,604	1,000	-6,03	5,36
	<i>Myrmica rubra</i>	-0,167	1,604	1,000	-5,86	5,53
	<i>Myrmica ruginodis</i>	-3,333	1,604	1,000	-9,03	2,36
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-0,333	1,604	1,000	-6,03	5,36
	<i>Stenamma debile</i>	0,000	1,604	1,000	-5,69	5,69
<i>Tetramorium impurum</i>	0,000	1,604	1,000	-5,69	5,69	
<i>Tetramorium impurum</i>	<i>Formica fusca</i>	-2,000	1,604	1,000	-7,69	3,69
	<i>Formica lugubris</i>	-1,833	1,604	1,000	-7,53	3,86
	<i>Formica paralugubris</i>	-6,167*	1,604	0,019	-11,86	-0,47
	<i>Formica sanguinea</i>	-0,333	1,604	1,000	-6,03	5,36
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-1,167	1,604	1,000	-6,86	4,53
	<i>Lasius platythorax</i>	-0,333	1,604	1,000	-6,03	5,36
	<i>Myrmica rubra</i>	-0,167	1,604	1,000	-5,86	5,53

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Tetramorium impurum</i>	<i>Myrmica ruginodis</i>	-3,333	1,604	1,000	-9,03	2,36
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-0,333	1,604	1,000	-6,03	5,36
	<i>Stenamma debile</i>	0,000	1,604	1,000	-5,69	5,69
	<i>Tetramorium caespitum</i>	0,000	1,604	1,000	-5,69	5,69

*. La differenza media è significativa al livello 0.05

b) Confronti multipli per comunità 2000 m

Variabile dipendente: Abbondanza

Bonferroni

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Formica fusca</i>	<i>Formica cinereofusca</i>	-7,500	5,564	1,000	-25,73	10,73
	<i>Lasius emarginatus</i>	0,000	5,564	1,000	-18,23	18,23
	<i>Lasius psammophilus</i>	0,000	5,564	1,000	-18,23	18,23
	<i>Myrmica lobicornis</i>	-0,333	5,564	1,000	-18,56	17,89
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-20,000*	5,564	0,021	-38,23	-1,77
	<i>Tetramorium impurum</i>	0,000	5,564	1,000	-18,23	18,23
<i>Formica cinereofusca</i>	<i>Formica fusca</i>	7,500	5,564	1,000	-10,73	25,73
	<i>Lasius emarginatus</i>	7,500	5,564	1,000	-10,73	25,73
	<i>Lasius psammophilus</i>	7,500	5,564	1,000	-10,73	25,73
	<i>Myrmica lobicornis</i>	7,167	5,564	1,000	-11,06	25,39
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-12,500	5,564	0,653	-30,73	5,73
	<i>Tetramorium impurum</i>	7,500	5,564	1,000	-10,73	25,73
<i>Lasius emarginatus</i>	<i>Formica fusca</i>	0,000	5,564	1,000	-18,23	18,23
	<i>Formica cinereofusca</i>	-7,500	5,564	1,000	-25,73	10,73
	<i>Lasius psammophilus</i>	0,000	5,564	1,000	-18,23	18,23
	<i>Myrmica lobicornis</i>	-0,333	5,564	1,000	-18,56	17,89
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-20,000*	5,564	0,021	-38,23	-1,77
	<i>Tetramorium impurum</i>	0,000	5,564	1,000	-18,23	18,23
<i>Lasius psammophilus</i>	<i>Formica fusca</i>	0,000	5,564	1,000	-18,23	18,23
	<i>Formica cinereofusca</i>	-7,500	5,564	1,000	-25,73	10,73
	<i>Lasius emarginatus</i>	0,000	5,564	1,000	-18,23	18,23
	<i>Myrmica lobicornis</i>	-0,333	5,564	1,000	-18,56	17,89
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-20,000*	5,564	0,021	-38,23	-1,77
	<i>Tetramorium impurum</i>	0,000	5,564	1,000	-18,23	18,23
<i>Myrmica lobicornis</i>	<i>Formica fusca</i>	0,333	5,564	1,000	-17,89	18,56
	<i>Formica cinereofusca</i>	-7,167	5,564	1,000	-25,39	11,06
	<i>Lasius emarginatus</i>	0,333	5,564	1,000	-17,89	18,56
	<i>Lasius psammophilus</i>	0,333	5,564	1,000	-17,89	18,56
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-19,667*	5,564	0,025	-37,89	-1,44
	<i>Tetramorium impurum</i>	0,333	5,564	1,000	-17,89	18,56
<i>Myrmica sulcinodis</i>	<i>Formica fusca</i>	20,000*	5,564	0,021	1,77	38,23
	<i>Formica cinereofusca</i>	12,500	5,564	0,653	-5,73	30,73
	<i>Lasius emarginatus</i>	20,000*	5,564	0,021	1,77	38,23

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Myrmica sulcinodis</i>	<i>Lasius psammophilus</i>	20,000*	5,564	0,021	1,77	38,23
	<i>Myrmica lobicornis</i>	19,667*	5,564	0,025	1,44	37,89
	<i>Tetramorium impurum</i>	20,000*	5,564	0,021	1,77	38,23
<i>Tetramorium impurum</i>	<i>Formica fusca</i>	0,000	5,564	1,000	-18,23	18,23
	<i>Formica cinereofusca</i>	-7,500	5,564	1,000	-25,73	10,73
	<i>Lasius emarginatus</i>	0,000	5,564	1,000	-18,23	18,23
	<i>Lasius psammophilus</i>	0,000	5,564	1,000	-18,23	18,23
	<i>Myrmica lobicornis</i>	-0,333	5,564	1,000	-18,56	17,89
	<i>Myrmica sulcinodis</i>	-20,000*	5,564	0,021	-38,23	-1,77

*. La differenza media è significativa al livello 0.05

Tab 3.11 Confronti multipli di Bonferroni tra le abbondanze medie di ciascuna specie nella comunità dei 1400 m (a) e dei 2000 m (b). In arancio, sono evidenziate le differenze significative.

Nella comunità a **1400 m** è emerso dai confronti multipli che l'abbondanza di *F. paralugubris* (36%) si differenzia significativamente da quelle di tutte le specie presenti ad eccezione di *M. ruginodis* (20%), *F. fusca* (12%), *F. lugubris* (11%) e *L. fuliginosus* (7%), che risultano le specie più abbondanti nella comunità. Per quanto riguarda la comunità a **2000 m**, Bonferroni ha evidenziato che *M. sulcinodis* (69%) è significativamente più abbondante delle altre specie tranne che di *F. cinereofusca* (26%): quest'ultima non si differenzia da nessuna specie presente.

Successivamente, un'ANOVA univariata è stata applicata alle abbondanze relative delle specie nei diversi range altitudinali per verificare l'esistenza di un **effetto dell'altitudine sulle dominanze numeriche**. Nell'analisi sono state considerate solo le dieci specie complessivamente più abbondanti nell'area di studio ($n > 3\%$), ovvero le specie riportate in **Fig 3.12**. I risultati hanno evidenziato un effetto dell'altitudine estremamente significativo sulle abbondanze di *F. cinereofusca* ($F_{(3,20)} = 11,816$; $p < 0,001^{***}$), significativo per *M. sulcinodis* ($F_{(3,20)} = 3,863$; $p = 0,025^*$) e per *T. caespitum* ($F_{(3,20)} = 4,267$; $p = 0,018^*$). Al contrario, l'altitudine non influenza significativamente le abbondanze delle altre specie considerate: *F. fusca* ($F_{(3,20)} = 2,085$; $p = 0,134$), *F. lugubris* ($F_{(3,20)} = 1,039$; $p = 0,397$), *F. paralugubris* ($F_{(3,20)} = 1,285$; $p = 0,307$), *L. fuliginosus* ($F_{(3,20)} = 2,651$; $p = 0,077$), *L. psammophilus* ($F_{(3,20)} = 2,520$; $p = 0,087$), *M. ruginodis* ($F_{(3,20)} = 3,049$; $p = 0,052$) e *M. sabuleti* ($F_{(3,20)} = 1,921$; $p = 0,159$). Per i casi significativi è stato condotto un test post hoc di Bonferroni, da cui è emerso che l'abbondanza media di *F. cinereofusca* a 2000 m è significativamente minore che agli altri livelli altitudinali (**Tab 3.12 a**), mentre quella di *T.*

caespitum è significativamente maggiore a 1200 m rispetto al valore che assume a 2000 m (Tab 3.12 b). Per *M. sulcinodis*, il test non ha evidenziato alcuna tendenza rilevante. L'andamento delle abbondanze medie di *F. cinereofusca*, *M. sulcinodis* e *T. caespitum* rispetto all'altitudine è rappresentato in Fig 3.16.

Parallelamente, lo stesso tipo di analisi è stato condotto su DAI, MI e BDI per valutare l'effetto dell'altitudine anche sulle dominanze comportamentali. In questo caso, le specie considerate sono quelle osservate sulle bait in almeno tre dei quattro range altitudinali. I risultati sono mostrati in Tab 3.13: per la maggior parte delle specie non sono state evidenziate differenze significative nei valori degli indici alle diverse altitudini. Al contrario, per *L. psammophilus* e *M. ruginodis* l'altitudine agisce significativamente su DAI e MI, rispettivamente. Nel caso di *L. psammophilus*, il valore di DAI diminuisce all'aumentare dell'altitudine, mentre per *M. ruginodis* il valore di MI è maggiore a 1200 m e a 1600 m.

a) Confronti multipli per *Formica cinereofusca*

Variabile dipendente: Abbondanza

Bonferroni

(I) Altitudine	(J) Altitudine	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
1200 m	1400 m	,167	1,555	1,000	-4,38	4,72
	1600 m	,000	1,555	1,000	-4,55	4,55
	2000 m	-7,500*	1,555	,001	-12,05	-2,95
1400 m	1200 m	-,167	1,555	1,000	-4,72	4,38
	1600 m	-,167	1,555	1,000	-4,72	4,38
	2000 m	-7,667*	1,555	,000	-12,22	-3,12
1600 m	1200 m	,000	1,555	1,000	-4,55	4,55
	1400 m	,167	1,555	1,000	-4,38	4,72
	2000 m	-7,500*	1,555	,001	-12,05	-2,95
2000 m	1200 m	7,500*	1,555	,001	2,95	12,05
	1400 m	7,667*	1,555	,000	3,12	12,22
	1600 m	7,500*	1,555	,001	2,95	12,05

*. La differenza media è significativa al livello 0.05

b) Confronti multipli per *Tetramorium caespitum*

Variabile dipendente: Abbondanza

Bonferroni

(I) Altitudine	(J) Altitudine	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
	1400 m	4,000	1,372	,051	-,02	8,02
1200 m	1600 m	3,833	1,372	,067	-,18	7,85
	2000 m	4,167*	1,372	,039	,15	8,18
	1200 m	-4,000	1,372	,051	-8,02	,02
1400 m	1600 m	-,167	1,372	1,000	-4,18	3,85
	2000 m	,167	1,372	1,000	-3,85	4,18
	1200 m	-3,833	1,372	,067	-7,85	,18
1600 m	1400 m	,167	1,372	1,000	-3,85	4,18
	2000 m	,333	1,372	1,000	-3,68	4,35
	1200 m	-4,167*	1,372	,039	-8,18	-,15
2000 m	1400 m	-,167	1,372	1,000	-4,18	3,85
	1600 m	-,333	1,372	1,000	-4,35	3,68

*. La differenza media è significativa al livello 0.05

Tab 3.12 Confronti multipli di Bonferroni tra le abbondanze medie alle diverse altitudini di *F. cinereofusca* (a) e *T. caespitum* (b).

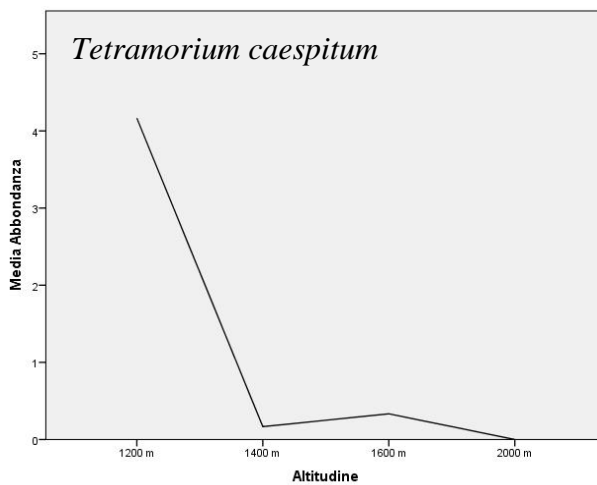
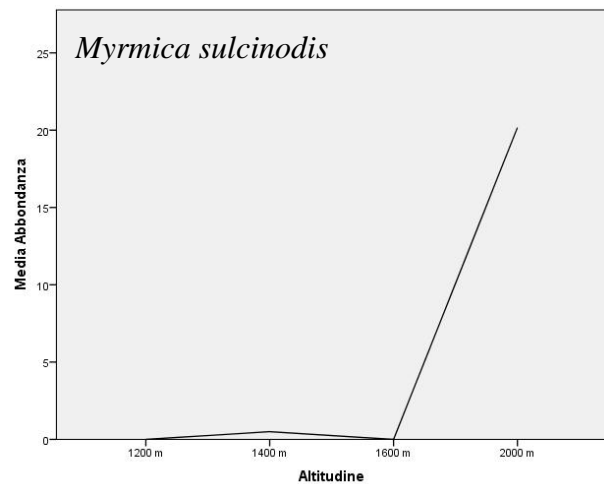
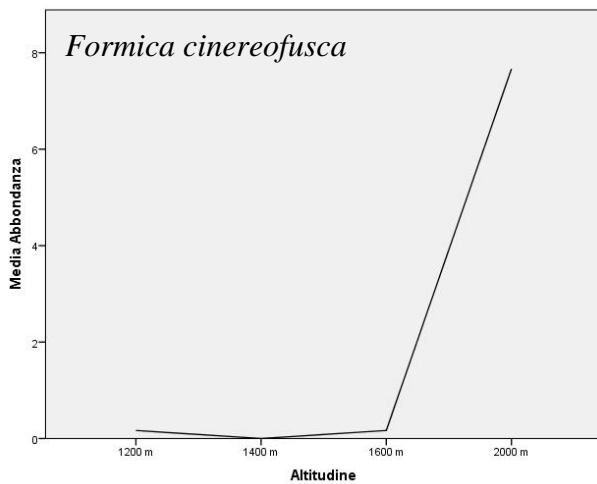


Fig 3.16 Andamento lineare delle abbondanze medie delle specie *F. cinereofusca*, *M. sulcinodis* e *T. caespitum* ai diversi livelli altitudinali.

Specie / m	DAI					MI					BDI				
	1200	1400	1600	2000	Media	1200	1400	1600	2000	Media	1200	1400	1600	2000	Media
<i>Camponotus ligniperda</i>	0,50	0,82	0,46	x	0,63	0,00	0,00	0,07	x	0,02	0,50	0,50	0,39	x	0,46
<i>Formica fusca</i>	0,38	0,57	0,52	0,66	0,51	0,11	0,00	0,00	0,42	0,08	0,24	0,00	0,14	x	0,13
<i>Formica lugubris</i>	0,66	0,70	0,36	x	0,62	0,17	0,53	0,15	x	0,28	1,00	1,00	0,88	x	0,96
<i>Formica rufibarbis</i>	0,40	x	0,33	1,00	0,58	0,00	x	0,00	0,00	0,00	0,50	x	0,75	x	0,63
<i>Lasius psammophilus</i>	0,61*	0,00*	0,14*	x	0,30	0,25	0,00	0,07	x	0,13	0,47	x	0,00	x	0,23
<i>Myrmica obscura</i>	1,00	0,50	0,50	x	0,67	0,00	0,00	0,00	x	0,00	x	0,00	x	x	0,00
<i>Myrmica ruginodis</i>	0,17	0,49	0,48	x	0,50	0,50*	0,00*	0,47*	x	0,13	x	0,40	0,00	x	0,20
<i>Tetramorium caespitum</i>	0,00	1,00	0,66	x	0,62	0,00	0,00	0,00	x	0,00	0,00	x	1,00	x	0,50

Tab 3.13 Effetto dell'altitudine sugli indici comportamentali delle specie più rappresentative osservate sulle bait. * contrassegna i valori degli indici che sono risultati significativamente differenti alle diverse altitudini, secondo l'ANOVA univariata.

3.5 Conclusioni

La presente ricerca è parte del progetto di “monitoraggio della biodiversità animale in ambiente alpino” attuato all’interno del PNGP e iniziato nel 2006. Tale programma ha previsto numerose indagini sulla fauna invertebrata, in particolare sui macro-invertebrati attivi sulla superficie del suolo, scelti come modello in quanto considerati buoni indicatori di biodiversità a livello globale (ENTE PARCO 2014d). In questo contesto, il presente studio è il primo esempio di indagine estensiva sulla mirmecofauna del Parco, che impiega un protocollo standardizzato per la raccolta dati. Prima dell’avvio di una collaborazione tra il Parco e il Laboratorio di Mirmecologia (Università di Parma), le informazioni relative ai formicidi del PNGP risalivano al report di MENOZZI (1932): egli documentò la presenza di 17 specie attraverso una raccolta a vista dei campioni. I dati raccolti nel corso del mio Dottorato di Ricerca hanno permesso di implementare tale **check-list**: è stato, infatti, censito un totale di **30 specie, di cui 19 non ancora descritte all’interno del Parco**. Tale risultato è stato probabilmente raggiunto proprio grazie alla scelta di un protocollo sperimentale, che prevede l’utilizzo in parallelo di una metodologia di campionamento passiva (pitfall traps) e di una attiva (bait) (CHOATE & DRUMMOND 2012).

Le trappole a caduta rappresentano il metodo più adatto per determinare la diversità della mirmecofauna epigea, in quanto si dimostrano strumenti efficaci nella stima delle abbondanze relative delle specie di una comunità (ANDERSEN 1992; PEARCE et al. 2005); sono, inoltre, economiche e di semplice utilizzo (ANDERSEN 1991; GREENSLADE & GREENSLADE 1971; WANG et al. 2001). Per tutti questi motivi, il loro impiego è ampiamente documentato in letteratura (AGOSTI et al. 2000; BESTELMEYER et al. 2000). D’altra parte, le trappole alimentari consentono di osservare le interazioni competitive interspecifiche e, nel presente studio, hanno permesso di ampliare il range delle specie campionate, in quanto trappole attrattive. Pertanto, l’impiego simultaneo di queste due metodologie di campionamento si è rivelato una strategia utile per integrare i risultati circa i diversi aspetti che descrivono la struttura di comunità.

L’analisi delle **dominanze numeriche** relative all’intera area di studio ha rivelato l’assenza di singole specie dominanti. Nel contempo, la **coppia di specie *F. lugubris* e *F. paralugubris***, riunite nell’analisi in quanto affini da un punto di vista sia filogenetico sia etoecologico, ha mostrato un’abbondanza significativamente maggiore. Questo risultato è in linea con quanto documentato in letteratura; infatti, queste specie appartengono al gruppo *Formica rufa*, la cui diffusione ubiquitaria nelle foreste temperate e boreali è ampiamente riconosciuta (CZECHOWSKI & MARKÓ 2005). Grazie alla loro abbondanza, aggressività e territorialità, le cosiddette formiche rosse dei boschi si trovano

ai vertici delle gerarchie di dominanza per quanto concerne la mirmecofauna degli ecosistemi montani europei (CHERIX 1980, 1986; CZECHOWSKI 2000; CZECHOWSKI & VEPSÄLÄINEN 2001; LE MOLI & MORI 1986; LENOIR et al. 2003; PAVAN 1959, 1981; SAVOLAINEN 1991; SAVOLAINEN & VEPSÄLÄINEN 1988, 1989; VEPSÄLÄINEN & SAVOLAINEN 1990). Parallelamente, l'analisi delle **dominanze comportamentali** ha evidenziato l'esistenza di una relazione lineare positiva tra l'abilità nella scoperta della risorsa e la capacità di allontanare i competitori dalla risorsa stessa per le specie presenti complessivamente nell'area di studio. Questo risultato contrasta con il dominance-discovery trade-off postulato da FELLERS (1987) come meccanismo per regolare la coesistenza tra le specie di una comunità (**paragrafo 1.4**). Infatti, specie come *F. lugubris* e *F. pratensis*, entrambe appartenenti al gruppo *F. rufa*, sono risultate estremamente abili sia nella scoperta sia nella difesa della risorsa: queste specie dominano la comunità grazie all'acquisizione di comportamenti vincenti nella competizione interspecifica e possono perciò essere definite "dominanti ecologiche" (DAVIDSON 1998). Inoltre, è emersa una chiara **interazione tra dominanza numerica e dominanza comportamentale**, correlando l'abbondanza relativa con la capacità di monopolizzare la risorsa: anche in questo caso, la relazione tra le due variabili è lineare positiva. Ciò significa che, tendenzialmente, le specie più abbondanti sfruttano la loro superiorità numerica come strategia per mantenere il controllo della risorsa. In particolare, è di nuovo *F. lugubris* (**Fig 3.17**) a primeggiare: le sue colonie popolose e ampiamente diffuse, nonché l'attuazione del reclutamento di massa, consentono a questa specie di adottare la suddetta strategia per distinguersi tra i competitori. Allo stesso tempo, l'analisi ha evidenziato un ruolo di primo piano anche per *M. sulcinodis* (**Fig 3.17**), che risulta dominante numerica e abile nel monopolizzare la risorsa in misura addirittura maggiore di *F. lugubris*. Le specie del genere *Myrmica* sono notoriamente subordinate rispetto a quelle del gruppo *F. rufa* (VEPSÄLÄINEN & SAVOLAINEN 1990), ma la differente dimensione e morfologia rispetto alle dominanti facilitano l'occupazione di nicchie ecologiche distinte permettendo, di conseguenza, la coesistenza (SAVOLAINEN & VEPSÄLÄINEN 1989).

Per quanto riguarda la valutazione dell'**effetto del gradiente altitudinale** sulla struttura di comunità, l'impiego degli indici di biodiversità ha evidenziato una netta contrapposizione tra la comunità dei **2000 m** e l'insieme delle comunità a quote inferiori. In particolare, i dati di equiripartizione tra le specie e di similarità tra le comunità confermano che, in corrispondenza dell'altitudine maggiore, la **comunità** risulta **meno diversificata** e dominata da poche specie molto abbondanti. Ciò concorda con la documentazione presente in letteratura: generalmente, a quote più elevate si osserva un impoverimento della comunità in termini di biodiversità (ATKIN & PROCTOR 1988; BROWN 1973; BRÜHL et al. 1999; COLLINS 1980; FISHER 1996; JANZEN 1973; JANZEN et al. 1976; OLSON 1994; SANDERS 2002; WEBER 1943).



Fig 3.17 A sinistra, un individuo della specie *F. lugubris*, appartenente al gruppo *F. rufa* (sottofamiglia Formicinae). A destra, un esemplare della specie *M. sulcinodis* (sottofamiglia Myrmicinae).

L'analisi delle dominanze numeriche, attuata all'interno dei singoli range altitudinali, ha confermato che la struttura di comunità dei **2000 m** è effettivamente la più semplice, caratterizzata dalla presenza di **un'unica specie dominante**: *M. sulcinodis*. L'ambiente di prateria, completamente aperto poiché a questa quota si trova il limite degli alberi, favorisce l'insediamento e la proliferazione di specie subordinate al gruppo *F. rufa*. Infatti, quest'ultimo utilizza principalmente aghi di conifere per costruire i suoi tipici nidi (acervi), pertanto l'assenza di boschi causa la mancanza di siti di nidificazione adatti, ponendo dei limiti alla diffusione di queste formiche. Inoltre, è documentato che le operaie del genere *Myrmica* foraggiano preferibilmente ai margini esterni dei territori del gruppo *F. rufa*, piuttosto che lungo i confini tra un territorio e l'altro (DE BRUYN 1978; MABELIS 1983). In parallelo, l'analisi ha evidenziato la dominanza numerica di *F. paralugubris* nella comunità dei **1400 m**, che presenta, comunque, una struttura piuttosto variegata. In questo caso, la suddetta specie del gruppo *F. rufa* trova nelle fitte laricete le condizioni ideali per la sua diffusione (CHERIX 1986); allo stesso tempo, la complessità dell'ambiente boschivo misto a prato e a zone ripariali favorisce la presenza anche di specie meno abbondanti e subordinate, che coesistono con la dominante, occupando nicchie ecologiche diverse (SAVOLAINEN & VEPSÄLÄINEN 1989).

Successivamente, l'effetto del gradiente altitudinale è stato valutato sulle singole specie più abbondanti raccolte nelle pitfall e più rappresentative osservate presso le bait. È emerso che **l'altitudine influenza in modo significativo la distribuzione** di sole tre specie. In particolare, si è evidenziata una chiara tendenza per *T. caespitum*, la cui abbondanza diminuisce fortemente all'aumentare della quota e per *F. cinereofusca*, che mostra il trend inverso, ovvero la sua abbondanza aumenta ad altitudini più elevate. Anche in questo caso, la spiegazione risiede probabilmente nell'effetto diretto e indiretto che l'ambiente esercita su queste specie. Negli ecosistemi montani, *T. caespitum* è generalmente associata a **zone boschive decidue o miste**

(GLASER 2006), quindi il limite della sua distribuzione coincide col piano montano superiore, dominato da **boschi di conifere (effetto diretto)**, dove trovano la massima diffusione le specie del gruppo *F. rufa*, dominanti su *T. caespitum* (**effetto indiretto**). Per quanto riguarda il piano alpino, la **minore temperatura media** e la **maggiore escursione termica** giornaliere registrate ai **2000 m** incidono ampiamente sulla struttura di comunità; infatti, solo le **specie più stress-tolleranti** si adattano a vivere a tali condizioni (**effetto diretto**). Inoltre, come discusso in precedenza, un ambiente aperto e poco diversificato **sfavorisce la diffusione di specie dominanti, facilitando** al contempo l'insediamento di specie subordinate come *F. fuscocinerea* (**effetto indiretto**). L'analisi dei comportamenti ha rivelato che, generalmente, il **gradiente altitudinale non ha effetto sulle abilità comportamentali** delle specie considerate. Vi sono, però, due eccezioni. Nel caso di *L. psammophilus*, l'altitudine influenza l'abilità di scoperta che risulta maggiore alla quota minore. DAVIDSON (1998) suggerisce che, in una comunità, le specie aumentano il loro grado di attività quando viene incrementato l'apporto di energia calorica nella dieta; parallelamente, è probabile che a livelli più elevati di energia termica corrispondano ritmi di attività più sostenuti. Effettivamente, la specie *L. psammophilus* è risultata più abile nella scoperta della risorsa nel plot a quota minore (1200 m) in Valle Orco, dove è stata registrata la temperatura media più elevata (in Val Soana questa specie non è stata osservata). Di conseguenza, è possibile che la temperatura abbia avuto un'influenza positiva sui pattern di attività e di scoperta. Di più difficile definizione è il caso di *M. ruginodis*, la cui capacità di monopolizzare la risorsa è significativamente maggiore a 1200 e a 1600 m. Probabilmente, in questa situazione entrano in gioco molteplici fattori che interagiscono tra loro, come la complessità ambientale e la variegata struttura di comunità, le cui dinamiche necessitano di essere ulteriormente approfondite.

Gli effetti a lungo termine del riscaldamento globale sulla fauna, come lo shift della distribuzione delle specie verso l'alto, non sono facilmente prevedibili. Infatti, la maggior parte degli animali si muove generalmente lungo il gradiente altitudinale su scala temporale breve. La **mirmecofauna** si presenta, invece, come un **modello adatto per la valutazione dei cambiamenti climatici**, in quanto le sue colonie sono relativamente stazionarie (GLASER 2006). L'innalzamento delle temperature può influenzare i limiti superiori della distribuzione di specie caratteristiche delle quote più elevate (GLASER 2006). È il caso, nel presente studio, di *M. sulcinodis* e di *F. cinereofusca* che sono risultate più diffuse e abbondanti a 2000 m. Per queste specie si può ipotizzare uno scenario futuro in cui il riscaldamento globale provochi il loro shift verso altitudini maggiori; in tali condizioni, è possibile che esse causino la rottura degli equilibri che regolavano la comunità prima del loro inserimento o, addirittura, che esse non abbiano la possibilità di espandersi verso l'alto e si estinguano localmente.

In conclusione, è possibile affermare che l'applicazione del protocollo sperimentale alla mirmecofauna alpina ha permesso di raccogliere un campione rappresentativo delle comunità di ecosistemi montani. La metodologia di analisi si è rivelata uno strumento utile per descrivere la struttura di comunità. Da un lato, è stato evidenziato il ruolo del comportamento nel far emergere tendenze generali che sono alla base degli equilibri della comunità stessa; dall'altro, è stato messo in luce il rapporto interattivo tra la componente numerica e quella comportamentale della dominanza. Inoltre, l'analisi ha permesso di valutare come livelli diversi di stress ambientale, associati al gradiente altitudinale, siano in grado di plasmare la struttura di comunità dei formicidi. Infine, l'analisi ha offerto spunti interessanti per l'impiego della mirmecofauna alpina come modello per il monitoraggio degli effetti dei cambiamenti climatici sugli organismi animali.

Capitolo 4 – MODELLO URBANO

4.1 Introduzione

4.1.1 Urbanizzazione

In seguito alla crescita demografica globale, le aree rurali stanno subendo un rapido abbandono a favore delle città, la cui densità di abitanti è in continuo aumento (MILLER & HOBBS 2002; UNITED NATIONS 2007). Secondo una proiezione delle UNITED NATIONS (2007), la popolazione urbana mondiale tenderà a raddoppiare entro la metà del secolo, passando da 3,3 (nel 2007) a 6,4 miliardi (nel 2050). Per la prima volta nella storia, dal 2007 in poi, la popolazione urbana ha superato quella rurale e, attualmente, il 54% della popolazione mondiale vive nelle città (UNITED NATIONS 2014) (**Fig 4.1**).

Urban and rural population of the world, 1950–2050

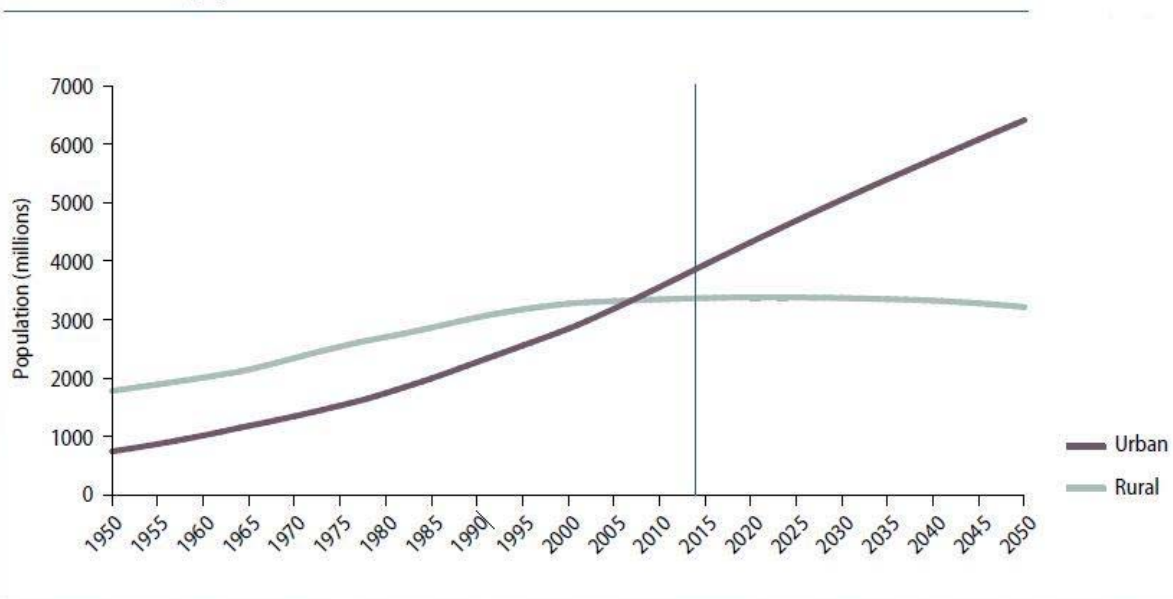


Fig 4.1 Diagramma della crescita demografica (1950-2050) della popolazione mondiale urbana e rurale (UNITED NATIONS 2014).

Per quanto riguarda la situazione in Italia, si prevede che la popolazione urbana aumenti, da 41,566 milioni (nel 2011) a 46,532 milioni nel 2050; al contrario, sembra che quella rurale sia destinata a diminuire passando da 19,222 a 12,626 milioni (UNITED NATIONS 2011) (**Fig 4.2**).

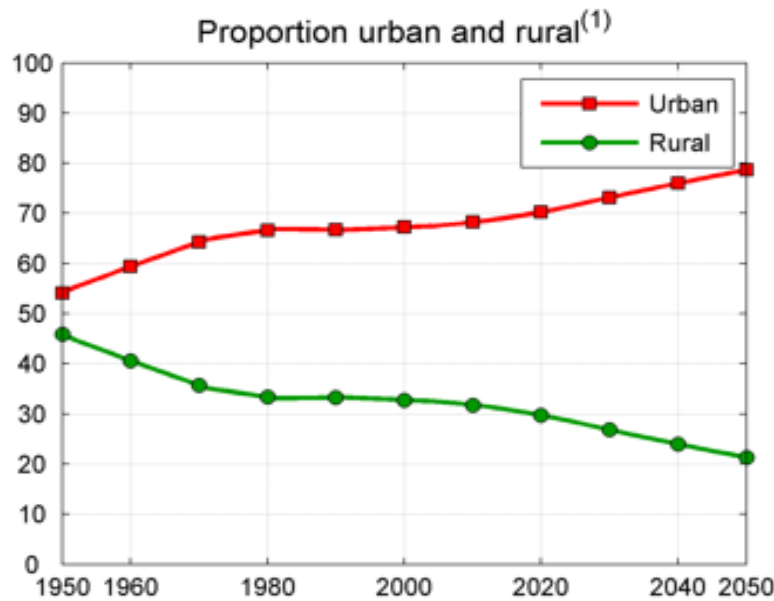


Fig 4.2 Diagramma della crescita demografica (1950-2050) della popolazione italiana urbana e rurale (UNITED NATIONS 2011).

Data l'imponenza del fenomeno e le profonde trasformazioni ambientali che ha indotto nelle ultime decadi, l'urbanizzazione è considerata una delle principali minacce alla conservazione della biodiversità (ANTROP 2004; HANSEN et al. 2005), responsabile di alcuni tra i più alti tassi d'estinzione locale, nonché della scomparsa di specie autoctone (KOWARIK 1995; LUNIAK 1994; MARZLUFF 2001; VALE & VALE 1976).

4.1.2 Impatto del disturbo antropico sugli ecosistemi urbani

I modi con cui l'uomo influenza la biodiversità nelle aree urbane sono molteplici e si possono suddividere in diretti e indiretti (KOWARIK 2011). I principali effetti diretti sono:

- **frammentazione dell'habitat**, che ha un impatto negativo sulle specie che necessitano ampi spazi per la loro sopravvivenza (EVANS et al. 2009; GODDARD et al. 2010) ed è responsabile del declino delle specie caratterizzate da una bassa capacità di dispersione (KEARNS & OLIVERAS 2009; NIEMELÄ & KOTZE 2009);
- **perdita o degrado di habitat (semi)naturali**, che causa l'estinzione o riduce l'abbondanza di specie altamente specializzate per la vita nel proprio ambiente (DECANDIDO 2004; KNAPP

- et al. 2010; PRESTON 2000) inoltre, favorisce l'invasione dei pochi habitat naturali rimasti da parte di specie introdotte (BORGMANN & RODEWALD 2005; CADENASSO & PICKETT 2001; DUGUAY et al. 2007);
- **comparsa di nuovi habitat associati alle aree urbane**, che favorisce l'aumento di specie introdotte (KOWARIK 1995; PICKETT et al. 2001; PYSEK 1998; SUKOPP & WURZEL 2003) e lo spostamento di specie native generaliste dagli habitat seminaturali a quelli urbani (KOWARIK 1990).

Invece, tra gli effetti indiretti vi sono:

- **aumento** della quantità di **inquinanti** in suolo e acqua, che favorisce la selezione di specie che tollerano meglio queste sostanze, causando, di conseguenza, cambiamenti nella composizione delle comunità (KNAPP et al. 2009);
- effetto **“isole di calore”**, ovvero formazione di habitat in cui la temperatura è significativamente più alta che nelle zone limitrofe, favorendo l'introduzione di specie stress-tolleranti (BERNARD 1958; PISARSKI & CZECHOWSKI 1978; GRIMM et al. 2008; KOWARIK & SAUMEL 2007).

Inoltre, le attività socioeconomiche influenzano direttamente la biodiversità, agendo come filtri per la selezione e la dispersione delle specie (KOWARIK 2011; SHU-LI et al. 2010).

Già da tempo l'ecologia urbana è oggetto di numerosi studi, principalmente europei, ma nelle ultime decadi ha conosciuto un notevole impulso (MARZLUFF et al. 2008). Attualmente, esistono molti argomenti a favore della necessità di salvaguardare la biodiversità urbana (HANSEN et al. 2005; KOWARIK 2011). Senza dubbio, la comprensione e il potenziamento dei meccanismi che sostengono la biodiversità è, oggi più che mai, di importanza cruciale sia per finalità conservazioniste sia per motivazioni sociali, quali il benessere e la salute pubblica (KOWARIK 2011). Infatti, la biodiversità contribuisce direttamente (fornendo risorse e regolando gli equilibri ambientali) e indirettamente (agendo da supporto ai servizi forniti dall'ecosistema) al benessere umano, che è garantito essenzialmente dalla presenza di beni di prima necessità, salute, sicurezza, buone relazioni sociali e libertà di pensiero e di azione (WRI 2005). Nella **Fig 4.3**, sono illustrati i principali fattori di disturbo antropico e i loro effetti sull'ecosistema, nonché i diversi tipi di servizi che la biodiversità offre alle società umane (WWF 2012).



Fig 4.3 Rappresentazione schematica dei fattori di disturbo antropico e dei servizi offerti dagli ecosistemi. Fattori causali (*Causal Factors*): popolazione, consumo, efficienza delle risorse, che agiscono attraverso *Indirect Drivers*, ovvero pratiche agricole e forestali, attività di caccia e pesca, espansione delle aree urbane e industriali, uso di acqua e di energia. Pressioni che hanno effetti diretti su biodiversità ed ecosistemi (*Direct Pressures on biodiversity and ecosystems*): perdita, frammentazione ed alterazione dell’habitat, sovra sfruttamento delle risorse, specie invasive, inquinamento, cambiamenti climatici. Servizi dell’ecosistema (*Ecosystem Services*): fornitura (alimenti, medicinali, legname, fibre e bioenergia), regolazione (filtrazione dell’acqua, decomposizione dei rifiuti, regolazione climatica, impollinazione delle colture, regolazione di alcune malattie), supporto (ciclo dei nutrienti, fotosintesi, formazione del suolo), cultura (arricchimento, ricreazione, estetica, spiritualità) (WWF 2012).

4.1.3 Influenza della mirmecofauna sull'ecosistema e sul benessere umano

Le formiche costituiscono uno dei più abbondanti taxa di invertebrati negli ecosistemi terrestri e rappresentano il gruppo più diversificato di insetti sociali (WILSON 1990). Fin dalla loro comparsa sulla Terra, avvenuta nel Cretaceo (circa 120 milioni di anni fa), le formiche hanno colonizzato tutti i continenti e sono diventate un taxon dominante all'interno dell'artropodofauna terrestre (BRADY et al. 2006; MOREAU et al. 2006). Sebbene la mirmecofauna sia ben conosciuta da un punto di vista tassonomico (BOLTON et al. 2007; WARD 2009), la documentazione relativa all'ecologia delle diverse specie è ancora limitata (DEL TORO et al. 2012). Ciononostante, la dominanza ecologica delle formiche è attualmente indiscussa (ANDERSEN 1992; CERDÁ et al. 2013) e, nelle ultime due decadi, il numero di ricerche sui servizi che esse offrono all'ecosistema è fortemente aumentato (DEL TORO et al. 2012) (**Fig 4.4**).

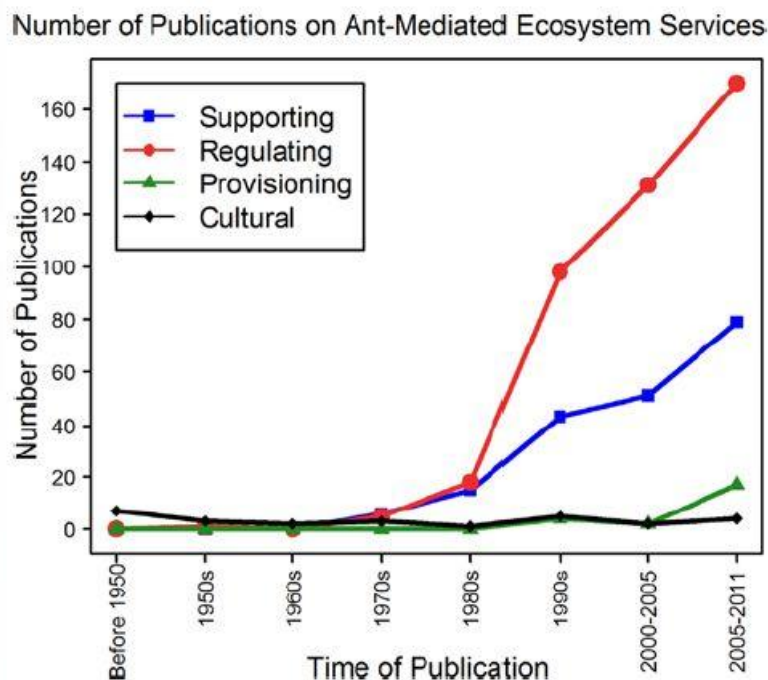


Fig 4.4 Diagramma che illustra l'andamento temporale del numero di pubblicazioni sui servizi all'ecosistema mediati dalle formiche (DEL TORO et al. 2012).

JONES et al. (1994) hanno definito le formiche “ingegneri ecologici”, poiché controllano la disponibilità di risorse per altri organismi, agendo sul suolo. Inoltre, FOLGARAIT (1998) ha revisionato i principali studi che documentano la funzione che la biodiversità della mirmecofauna svolge in tutti gli ecosistemi terrestri. In particolare, ella si è soffermata sull’intervento sul suolo da parte delle formiche, che ne influenzano le proprietà fisiche, la composizione chimica e la componente biotica.

Secondo l’approccio del Millenium Ecosystem Assessment (MA) (WRI 2005), DEL TORO et al. (2012) hanno mostrato come la biodiversità della mirmecofauna rivesta un ruolo rilevante in tutte le categorie di servizi offerti all’ecosistema, definite dal MA e illustrate di seguito (**Fig 4.5**):

- 1. Servizi di approvvigionamento**, ovvero beni e servizi che aumentano in modo diretto il benessere umano
 - a. Entomofagia, ossia l’impiego degli insetti come risorse alimentari. Le formiche costituiscono un’importante fonte di proteine e di altri nutrienti essenziali in diverse regioni del mondo (DEFOLIART 1999). Grazie alla loro abbondanza e distribuzione globale, le formiche sono spesso consumate come componente principale di piatti tradizionali di molteplici culture, in particolare nei paesi tropicali e subtropicali (SRIVASTAVA et al. 1999);
 - b. Prodotti farmaceutici e applicazioni biomediche, derivati dallo sviluppo delle biotecnologie. Il veleno di alcune specie di formica (per esempio, *Solenopsis invicta*) è utilizzato nell’immunoterapia per prevenire lo shock anafilattico causato dalla puntura di insetti in soggetti sensibili (BROWN et al. 2003; BROWN et al. 2004; DOSSEY 2010; DUPLANTIER et al. 2008);

- 2. Servizi di regolazione**, che garantiscono l’integrità degli ecosistemi agendo sui meccanismi che li caratterizzano
 - a. Dispersione dei semi, spesso associata a mirmecocoria. Quest’ultima è una relazione mutualista tra le piante che producono semi contenenti risorse attrattive per le formiche e le formiche stesse, che raccolgono e disperdono i semi (BEATTIE 1985; GILADI 2006). È un fenomeno geograficamente molto diffuso, che coinvolge almeno 11 000 specie di piante e che, di conseguenza, è considerato importante per il mantenimento della diversità vegetale globale (WESTOBY et al. 1991; LENGYEL et al. 2010);

- b. Impollinazione, legata soprattutto alla famiglia delle Orchidaceae (PEAKALL 1989) e, in generale, alle piante il cui fiore contiene poco nettare ma è facilmente accessibile alle formiche (ROSTÁS & TAUTZ 2011);
- c. Regolazione delle comunità animali, ovvero alcune formiche rappresentano *keystone species*, la cui presenza influenza la distribuzione e l'abbondanza di molte altre specie, non solo di artropodi (KASPARI et al. 2011), ma anche di vertebrati (HARPER 1989);
- d. Controllo biologico, in cui specie di formiche predatrici e territoriali fungono da agenti di controllo nei confronti di specie infestanti in vari tipi di agroecosistemi (PHILPOTT & ARMBRECHT 2006; WAY & KHOO 1992);

3. **Servizi di supporto**, che sostengono vari processi funzionali nell'ecosistema

- a. Ciclo dei nutrienti, a cui le formiche partecipano, per esempio, arricchendo di nitrati o stabilizzando il pH del suolo nei pressi del nido (WAGNER & JONES 2006; LAVELLE et al. 2006);
- b. Rimodellamento del suolo, che consente di aumentarne la porosità, migliorando l'aerazione e il drenaggio, attraverso la costruzione di nidi e gallerie (FROUZ & JILKOVA 2008);
- c. Decomposizione, che si attua come promozione della crescita microbica nei pressi del nido (GINZBURG et al. 2008; KASPARI & YANOVIK 2009);
- d. Bioindicazione, grazie alla rapidità con cui le formiche rispondono ai cambiamenti ambientali. Ne sono esempi, la valutazione del ripristino ambientale in siti soggetti a disturbo antropico (ANDERSEN & MAJER 2004; DEL TORO et al. 2010) o naturale (PARR et al. 2004) e la stima degli effetti dovuti a variazioni di temperatura associate ai cambiamenti climatici (PELINI et al. 2011);

4. **Servizi culturali**, che intervengono indirettamente sul benessere dell'uomo. Ad esempio, le formiche sono legate alla simbologia di antiche religioni e a tradizioni rituali di popolazioni indigene sudamericane (BOTELHO & WEIGEL 2011). Inoltre, esse sono entrate a far parte di varie opere della letteratura classica e contemporanea, nonché dell'industria cinematografica (SLEIGH 2004).

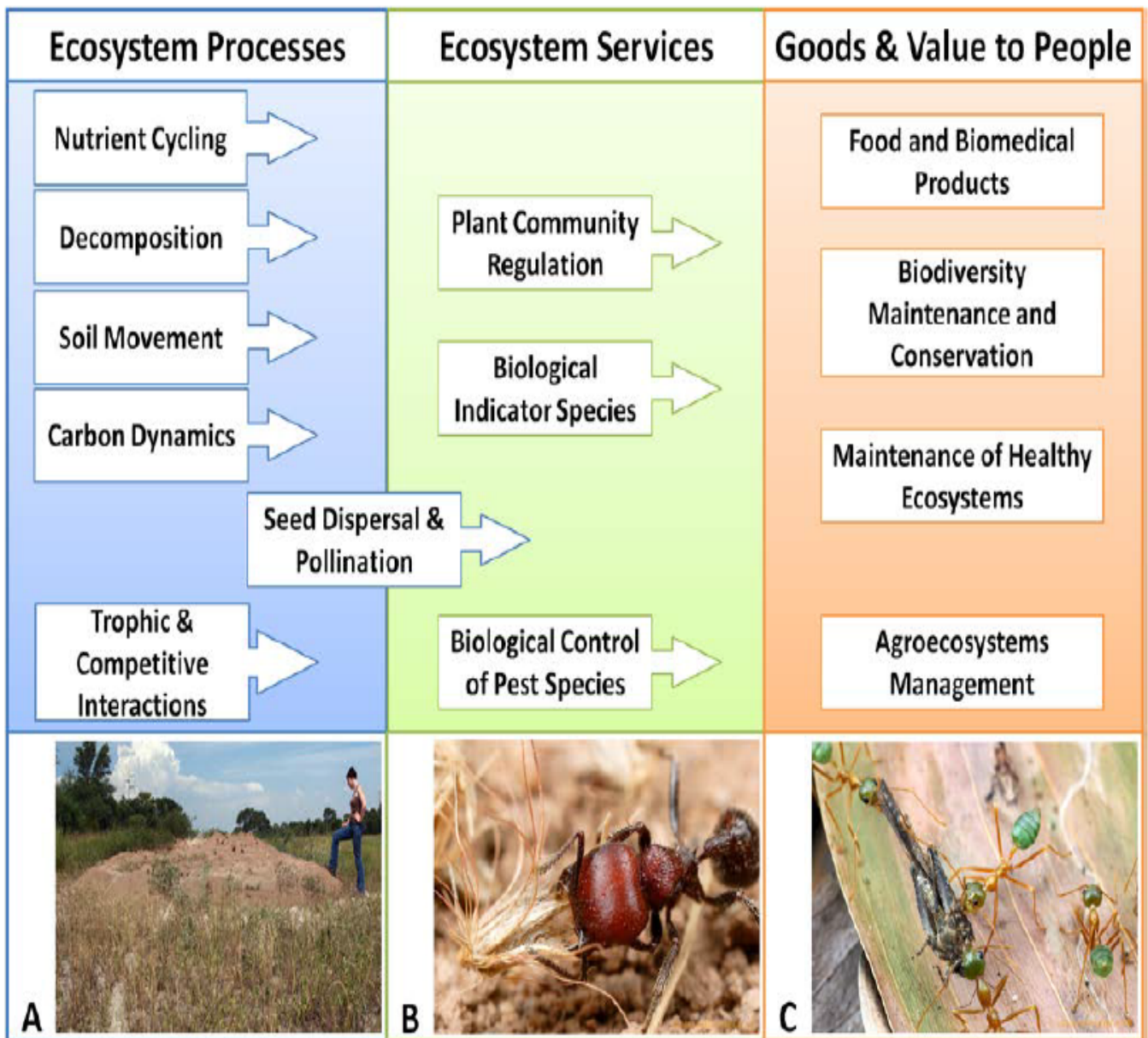


Fig 4.5 Schema che illustra i processi ambientali in cui le formiche sono coinvolti e i servizi che esse offrono negli ecosistemi terrestri (DEL TORO et al. 2012). A) nido di formiche tagliafoglie, B) esemplare di formica mietitrice che trasporta un seme, C) formiche tessitrici che attaccano una cavalletta.

In conclusione, le formiche sono elementi fondamentali della maggior parte degli ecosistemi terrestri ed intervengono direttamente ed indirettamente sul benessere umano (DEL TORO et al. 2012). Per tutti questi motivi, la ricerca dovrebbe incrementare gli sforzi per salvaguardare, come suggerisce WILSON (1987), la biodiversità di queste “piccole cose che governano il mondo”.

4.1.4 Aree verdi urbane

Attualmente, il verde urbano rappresenta il 2,7% del territorio dei capoluoghi di provincia italiani (oltre 550 milioni di m²) (ISTAT 2013). Esso svolge svariate funzioni, tra le quali (AA.VV. 1997):

- **funzione ecologico-ambientale:** il verde all'interno delle aree urbane costituisce un elemento fondamentale di presenza ecologica ed ambientale, che contribuisce in modo sostanziale a mitigare gli effetti di degrado e gli impatti prodotti dalla presenza delle edificazioni e dalle attività dell'uomo. Fra l'altro, la presenza del verde contribuisce a regolare gli effetti del microclima cittadino attraverso l'aumento dell'evapotraspirazione, regimando così i picchi termici estivi con una sorta di effetto di "condizionamento" naturale dell'aria;
- **funzione sanitaria:** in certe aree urbane, in particolare vicino agli ospedali, la presenza del verde contribuisce alla creazione di un ambiente che può favorire la convalescenza dei degenti, sia per la presenza di essenze aromatiche e balsamiche, sia per l'effetto di mitigazione del microclima, ma anche per l'effetto psicologico prodotto dalla vista riposante di un'area verde ben curata;
- **funzione protettiva:** il verde può fornire un importante effetto di protezione e di tutela del territorio in aree degradate o sensibili (argini di fiumi, scarpate, zone con pericolo di frana, ecc.); viceversa, la sua rimozione può in certi casi produrre effetti sensibili di degrado e dissesto territoriale;
- **funzione sociale e ricreativa:** la presenza di parchi, giardini, viali e piazze alberate o, comunque, dotate di arredo verde consente di soddisfare un'importante esigenza ricreativa e sociale e di fornire un fondamentale servizio alla collettività, rendendo una città più vivibile e a dimensione degli uomini e delle famiglie. Inoltre, la gestione del verde può consentire la formazione di professionalità specifiche e favorire la creazione di posti di lavoro;
- **funzione igienica:** le aree verdi svolgono un'importante funzione psicologica ed umorale per le persone che ne fruiscono, contribuendo al benessere psicologico ed all'equilibrio mentale;
- **funzione culturale e didattica:** la presenza del verde costituisce un elemento di grande importanza dal punto di vista culturale, sia perché può favorire la conoscenza della botanica e, più in generale, delle scienze naturali e ambientali presso i cittadini, sia anche per l'importante funzione didattica (in particolare del verde scolastico) per le nuove generazioni. Inoltre i parchi e i giardini storici, così come gli esemplari vegetali di maggiore

età o dimensione, costituiscono dei veri e propri monumenti naturali, la cui conservazione e tutela rientrano fra gli obiettivi culturali del nostro consenso sociale;

- **funzione estetico-architettonica:** anche questa funzione è rilevante, considerato che la presenza del verde migliora decisamente il paesaggio urbano e rende più gradevole la permanenza in città, per cui diventa fondamentale favorire un'integrazione fra elementi architettonici e verde nell'ambito della progettazione dell'arredo urbano.

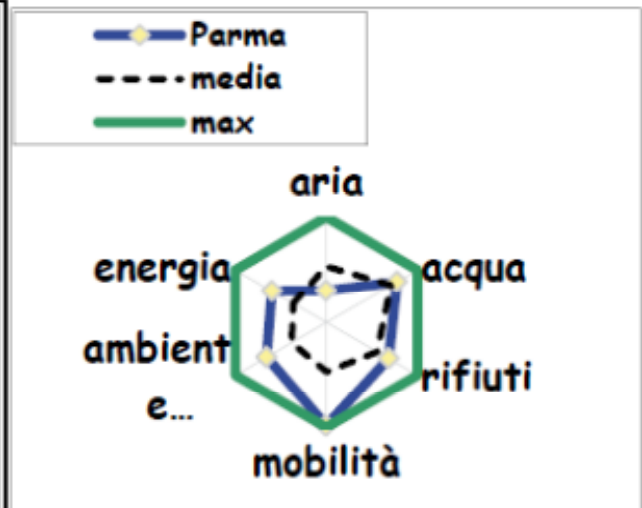
In aggiunta, il ruolo delle aree verdi nel **mantenimento** di un buon livello di **biodiversità** è ampiamente riconosciuto (ANGOLD et al. 2006; JONES & LEATHER 2012). Gli spazi verdi fungono principalmente da rifugi per la fauna urbana e rappresentano serbatoi di diversità genetica importanti per la conservazione delle specie (HUNTER & HUNTER 2008; MCDONNELL & HAHS 2013; ZAPPAROLI 1997). Dato il loro innegabile valore ecologico, la presenza di aree verdi dovrebbe essere adeguatamente considerata nei progetti di pianificazione urbana (ADAMS 2005; CZECHOWSKI 1982).

4.1.4.1 Le aree verdi urbane della città di Parma

Parma è un centro urbano di medie dimensioni, capoluogo dell'omonima provincia in Emilia-Romagna. Il suo territorio si estende per 260,6 km² ad un'altitudine di 57 m s.l.m.. La città ospita 188 614 abitanti, con una densità di 723,77 ab./km². L'estensione del verde urbano sulla superficie comunale della città di Parma è pari all'1,8% (circa 4,68 km²), che corrisponde a 14,57 m²/abitante (A.A.V.V. 2014).

Nel 2009, la città si è posizionata al 5° posto in Italia ed al 1° in Emilia-Romagna nel rapporto Ecosistema Urbano sulla qualità della vita (LEGAMBIENTE 2009). Questa classifica è stilata mediante l'impiego di 26 indici tematici, basati su una sessantina di indicatori primari. L'insieme degli indicatori selezionati per la graduatoria di Ecosistema Urbano considera tutte le principali componenti ambientali presenti in una città: aria, acque, rifiuti, trasporti e mobilità, spazio e verde urbano, energia, politiche ambientali pubbliche e private. Sono considerati tanto i fattori di pressione quanto la qualità delle componenti ambientali e la capacità di risposta e di gestione ambientale (LEGAMBIENTE 2009). Attualmente, Parma si è classificata in 3^a posizione tra le città medie (popolazione compresa tra 80.000 e 200.000 abitanti) con un punteggio di 64,17% (LEGAMBIENTE 2013) (**Tab 4.1** e **Tab 4.2**).

Comune:	Parma
Regione:	Emilia Romagna
Abitanti:	177.714
Categoria:	Città Medie
Posizione:	3
Punteggio:	64,2%
Media Città	49,7%
Var. ed. 2013-2012 indic.	😊😊



	Parma	Media Medie	Ranking	Trend
NO ₂ -media annua (µg/mc; media centraline)	37	34	☹️	↑
O ₃ -media annua giorni superamento (gg; media centraline)	47	41	☹️	↑
PM ₁₀ -media annua (µg/mc; media centraline)	41	32	☹️	↓
Consumi idrici domestici (l/ab/gg)	137	163	😊	⊗
Dispersione di rete (%)	41%	32%	☹️	↔️
Capacità di depurazione (%)	98%	91%	😊	↔️
Produzione rifiuti urbani (kg/ab/anno)	558	595	😊	↓
Raccolta differenziata (%su RU)	50%	43%	😊	↑
Trasporto pubblico: passeggeri (pass/ab/anno)	152	73	😊😊	↔️
Trasporto pubblico: offerta (km-vettura/ab/anno)	43	27	😊😊	↔️
Tasso di motorizzazione auto (auto/100ab)	59	63	😊	↑
Tasso di motorizzazione moto (moto/100ab)	12	12	☹️	↑
Isole pedonali (mq/ab)	0,87	0,27	😊😊	↑
Zone a Traffico Limitato (mq/ab)	6,42	3,13	😊	↑
Piste ciclabili (m_equiv/100 ab)	12,14	8,33	😊	↑
Indice ciclabilità (0-100)	69,79	39,24	😊	⊗
Indice mobilità sostenibile (0-100)	80,36	35,15	😊😊	↓
Verde urbano fruibile (mq/ab)	18	16,7	😊	⊗
Aree verdi totali (mq/ha)	480	1.564	☹️	⊗
Consumi elettrici domestici (kWh/ab)	1.072	1.161	😊	⊗
Certificazioni ISO 14001 (n.certif/1.000 imprese)	4,58	3,49	😊	↑
Politiche energetiche (da 0 a 100)	92	48	😊😊	⊗
Solare termico (mq/1.000abitanti)	1,64	1,16	😊	↑
Solare fotovoltaico (Kw/1.000abitanti)	2,36	3,46	☹️	↔️
Teleriscaldamento (mc riscaldati / abitante)	27,6	12	😊	↑
Eco management (da 0 a 100)	47	33	😊	⊗
Partecipazione e pianificazione(da 0 a 100)	50	51	☹️	⊗
Incidentalità stradale	0,7	0,6	☹️	⊗

Tab 4.1 Tabella degli indici di valutazione della città di Parma (LEGAMBIENTE 2013).

CLASSIFICA FINALE ECOSISTEMA URBANO XX EDIZIONE

Città grandi (popolazione maggiore di 200.000 abitanti)								
Pos	Città		Pos	Città		Pos	Città	
1	Venezia	64,85%	6	Trieste	48,02%	11	Napoli	40,01%
2	Bologna	56,12%	7	Firenze	47,70%	12	Messina	34,21%
3	Padova	53,22%	8	Milano	46,52%	13	Bari	31,83%
4	Verona	51,64%	9	Torino	46,31%	14	Palermo	26,25%
5	Genova	51,17%	10	Roma	42,81%	15	Catania	25,59%
Città medie (popolazione compresa tra 80.000 e 200.000 abitanti)								
1	Trento	71,38%	16	Terni	55,13%	31	Pescara	44,05%
2	Bolzano	67,80%	17	Sassari	54,68%	32	Como	44,03%
3	Parma	64,17%	18	Salerno	54,21%	33	Treviso	43,95%
4	Perugia	63,40%	19	Rimini	53,85%	34	Taranto	43,79%
5	La Spezia	63,03%	20	Ravenna	53,23%	35	Alessandria	42,07%
6	Reggio Emilia	60,42%	21	Livorno	52,88%	36	Monza	41,54%
7	Pisa	59,46%	22	Lucca	51,78%	37	Grosseto	40,42%
8	Forlì	59,26%	23	Prato	51,21%	38	Brindisi	36%
9	Piacenza	57,83%	24	Brescia	49,55%	39	Lecce	34,69%
10	Pesaro	57,70%	25	Vicenza	48,33%	40	Foggia	33,77%
11	Ancona	56,94%	26	Varese	47,36%	41	Reggio Calabria	32,08%
12	Modena	56,39%	27	Cagliari	46,88%	42	Catanzaro	30,95%
13	Udine	56,30%	28	Novara	45,33%	43	Latina	30,87%
14	Bergamo	55,57%	29	Pistoia	45,09%	44	Siracusa	29,38%
15	Ferrara	55,19%	30	Arezzo	44,58%			
Città piccole (popolazione inferiore ad 80.000 abitanti)								
1	Belluno	72,19%	16	Ascoli Piceno	50,35%	31	Savona	41,36%
2	Verbania	66,32%	17	Siena	50,18%	32	Rovigo	39,72%
3	Nuoro	65%	18	Biella	50,02%	33	Imperia	38,43%
4	Pordenone	64,43%	19	Lodi	49,70%	34	Caserta	38,23%
5	Mantova	59,44%	20	Teramo	49,68%	35	Campobasso	36,58%
6	Gorizia	58,49%	21	Vercelli	48,91%	36	Viterbo	33,21%
7	Oristano	58,33%	22	Benevento	48,76%	37	Isernia	33,15%
8	Aosta	58,04%	23	Ragusa	44,42%	38	Enna	31,38%
9	Chieti	56,99%	24	Pavia	44,21%	39	Frosinone	27,40%
10	L'Aquila	54,76%	25	Potenza	43,55%	40	Massa	25,40%
11	Macerata	54,26%	26	Rieti	43,42%	41	Trapani	24,77%
12	Lecco	53,37%	27	Matera	42,89%	42	Vibo Valentia	24,63%
13	Cremona	53,06%	28	Avellino	42,76%	43	Crotone	21,81%
14	Sondrio	52,34%	29	Asti	42,50%	44	Agrigento	19,23%
15	Cuneo	51,46%	30	Cosenza	42,19%	45	Caltanissetta	18,69%

Tab 4.2 Classifica finale Ecosistema Urbano XX edizione (LEGAMBIENTE 2013).

4.2 Scopo

Dato il rapido aumento della popolazione mondiale e l'abbandono delle aree rurali in favore delle città, l'urbanizzazione rappresenta, attualmente, un fenomeno di ingenti proporzioni ed è in continua crescita (MENKE et al. 2011). D'altra parte, l'espansione delle aree urbane costituisce una seria minaccia alla conservazione della biodiversità, agendo sugli ecosistemi preesistenti (ANTROP 2004; HANSEN et al. 2005). Il disturbo associato all'impatto antropico incide direttamente sul declino della biodiversità locale mediante il cambiamento, la frammentazione e la perdita di habitat. Inoltre, le conseguenze delle attività socioeconomiche, come l'inquinamento chimico e il riscaldamento ambientale, agiscono indirettamente sulla biodiversità, favorendo la selezione e la dispersione delle specie (KOWARIK 2011). Secondo il Millenium Ecosystem Assessment (MA), la biodiversità contribuisce al benessere dell'uomo, offrendo beni materiali e servizi di regolazione e di supporto agli ecosistemi (WRI 2005). A questo proposito, la diversità della mirmecofauna fornisce alle società umane servizi relativi a tutte le categorie definite dal MA (DEL TORO et al. 2012), rendendo particolarmente rilevante la sua salvaguardia. In città, gli effetti del disturbo antropico sulle comunità di formiche risultano principalmente associati alla trasformazione dell'habitat, alla diminuzione delle risorse disponibili e ai cambiamenti del microclima (ANDERSEN 2000). Un tampone a questi elementi di disturbo sembra essere rappresentato dalle aree verdi inserite nel contesto urbano: esse risultano *hotspot* di biodiversità animale, in particolare della fauna invertebrata (JONES & LEATHER 2012). Ciononostante, attualmente esistono pochi studi che indagano l'effetto di differenti tipologie di aree sull'ecologia di comunità (MENKE et al. 2011).

Considerando queste premesse, lo **scopo** della seconda parte del mio progetto di Dottorato è stato quello di valutare l'**effetto di diverse tipologie di disturbo antropico** sulla struttura di comunità della mirmecofauna urbana in **aree verdi della città di Parma**. A tal fine, queste ultime sono state selezionate all'interno di zone che si differenziano per il tipo di utilizzo da parte dell'uomo. Per evitare che l'effetto dello stress ambientale interferisse con l'analisi, tutti i siti sono stati scelti con la stessa tipologia ambientale (habitat aperti o poco alberati) e la raccolta dati è avvenuta sempre entro lo stesso range di temperature.

Anche in questo caso, il presente studio ha perseguito lo scopo più generale di evidenziare il diverso contributo delle componenti della dominanza nel definire la struttura di comunità, attraverso l'applicazione del protocollo sperimentale già collaudato con il modello alpino.

4.3 Materiali & Metodi

4.3.1 Area di studio

Facendo riferimento al piano regolatore della città di Parma (SAVI & CECI 2010)(Fig 4.6), sono state identificate **7 categorie funzionali** ovvero zone suddivise in base al diverso criterio di sfruttamento antropico (MENKE et al. 2011), definite di seguito (Fig 4.7):

- **Parchi urbani (*Park*)**
presenti all'interno e ai margini della zona residenziale, sono aree verdi più o meno estese, che svolgono un'importante funzione ricreativa, ambientale e culturale. Generalmente, sono caratterizzate da ampie zone a prato e dalla presenza di specie vegetali arbustive ed arboree esclusivamente autoctone. Il programma di gestione ambientale comunale prevede diversi tipi di intervento volti a garantire la massima fruibilità e il minimo disturbo;
- **Percorsi verdi (*Green path*)**
ovvero sentieri pedonali e ciclabili, esterni al centro storico. Rappresentano uno degli strumenti di valorizzazione e di sviluppo del territorio, in grado di connettere le zone residenziali centrali con quelle periferiche. Pertanto, si presume che queste aree siano associate ad un livello moderato di disturbo;
- **Zona residenziale (*Residential*)**
caratterizzata dalla presenza di abitazioni private e da strutture adibite alle attività di servizio fruite dai cittadini. La gestione razionale di questo spazio prevede che abitazioni e servizi di base siano interconnessi grazie ad un'adeguata accessibilità pedonale. Tra gli elementi di disturbo tipici di questo ambiente vi sono i rifiuti urbani, l'inquinamento acustico e i gas di scarico emessi dalle autovetture. Considerando il gradiente di sviluppo dell'urbanizzazione di Parma, la zona residenziale è stata ulteriormente suddivisa in **aree** ubicate all'**interno delle mura** della città (inside the walls), ovvero nel centro storico, e **aree all'esterno delle mura** (outside the walls);

- Zona industriale (Industrial)

collocata nella periferia urbana, è sede di impianti industriali. Di conseguenza, questa zona risente presumibilmente dell'impatto dell'inquinamento chimico, inteso come l'insieme delle sostanze di scarto derivate dai processi produttivi e rilasciate nell'ambiente;

- Zona commerciale (Business)

distribuita a patch nel tessuto urbano, è rappresentata dall'alta concentrazione di esercizi commerciali e/o strutture che erogano servizi. Il disturbo antropico è collegato principalmente alla presenza di un'alta densità quotidiana di utenti e dei relativi mezzi di trasporto;

- Zona agricola (Agricultural)

ubicata tra la fascia residenziale e la periferia, è destinata all'esercizio delle attività agricole. In questo caso, il disturbo è sia di tipo meccanico, legato ai processi di lavorazione del suolo, che di tipo chimico, a causa dell'immissione di fertilizzanti chimici e pesticidi nel terreno.

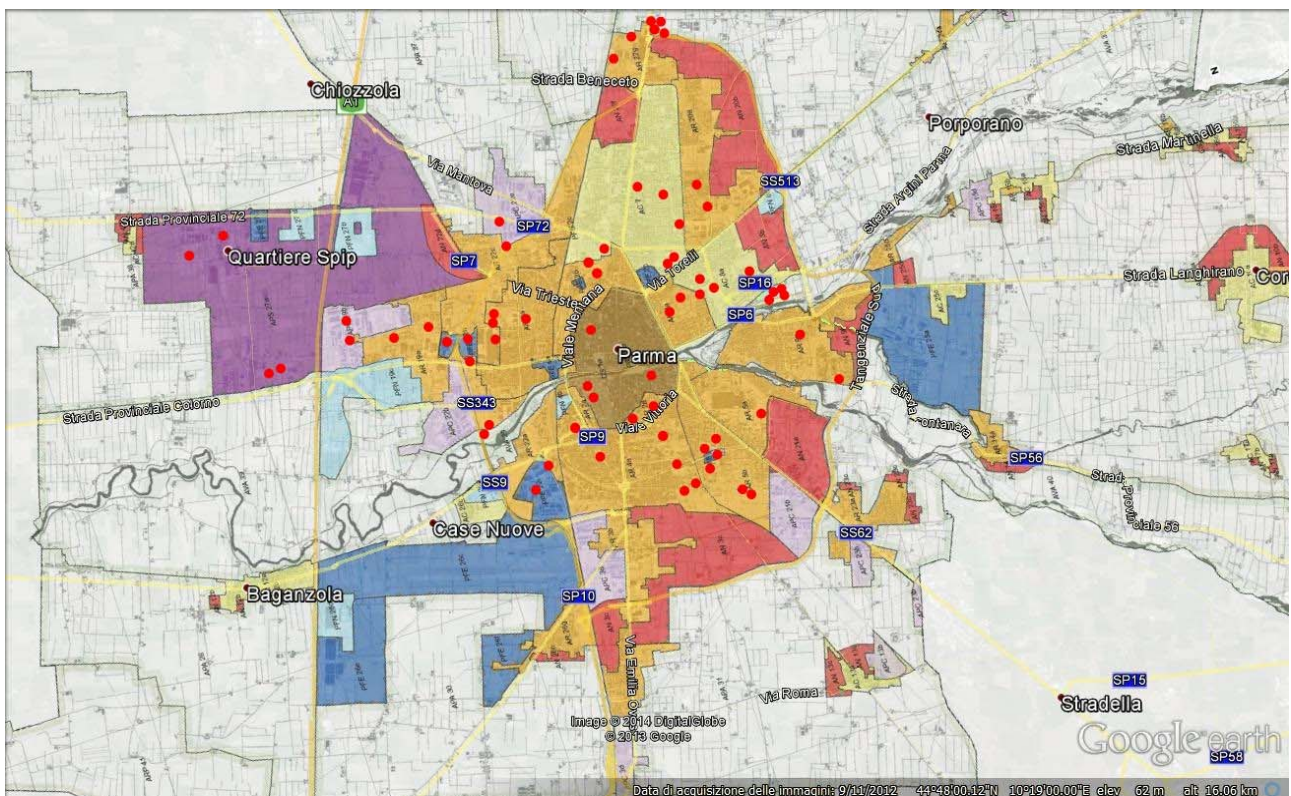


Fig 4.6 Piano regolatore della città di Parma (SAVI & CECI 2010). Legenda: CS = Centro Storico, AC = Ambito urbano Consolidato, AR = Ambito da Riquilificare, AN = Ambito per Nuovi insediamenti, APS = Ambito specializzato per attività Produttive – Sovracomunale, APC = APS = Ambito specializzato per attività Produttive – Comunale, AVA = Ambito di Valore naturale e Ambientale, ARP = Ambito di Rilievo Paesaggistico, APA = Ambito ad alta vocazione Produttiva Agricola, PFE = Polo Funzionale Esistente, PFN = Nuovo Polo Funzionale. I pallini rossi identificano i siti di campionamento.

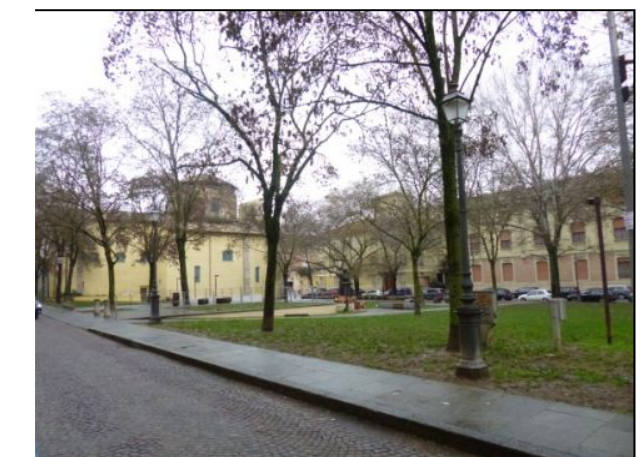


Fig 4.7 Esempi di aree verdi urbane di ogni categoria funzionale. a) *Park*, b) *Green Path*, c) *Residential* (outside the walls), d) *Residential* (inside the walls), e) *Industrial*, f) *Business*, g) *Agricultural*, g) *Forest*.

Categoria	Luogo	Sigla	Categoria	Luogo	Sigla
Park			Business		
1	Parco del Naviglio	Nav1	1	Via Rubini (Ospedale)	Osp1
2	Parco del Naviglio	Nav2 (*)	2	Via Rasori (Ospedale)	Osp2
3	Parco Falcone Borsellino (Ex Eridania)	FB1 (*)	3	Strada Abbeveratoia (INPS)	Inps1
4	Parco Falcone Borsellino (Ex Eridania)	FB2	4	Strada dei Mercati (Macello)	Mercati1
5	Parco Falcone Borsellino (Ex Eridania)	FB3	5	Strada dei Mercati (Cassa Risparmio)	Mercati2 (*)
6	Cittadella (Fossato)	Cit1 (*)	6	Via Fleming (Panorama)	Pan1 (*)
7	Cittadella (Interno)	Cit2	7	Via Fleming (Panorama)	Pan2 (*)
8	Parco Ducale	Duc1	8	Eurotorri	Euro1 (*)
9	Parco Ducale	Duc2	9	Eurotorri	Euro2 (*)
10	Parco del Dono	Dono1 (*)	10	Centrotorri	Ct1
11	Parco Ferrari	Fer1 (*)	Residential (inside the walls)		
12	Parco Ferrari	Fer2	1	Piazza Matteotti	PM1 (*)
Industrial			2	Piazza Matteotti	PM2
1	Via Veroni (Area SDA)	Sda1 (*)	3	Piazzale Alberto Rondani	Ro1 (*)
2	Via Veroni (Area SDA)	Sda2 (*)	4	Piazzale Salvo d'Acquisto	Salvo1 (*)
3	Via Paradigna (Area CFT)	Cft1	5	Piazzale Salvo d'Acquisto	Salvo2 (*)
4	Via Paradigna (Area CFT)	Cft2	6	Via del Prato (Università)	Prato1 (*)
5	Zona Industriale Mantova-Burla	Mnt1	Greenpath		
6	Zona Industriale Mantova-Burla	Mnt2	1	Via Vinci (argine)	Vinci1 (*)
7	Via Coppi (Strada San Donato)	Don1 (*)	2	Via Vinci (argine)	Vinci2 (*)
8	Via Binda (Strada San Donato)	Don2	3	Via Vinci (argine)	Vinci3 (*)
9	Via Mercalli (SPIP)	Spip1 (*)	4	Via Varese	Var1 (*)
10	Via Ugozzolo (SPIP)	Spip2 (*)	5	Via Varese	Var2
Residential (outside the walls)			6	Pista ciclabile campus	Campus1
1	Via Vinci (Montebello)	Monte1	7	Pista ciclabile campus	Campus2
2	Via Chierici (Montebello)	Monte2	8	Pista ciclabile campus	Campus3
3	Di fronte a Via Pertini (Margine Est)	Est1	9	Via Baganza	Bag1 (*)
4	Largo Lussu (Margine Est)	Est2	10	Via Baganza	Bag2
5	Via Hiroshima (San Lazzaro)	Laz1	Agricultural		
6	Via Fosse Ardeatine (San Lazzaro)	Laz2	1	Via Vinci (coltivati)	Viagr1 (*)
7	Via Lisoni - Via DeRossi	Laz3	2	Via Vinci (coltivati)	Viagr2 (*)
8	Via Verona (San Leonardo)	Leo1	3	Via Vinci (coltivati)	Viagr3
9	Piazza Salsi (San Leonardo)	Leo2	4	Via Vinci (coltivati)	Viagr4
10	Via Bernardt (Margine Nord - Paradigna)	Nord2 (*)	5	Via Chiavari [P]	Chia1
11	Via Bacchelli (Margine Nord - Paradigna)	Nord1	6	Via Chiavari [P]	Chia2
12	Via Ghiretti (Quartiere Prati-Bocchi)	Fiore1 (*)	7	Via Fellini (Panorama)	Fel1 (*)
13	Piazzale Pablo (Quartiere Prati-Bocchi)	Fiore2	8	Via Fellini (Panorama)	Fel2 (*)
14	Via Jenner	Mara1	9	Viale Europa [P]	Europa1
15	Via Vittorio De Sica	Mara2 (*)	10	Viale Europa [P]	Europa2
16	Via Maroncelli (Via Argonne)	Spezia1	11	Viale Europa [P]	Europa3
17	Via Calatafimi (Fronte Via Ricci)	Spezia2	12	Viale Europa [P]	Europa4
18	Via Atleti Azzurri d'Italia	Montanara1 (*)	13	Rotonda di Via Emilia Est - Park	Emi1
19	Parco Vezzani (via Pelpirana)	Montanara2	14	Rotonda di Via Emilia Est - Park	Emi2 (*)
20	Ex Mura, Via Duca Alessandro	Ex1 (*)	15	Rotonda di Via Emilia Est - Park	Emi3
21	Ex Mura, Via Caduti e dispersi in Russia	Ex2	16	Rotonda di Via Emilia Est - Park	Emi4

Tab 4.3 Siti di campionamento scelti tra le aree verdi urbane della città di Parma. (*) contrassegna le aree in cui sono state utilizzate bait. [P] indica i transetti in cui tutte le trappole sono state perse.

In aggiunta, è stata inclusa nell'area di studio la categoria *Forest*, che comprende aree verdi limitrofe al centro abitato di Tizzano Val Parma (PR). Questo piccolo comune della provincia di Parma ospita 2163 abitanti ed è localizzato a 814 m s.l.m. (A.A.V.V. 2014). La sua distanza dalla città, la bassa densità di popolazione (27,59 ab/km²) e l'assenza di attività produttive minimizzano il disturbo antropico, rendendo questo sito adatto per un confronto con le più impattate aree verdi urbane.

Categoria	Luogo	Sigla
Forest		
1	Tizzano (Via Basini)	Tiz1 (*)
2	Tizzano (Via Basini)	Tiz2 (*)
3	Tizzano (Via Basini)	Tiz3
4	Tizzano (Area verde attrezzata Fontanello) lungo alberi	Font1 (*)
5	Tizzano (Area verde attrezzata Fontanello) lungo alberi	Font2 (*)
6	Tizzano (Area verde attrezzata Fontanello) lungo alberi	Font3
7	Tizzano (Area verde attrezzata Fontanello) bosco fuori recinto	Font4 (*)
8	Tizzano (Area verde attrezzata Fontanello) bosco fuori recinto	Font5
9	Tizzano (Area verde attrezzata Fontanello) bosco fuori recinto	Font6

Tab 4.4 Siti di campionamento della categoria Forest scelti tra le aree verdi del comune di Tizzano Val Parma. (*) contrassegna le aree in cui sono state utilizzate le bait.

4.3.2 Campionamento

Come per il modello alpino, in ciascuna area sono state impiegate le due metodologie di campionamento descritte nel **paragrafo 3.3.2**.

4.3.2.1 Pitfall trapping

Inizialmente, il piano sperimentale prevedeva la scelta di 10 siti di campionamento per ciascuna categoria funzionale. Data la maggiore estensione della zona residenziale all'esterno delle mura, solo in questo caso sono state selezionate 20 aree, per garantire un'adeguata rappresentatività della categoria. In realtà, per la zona residenziale all'interno delle mura e per le aree verdi di Tizzano non è stato possibile identificare un totale di 10 aree. Inoltre, in alcuni siti, tutte o parte delle trappole piazzate sono state trovate divelte oppure non sono state recuperate; in questi casi, sono state scelte nuove aree della stessa categoria in cui ripetere il campionamento. Di conseguenza, nel corso dell'**estate 2012**, sono stati campionati **94 siti** (rispetto agli 80 previsti): 12 *Park*, 10 *Industrial*, 10 *Business*, 21 *Residential* (outside the walls), 6 *Residential* (inside the walls), 10 *Green Path*, 16 *Agricultural* e 9 *Forest*. Tutti i siti di campionamento sono illustrati in **Tab 4.3** e **Tab 4.4**.

In ciascuna area, sono state posizionate 5 pitfall, disponendone 4 ai vertici di un ipotetico quadrato di 20 metri per lato e una al centro, come illustrato in **Fig 4.8**. In questo caso, le trappole sono state raccolte dopo 5 giorni per aumentare lo sforzo di campionamento. In totale sono state piazzate **470 pitfall**, di cui 416 recuperate con successo.

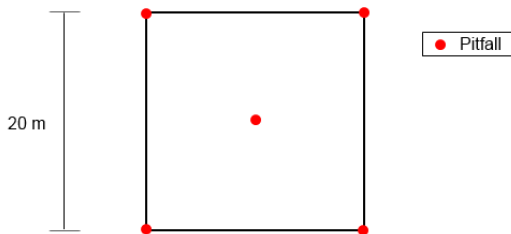


Fig 4.8 Disposizione delle pitfall trap all'interno di ciascun sito di campionamento

4.3.2.2 Baiting

Durante l'estate 2013, sono stati selezionati **40** dei 92 **siti** di campionamento per l'applicazione del protocollo di baiting, che ha previsto le stesse modalità descritte nel **paragrafo 3.3.2.2**. La distribuzione delle aree nelle categorie funzionali è la seguente: 5 *Park*, 5 *Industrial*, 5 *Business*, 5 *Residential* (outside the walls), 5 *Residential* (inside the walls), 5 *Green Path*, 5 *Agricultural* e 5 *Forest* (**Tab 4.3** e **Tab 4.4**). In ogni area, sono state predisposte due stazioni per l'osservazione delle trappole alimentari: in ciascuna, un operatore ha gestito 4 bait. In questo caso, la tipologia di risorsa alimentare era costituita da tonno all'olio (**Fig 4.9**), che ha le stesse proprietà del cibo per gatti e contiene tutti i nutrienti che rendono attrattiva l'esca (BESTELMEYER et al. 2000). Le osservazioni si sono svolte sempre nel corso della mattina, in un range di temperature compreso tra 25 e 30 °C. In totale, sono state osservate **320 bait** (4 trappole x 2 stazioni x 5 aree x 8 categorie funzionali), corrispondenti ad un periodo di osservazione di **80 ore** complessive.



Fig 4.9 Esempi di bait che utilizzano tonno come esca. A sinistra, una foraggiatrice solitaria; a destra, numerose foraggiatrici sulla trappola, in seguito a reclutamento di massa.

4.4 Risultati

Il protocollo di campionamento, secondo le modalità e le metodologie presentate (**paragrafo 3.3.2**), ha permesso globalmente l'analisi di **48290 individui** appartenenti al taxon **Formicidae**.

Di questi, 38719 campioni sono stati osservati sulle bait, mentre i restanti 9571 campioni sono stati raccolti tramite le pitfall. Come discusso in precedenza, la notevole differenza tra le due metodologie di campionamento è giustificata dall'attrattività delle trappole alimentari.

La **check-list** delle specie campionate nelle aree verdi della città di Parma è mostrata in **Tab 4.5**. In totale, sono state censite **27 specie**, appartenenti a tre sottofamiglie e 15 generi. In questo caso, tutte le specie sono state documentate nelle pitfall, mentre solo 20 specie sono state osservate presso le bait.

1. <i>Aphaenogaster subterranea</i> (Latreille, 1798) (*)	14. <i>Myrmica sabuleti</i> Bondroit, 1918 (*)
2. <i>Crematogaster scutellaris</i> (Olivier, 1792) (*)	15. <i>Myrmica specioides</i> Meinert, 1861 (*)
3. <i>Dolichoderus quadripunctatus</i> (Linnaeus, 1771) (*)	16. <i>Pheidole pallidula</i> (Nylander, 1849) (*)
4. <i>Formica cunicularia</i> Latreille, 1798 (*)	17. <i>Plagiolepis pygmaea</i> (Latreille, 1798) (*)
5. <i>Lasius emarginatus</i> (Olivier, 1792) (*)	18. <i>Polyergus rufescens</i> Latreille, 1804
6. <i>Lasius flavus</i> (Fabricius, 1782)	19. <i>Solenopsis fugax</i> (Latreille, 1798) (*)
7. <i>Lasius fuliginosus</i> (Latreille, 1798) (*)	20. <i>Tapinoma erraticum</i> (Latreille, 1798) (*)
8. <i>Lasius niger</i> (Linnaeus, 1758) (*)	21. <i>Tapinoma madeirense</i> Forel, 1895 (*)
9. <i>Lasius paralienus</i> Seifert, 1992 (*)	22. <i>Tapinoma nigerrimum</i> Nylander, 1856
10. <i>Lasius psammophilus</i> Seifert, 1992	23. <i>Temnothorax nylanderi</i> (Foerster, 1850) (*)
11. <i>Messor structor</i> (Latreille, 1798) (*)	24. <i>Temnothorax parvulus</i> (Schenck, 1852)
12. <i>Monomorium monomorium</i> Bolton, 1987 (*)	25. <i>Temnothorax unifasciatus</i> (Latreille, 1798) (*)
13. <i>Myrmica ruginodis</i> Nylander, 1846	26. <i>Tetramorium caespitum</i> s.l. (Linnaeus, 1758) (*)
	27. <i>Tetramorium moravicum</i> Kratochvíl, 1941

Tab 4.5 Check-list delle specie di formiche raccolte nelle aree verdi della città di Parma nel corso di questo studio (2012-2013). Le colorazioni indicano l'appartenenza alla sottofamiglia: Formicinae (in arancio), Myrmicinae (in giallo), Dolichoderinae (in verde). (*) indica le specie presenti anche nelle bait. s.l. = sensu lato.

4.4.1 Dominanza numerica

I dati ottenuti con il **pitfall trapping** hanno permesso di registrare le abbondanze di ciascuna specie presente nell'intera area di studio e a livello delle diverse categorie funzionali.

Delle 416 trappole recuperate con successo, 405 contenevano formiche. Il grafico in **Fig 4.10** mostra la proporzione di trappole in cui è stata documentata la presenza di formiche. Si nota che la percentuale di successo è superiore al 90% in tutte le categorie di aree campionate. Inoltre, in ben 4 categorie (Industrial, Business, Park e Green Path) tutte le pitfall contenevano formiche.

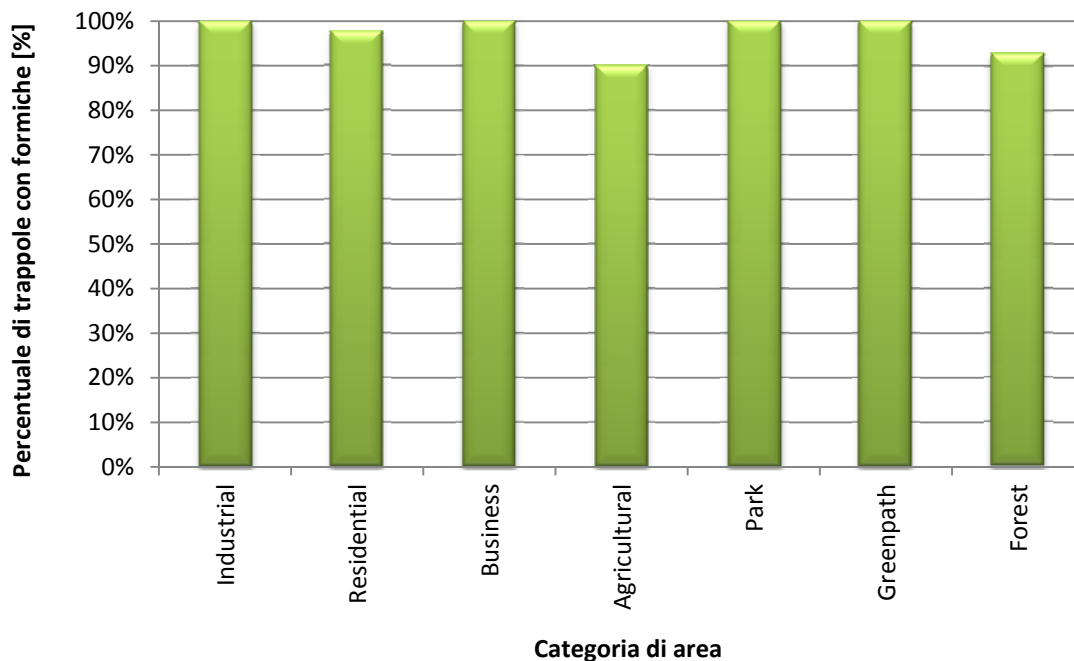


Fig 4.10 Sforzo di campionamento mediante pitfall trapping. Il grafico illustra la percentuale di pitfall contenenti formiche in ogni categoria di area.

Le specie risultate complessivamente più abbondanti sono: *Tetramorium caespitum* (21,9%), *Lasius niger* (15,3%), *Monomorium monomorium* (12,9%), *Plagiolepis pygmaea* (9,8%), *Solenopsis fugax* e *Lasius Paralienus* (5,5%) e *Pheidole pallidula* (4,2%) (**Fig 4.11**).

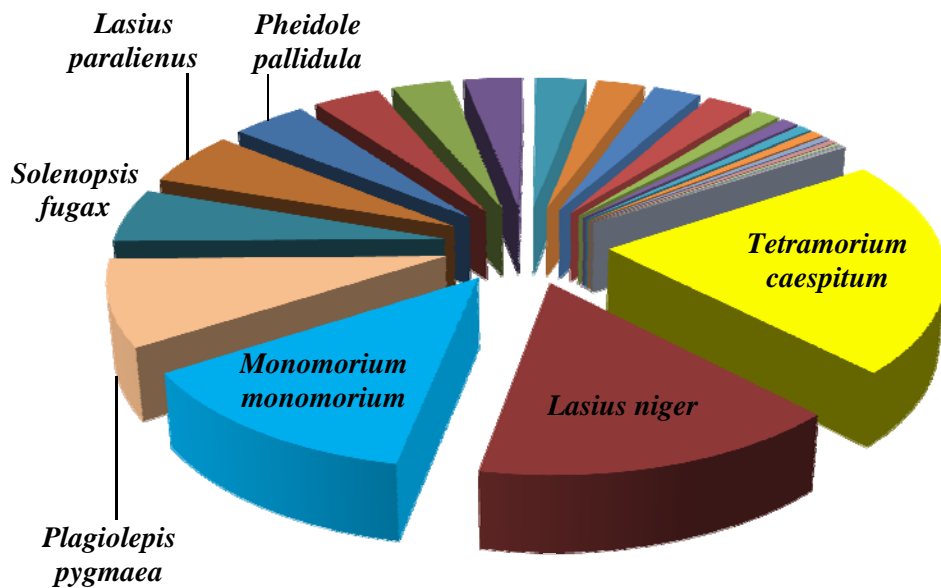


Fig 4.11 Abbondanze delle specie campionate mediante pitfall trapping nell'intera area di studio. Per maggiore chiarezza, sono indicati solo i nomi delle specie più abbondanti ($n > 4\%$)

Prima di effettuare l'ANOVA univariata sulle dominanze, i dati di abbondanza specifica relativi a ciascuna trappola sono stati trasformati mediante la formula $[\log_{10}(n+1)]$. Questa normalizzazione si applica per correggere valori molto elevati di abbondanza al fine di evitare la sovrastima dei risultati. Generalmente, ciò avviene quando le trappole sono state posizionate nei pressi di un nido o di una pista di foraggiamento (BESTELMEYER & WIENS 2001).

L'analisi della varianza è stata condotta sui valori medi di abbondanza specifica in ogni area ed ha permesso di evidenziare differenze altamente significative a livello dell'intera area di studio ($F_{(24,2100)} = 27,973$; $p < 0,0001^{***}$). Il test post hoc di Bonferroni per i confronti multipli (**Tab 4.6**) ha mostrato che l'unica specie che si differenzia significativamente da tutte le altre è *Tetramorium caespitum*, risultando la dominante numerica delle aree verdi urbane complessivamente campionate (**Fig 4.12**).

Confronti multipli per l'intera area di studio

Variabile dipendente: Abbondanza

Bonferroni

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Creumatogaster scutellaris</i>	<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	0,006	0,026	1,000	-0,090036	0,102374
	<i>Formica cunicularia</i>	-,1242841*	0,026	0,000	-0,220489	-0,028079
	<i>Lasius emarginatus</i>	-0,017	0,026	1,000	-0,113214	0,079195
	<i>Lasius flavus</i>	0,006	0,026	1,000	-0,09045	0,101959
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-0,042	0,026	1,000	-0,138032	0,054378
	<i>Lasius niger</i>	-,1190798*	0,026	0,001	-0,215285	-0,022875
	<i>Lasius paralienus</i>	-0,072	0,026	1,000	-0,16797	0,024439
	<i>Lasius psammophilus</i>	0,005	0,026	1,000	-0,090864	0,101545
	<i>Messor structor</i>	-0,041	0,026	1,000	-0,137004	0,055405
	<i>Monomorium monomorium</i>	-,1515353*	0,026	0,000	-0,24774	-0,055331
	<i>Myrmica ruginodis</i>	0,005	0,026	1,000	-0,090972	0,101437
	<i>Myrmica sabuleti</i>	-0,039	0,026	1,000	-0,135553	0,056857
	<i>Myrmica specioides</i>	-0,036	0,026	1,000	-0,131763	0,060647
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,058	0,026	1,000	-0,154394	0,038016
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-,2421352*	0,026	0,000	-0,33834	-0,14593
	<i>Polyergus rufescens</i>	0,000	0,026	1,000	-0,09667	0,095739
	<i>Solenopsis fugax</i>	-,1412783*	0,026	0,000	-0,237483	-0,045074
	<i>Tapinoma erraticum</i>	-0,001	0,026	1,000	-0,097372	0,095038
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,083	0,026	0,351	-0,179109	0,013301
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	0,001	0,026	1,000	-0,095319	0,09709
<i>Temnothorax nylanderi</i>	-0,018	0,026	1,000	-0,113802	0,078608	
<i>Temnothorax parvulus</i>	0,004	0,026	1,000	-0,092252	0,100157	
<i>Tetramorium caespitum</i>	-,4045377*	0,026	0,000	-0,500742	-0,308333	
<i>Tetramorium moravicum</i>	-0,010	0,026	1,000	-0,106606	0,085804	
<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	<i>Creumatogaster scutellaris</i>	-0,006	0,026	1,000	-0,102374	0,090036
	<i>Formica cunicularia</i>	-,1304530*	0,026	0,000	-0,226658	-0,034248
	<i>Lasius emarginatus</i>	-0,023	0,026	1,000	-0,119383	0,073026
	<i>Lasius flavus</i>	0,000	0,026	1,000	-0,096619	0,09579
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-0,048	0,026	1,000	-0,144201	0,048209
	<i>Lasius niger</i>	-,1252488*	0,026	0,000	-0,221454	-0,029044
	<i>Lasius paralienus</i>	-0,078	0,026	0,683	-0,174139	0,01827
	<i>Lasius psammophilus</i>	-0,001	0,026	1,000	-0,097033	0,095376
	<i>Messor structor</i>	-0,047	0,026	1,000	-0,143173	0,049236
	<i>Monomorium monomorium</i>	-,1577042*	0,026	0,000	-0,253909	-0,061499
	<i>Myrmica ruginodis</i>	-0,001	0,026	1,000	-0,097141	0,095268
	<i>Myrmica sabuleti</i>	-0,046	0,026	1,000	-0,141722	0,050688
	<i>Myrmica specioides</i>	-0,042	0,026	1,000	-0,137932	0,054478

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,064	0,026	1,000	-0,160563	0,031847
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-,2483041*	0,026	0,000	-0,344509	-0,152099
	<i>Polyergus rufescens</i>	-0,007	0,026	1,000	-0,102839	0,089571
	<i>Solenopsis fugax</i>	-,1474473*	0,026	0,000	-0,243652	-0,051242
	<i>Tapinoma erraticum</i>	-0,007	0,026	1,000	-0,103541	0,088869
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,089	0,026	0,147	-0,185277	0,007132
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-0,005	0,026	1,000	-0,101488	0,090921
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	-0,024	0,026	1,000	-0,119971	0,072439
	<i>Temnothorax parvulus</i>	-0,002	0,026	1,000	-0,098421	0,093988
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,4107066*	0,026	0,000	-0,506911	-0,314502
	<i>Tetramorium moravicum</i>	-0,017	0,026	1,000	-0,112775	0,079635
	<i>Formica cunicularia</i>	<i>CreMATogaster scutellaris</i>	,1242841*	0,026	0,000	0,028079
<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>		,1304530*	0,026	0,000	0,034248	0,226658
<i>Lasius emarginatus</i>		,1072745*	0,026	0,008	0,01107	0,203479
<i>Lasius flavus</i>		,1300387*	0,026	0,000	0,033834	0,226243
<i>Lasius fuliginosus</i>		0,082	0,026	0,374	-0,013748	0,178662
<i>Lasius niger</i>		0,005	0,026	1,000	-0,091001	0,101409
<i>Lasius paralienus</i>		0,053	0,026	1,000	-0,043686	0,148723
<i>Lasius psammophilus</i>		,1296243*	0,026	0,000	0,03342	0,225829
<i>Messor structor</i>		0,083	0,026	0,324	-0,01272	0,179689
<i>Monomorium monomorium</i>		-0,027	0,026	1,000	-0,123456	0,068954
<i>Myrmica ruginodis</i>		,1295167*	0,026	0,000	0,033312	0,225721
<i>Myrmica sabuleti</i>		0,085	0,026	0,265	-0,011269	0,181141
<i>Myrmica specioides</i>		0,089	0,026	0,154	-0,007479	0,184931
<i>Pheidole pallidula</i>		0,066	0,026	1,000	-0,03011	0,1623
<i>Plagiolepis pygmaea</i>		-,1178511*	0,026	0,001	-0,214056	-0,021646
<i>Polyergus rufescens</i>		,1238188*	0,026	0,000	0,027614	0,220024
<i>Solenopsis fugax</i>		-0,017	0,026	1,000	-0,113199	0,079211
<i>Tapinoma erraticum</i>		,1231169*	0,026	0,000	0,026912	0,219322
<i>Tapinoma madeirense</i>		0,041	0,026	1,000	-0,054824	0,137585
<i>Tapinoma nigerrimum</i>		,1251694*	0,026	0,000	0,028965	0,221374
<i>Temnothorax nylanderi</i>		,1066870*	0,026	0,009	0,010482	0,202892
<i>Temnothorax parvulus</i>		,1282365*	0,026	0,000	0,032032	0,224441
<i>Tetramorium caespitum</i>		-,2802536*	0,026	0,000	-0,376458	-0,184049
<i>Tetramorium moravicum</i>		,1138829*	0,026	0,003	0,017678	0,210088

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Lasius emarginatus</i>	<i>Crematogaster scutellaris</i>	0,017	0,026	1,000	-0,079195	0,113214
	<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	0,023	0,026	1,000	-0,073026	0,119383
	<i>Formica cunicularia</i>	,1072745*	0,026	0,008	-0,203479	-0,01107
	<i>Lasius flavus</i>	0,023	0,026	1,000	-0,073441	0,118969
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-0,025	0,026	1,000	-0,121022	0,071387
	<i>Lasius niger</i>	,1020703*	0,026	0,020	-0,198275	-0,005865
	<i>Lasius paralienus</i>	-0,055	0,026	1,000	-0,150961	0,041449
	<i>Lasius psammophilus</i>	0,022	0,026	1,000	-0,073855	0,118555
	<i>Messor structor</i>	-0,024	0,026	1,000	-0,119995	0,072415
	<i>Monomorium monomorium</i>	,1345257*	0,026	0,000	-0,23073	-0,038321
	<i>Myrmica ruginodis</i>	0,022	0,026	1,000	-0,073963	0,118447
	<i>Myrmica sabuleti</i>	-0,022	0,026	1,000	-0,118543	0,073866
	<i>Myrmica specioides</i>	-0,019	0,026	1,000	-0,114753	0,077656
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,041	0,026	1,000	-0,137384	0,055025
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	,2251256*	0,026	0,000	-0,32133	-0,128921
	<i>Polyergus rufescens</i>	0,017	0,026	1,000	-0,07966	0,112749
	<i>Solenopsis fugax</i>	,1242687*	0,026	0,000	-0,220474	-0,028064
	<i>Tapinoma erraticum</i>	0,016	0,026	1,000	-0,080362	0,112047
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,066	0,026	1,000	-0,162099	0,030311
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	0,018	0,026	1,000	-0,07831	0,1141
<i>Temnothorax nylanderi</i>	-0,001	0,026	1,000	-0,096792	0,095617	
<i>Temnothorax parvulus</i>	0,021	0,026	1,000	-0,075243	0,117167	
<i>Tetramorium caespitum</i>	,3875281*	0,026	0,000	-0,483733	-0,291323	
<i>Tetramorium moravicum</i>	0,007	0,026	1,000	-0,089596	0,102813	
<i>Lasius flavus</i>	<i>Crematogaster scutellaris</i>	-0,006	0,026	1,000	-0,101959	0,09045
	<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	0,000	0,026	1,000	-0,09579	0,096619
	<i>Formica cunicularia</i>	,1300387*	0,026	0,000	-0,226243	-0,033834
	<i>Lasius emarginatus</i>	-0,023	0,026	1,000	-0,118969	0,073441
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-0,048	0,026	1,000	-0,143786	0,048623
	<i>Lasius niger</i>	,1248344*	0,026	0,000	-0,221039	-0,02863
	<i>Lasius paralienus</i>	-0,078	0,026	0,721	-0,173725	0,018685
	<i>Lasius psammophilus</i>	0,000	0,026	1,000	-0,096619	0,09579
	<i>Messor structor</i>	-0,047	0,026	1,000	-0,142759	0,04965
	<i>Monomorium monomorium</i>	,1572899*	0,026	0,000	-0,253495	-0,061085
	<i>Myrmica ruginodis</i>	-0,001	0,026	1,000	-0,096727	0,095683

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Lasius flavus</i>	<i>Myrmica sabuleti</i>	-0,045	0,026	1,000	-0,141307	0,051102
	<i>Myrmica specioides</i>	-0,041	0,026	1,000	-0,137517	0,054892
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,064	0,026	1,000	-0,160149	0,032261
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	,2478898*	0,026	0,000	-0,344095	-0,151685
	<i>Polyergus rufescens</i>	-0,006	0,026	1,000	-0,102425	0,089985
	<i>Solenopsis fugax</i>	,1470329*	0,026	0,000	-0,243238	-0,050828
	<i>Tapinoma erraticum</i>	-0,007	0,026	1,000	-0,103127	0,089283
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,089	0,026	0,156	-0,184863	0,007546
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-0,005	0,026	1,000	-0,101074	0,091336
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	-0,023	0,026	1,000	-0,119556	0,072853
	<i>Temnothorax parvulus</i>	-0,002	0,026	1,000	-0,098007	0,094403
	<i>Tetramorium caespitum</i>	,4102923*	0,026	0,000	-0,506497	-0,314088
	<i>Tetramorium moravicum</i>	-0,016	0,026	1,000	-0,112361	0,080049
<i>Lasius fuliginosus</i>	<i>Crematogaster scutellaris</i>	0,042	0,026	1,000	-0,054378	0,138032
	<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	0,048	0,026	1,000	-0,048209	0,144201
	<i>Formica cunicularia</i>	-0,082	0,026	0,374	-0,178662	0,013748
	<i>Lasius emarginatus</i>	0,025	0,026	1,000	-0,071387	0,121022
	<i>Lasius flavus</i>	0,048	0,026	1,000	-0,048623	0,143786
	<i>Lasius niger</i>	-0,077	0,026	0,746	-0,173458	0,018952
	<i>Lasius paralienus</i>	-0,030	0,026	1,000	-0,126143	0,066266
	<i>Lasius psammophilus</i>	0,047	0,026	1,000	-0,049038	0,143372
	<i>Messor structor</i>	0,001	0,026	1,000	-0,095178	0,097232
	<i>Monomorium monomorium</i>	,1097083*	0,026	0,005	-0,205913	-0,013504
	<i>Myrmica ruginodis</i>	0,047	0,026	1,000	-0,049145	0,143264
	<i>Myrmica sabuleti</i>	0,002	0,026	1,000	-0,093726	0,098684
	<i>Myrmica specioides</i>	0,006	0,026	1,000	-0,089936	0,102474
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,016	0,026	1,000	-0,112567	0,079843
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	,2003082*	0,026	0,000	-0,296513	-0,104103
	<i>Polyergus rufescens</i>	0,041	0,026	1,000	-0,054843	0,137566
	<i>Solenopsis fugax</i>	,0994513*	0,026	0,030	-0,195656	-0,003247
	<i>Tapinoma erraticum</i>	0,041	0,026	1,000	-0,055545	0,136865
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,041	0,026	1,000	-0,137282	0,055128
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	0,043	0,026	1,000	-0,053492	0,138917
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	0,024	0,026	1,000	-0,071975	0,120435
	<i>Temnothorax parvulus</i>	0,046	0,026	1,000	-0,050425	0,141984
	<i>Tetramorium caespitum</i>	,3627107*	0,026	0,000	-0,458915	-0,266506
<i>Tetramorium moravicum</i>	0,031	0,026	1,000	-0,064779	0,127631	

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Lasius paralienus</i>	<i>CreMATogaster scutellaris</i>	0,072	0,026	1,000	-0,024439	0,16797
	<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	0,078	0,026	0,683	-0,01827	0,174139
	<i>Formica cunicularia</i>	-0,053	0,026	1,000	-0,148723	0,043686
	<i>Lasius emarginatus</i>	0,055	0,026	1,000	-0,041449	0,150961
	<i>Lasius flavus</i>	0,078	0,026	0,721	-0,018685	0,173725
	<i>Lasius fuliginosus</i>	0,030	0,026	1,000	-0,066266	0,126143
	<i>Lasius niger</i>	-0,047	0,026	1,000	-0,143519	0,04889
	<i>Lasius psammophilus</i>	0,077	0,026	0,760	-0,019099	0,17331
	<i>Messor structor</i>	0,031	0,026	1,000	-0,065239	0,12717
	<i>Monomorium monomorium</i>	-0,080	0,026	0,536	-0,175975	0,016435
	<i>Myrmica ruginodis</i>	0,077	0,026	0,771	-0,019207	0,173203
	<i>Myrmica sabuleti</i>	0,032	0,026	1,000	-0,063787	0,128622
	<i>Myrmica specioides</i>	0,036	0,026	1,000	-0,059998	0,132412
	<i>Pheidole pallidula</i>	0,014	0,026	1,000	-0,082629	0,109781
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	,1703698*	0,026	0,000	-0,266575	-0,074165
	<i>Polyergus rufescens</i>	0,071	0,026	1,000	-0,024905	0,167505
	<i>Solenopsis fugax</i>	-0,070	0,026	1,000	-0,165718	0,026692
	<i>Tapinoma erraticum</i>	0,071	0,026	1,000	-0,025607	0,166803
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,011	0,026	1,000	-0,107343	0,085066
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	0,073	0,026	1,000	-0,023554	0,168856
<i>Temnothorax nylanderi</i>	0,054	0,026	1,000	-0,042036	0,150373	
<i>Temnothorax parvulus</i>	0,076	0,026	0,908	-0,020487	0,171923	
<i>Tetramorium caespitum</i>	,3327723*	0,026	0,000	-0,428977	-0,236568	
<i>Tetramorium moravicum</i>	0,061	0,026	1,000	-0,034841	0,157569	
<i>Lasius psammophilus</i>	<i>CreMATogaster scutellaris</i>	-0,005	0,026	1,000	-0,101545	0,090864
	<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	0,001	0,026	1,000	-0,095376	0,097033
	<i>Formica cunicularia</i>	,1296243*	0,026	0,000	-0,225829	-0,03342
	<i>Lasius emarginatus</i>	-0,022	0,026	1,000	-0,118555	0,073855
	<i>Lasius flavus</i>	0,000	0,026	1,000	-0,09579	0,096619
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-0,047	0,026	1,000	-0,143372	0,049038
	<i>Lasius niger</i>	,1244201*	0,026	0,000	-0,220625	-0,028215
	<i>Lasius paralienus</i>	-0,077	0,026	0,760	-0,17331	0,019099
	<i>Messor structor</i>	-0,046	0,026	1,000	-0,142345	0,050065
	<i>Monomorium monomorium</i>	,1568756*	0,026	0,000	-0,25308	-0,060671
	<i>Myrmica ruginodis</i>	0,000	0,026	1,000	-0,096312	0,096097
	<i>Myrmica sabuleti</i>	-0,045	0,026	1,000	-0,140893	0,051517
	<i>Myrmica specioides</i>	-0,041	0,026	1,000	-0,137103	0,055306
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,064	0,026	1,000	-0,159734	0,032675

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Lasius psammophilus</i>	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	,2474754*	0,026	0,000	-0,34368	-0,151271
	<i>Polyergus rufescens</i>	-0,006	0,026	1,000	-0,10201	0,090399
	<i>Solenopsis fugax</i>	,1466186*	0,026	0,000	-0,242823	-0,050414
	<i>Tapinoma erraticum</i>	-0,007	0,026	1,000	-0,102712	0,089697
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,088	0,026	0,166	-0,184449	0,007961
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-0,004	0,026	1,000	-0,10066	0,09175
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	-0,023	0,026	1,000	-0,119142	0,073267
	<i>Temnothorax parvulus</i>	-0,001	0,026	1,000	-0,097593	0,094817
	<i>Tetramorium caespitum</i>	,4098779*	0,026	0,000	-0,506083	-0,313673
	<i>Tetramorium moravicum</i>	-0,016	0,026	1,000	-0,111946	0,080463
<i>Messor structor</i>	<i>Crematogaster scutellaris</i>	0,041	0,026	1,000	-0,055405	0,137004
	<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	0,047	0,026	1,000	-0,049236	0,143173
	<i>Formica cunicularia</i>	-0,083	0,026	0,324	-0,179689	0,01272
	<i>Lasius emarginatus</i>	0,024	0,026	1,000	-0,072415	0,119995
	<i>Lasius flavus</i>	0,047	0,026	1,000	-0,04965	0,142759
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-0,001	0,026	1,000	-0,097232	0,095178
	<i>Lasius niger</i>	-0,078	0,026	0,653	-0,174485	0,017925
	<i>Lasius paralienus</i>	-0,031	0,026	1,000	-0,12717	0,065239
	<i>Lasius psammophilus</i>	0,046	0,026	1,000	-0,050065	0,142345
	<i>Monomorium monomorium</i>	,1107356*	0,026	0,004	-0,20694	-0,014531
	<i>Myrmica ruginodis</i>	0,046	0,026	1,000	-0,050172	0,142237
	<i>Myrmica sabuleti</i>	0,001	0,026	1,000	-0,094753	0,097657
	<i>Myrmica specioides</i>	0,005	0,026	1,000	-0,090963	0,101446
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,017	0,026	1,000	-0,113594	0,078815
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	,2013354*	0,026	0,000	-0,29754	-0,105131
	<i>Polyergus rufescens</i>	0,040	0,026	1,000	-0,05587	0,136539
	<i>Solenopsis fugax</i>	,1004786*	0,026	0,025	-0,196683	-0,004274
	<i>Tapinoma erraticum</i>	0,040	0,026	1,000	-0,056572	0,135837
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,042	0,026	1,000	-0,138309	0,054101
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	0,042	0,026	1,000	-0,05452	0,13789
<i>Temnothorax nylanderi</i>	0,023	0,026	1,000	-0,073002	0,119407	
<i>Temnothorax parvulus</i>	0,045	0,026	1,000	-0,051453	0,140957	
<i>Tetramorium caespitum</i>	,3637379*	0,026	0,000	-0,459943	-0,267533	
<i>Tetramorium moravicum</i>	0,030	0,026	1,000	-0,065806	0,126603	
<i>Monomorium monomorium</i>	<i>Crematogaster scutellaris</i>	,1515353*	0,026	0,000	0,055331	0,24774
	<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	,1577042*	0,026	0,000	0,061499	0,253909

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Monomorium monomorium</i>	<i>Formica cunicularia</i>	0,027	0,026	1,000	-0,068954	0,123456
	<i>Lasius emarginatus</i>	,1345257*	0,026	0,000	0,038321	0,23073
	<i>Lasius flavus</i>	,1572899*	0,026	0,000	0,061085	0,253495
	<i>Lasius fuliginosus</i>	,1097083*	0,026	0,005	0,013504	0,205913
	<i>Lasius niger</i>	0,032	0,026	1,000	-0,063749	0,12866
	<i>Lasius paralienus</i>	0,080	0,026	0,536	-0,016435	0,175975
	<i>Lasius psammophilus</i>	,1568756*	0,026	0,000	0,060671	0,25308
	<i>Messor structor</i>	,1107356*	0,026	0,004	0,014531	0,20694
	<i>Myrmica ruginodis</i>	,1567679*	0,026	0,000	0,060563	0,252973
	<i>Myrmica sabuleti</i>	,1121873*	0,026	0,003	0,015983	0,208392
	<i>Myrmica specioides</i>	,1159772*	0,026	0,002	0,019772	0,212182
	<i>Pheidole pallidula</i>	0,093	0,026	0,078	-0,002859	0,189551
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,091	0,026	0,117	-0,186805	0,005605
	<i>Polyergus rufescens</i>	,1510700*	0,026	0,000	0,054865	0,247275
	<i>Solenopsis fugax</i>	0,010	0,026	1,000	-0,085948	0,106462
	<i>Tapinoma erraticum</i>	,1503681*	0,026	0,000	0,054163	0,246573
	<i>Tapinoma madeirense</i>	0,069	0,026	1,000	-0,027573	0,164836
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	,1524207*	0,026	0,000	0,056216	0,248625
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	,1339382*	0,026	0,000	0,037733	0,230143
	<i>Temnothorax parvulus</i>	,1554877*	0,026	0,000	0,059283	0,251692
	-					
	<i>Tetramorium caespitum</i>	,2530024*	0,026	0,000	-0,349207	-0,156798
	<i>Tetramorium moravicum</i>	,1411341*	0,026	0,000	0,044929	0,237339
<i>Myrmica ruginodis</i>	<i>Crematogaster scutellaris</i>	-0,005	0,026	1,000	-0,101437	0,090972
	<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	0,001	0,026	1,000	-0,095268	0,097141
		-				
	<i>Formica cunicularia</i>	,1295167*	0,026	0,000	-0,225721	-0,033312
	<i>Lasius emarginatus</i>	-0,022	0,026	1,000	-0,118447	0,073963
	<i>Lasius flavus</i>	0,001	0,026	1,000	-0,095683	0,096727
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-0,047	0,026	1,000	-0,143264	0,049145
		-				
	<i>Lasius niger</i>	,1243124*	0,026	0,000	-0,220517	-0,028108
	<i>Lasius paralienus</i>	-0,077	0,026	0,771	-0,173203	0,019207
	<i>Lasius psammophilus</i>	0,000	0,026	1,000	-0,096097	0,096312
	<i>Messor structor</i>	-0,046	0,026	1,000	-0,142237	0,050172
		-				
	<i>Monomorium monomorium</i>	,1567679*	0,026	0,000	-0,252973	-0,060563
	<i>Myrmica sabuleti</i>	-0,045	0,026	1,000	-0,140785	0,051624
	<i>Myrmica specioides</i>	-0,041	0,026	1,000	-0,136995	0,055414
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,063	0,026	1,000	-0,159627	0,032783
	-					
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	,2473678*	0,026	0,000	-0,343573	-0,151163	
<i>Polyergus rufescens</i>	-0,006	0,026	1,000	-0,101903	0,090507	

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Myrmica ruginodis</i>	<i>Solenopsis fugax</i>	,1465109*	0,026	0,000	-0,242716	-0,050306
	<i>Tapinoma erraticum</i>	-0,006	0,026	1,000	-0,102605	0,089805
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,088	0,026	0,168	-0,184341	0,008068
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-0,004	0,026	1,000	-0,100552	0,091858
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	-0,023	0,026	1,000	-0,119034	0,073375
	<i>Temnothorax parvulus</i>	-0,001	0,026	1,000	-0,097485	0,094925
	<i>Tetramorium caespitum</i>	,4097703*	0,026	0,000	-0,505975	-0,313566
	<i>Tetramorium moravicum</i>	-0,016	0,026	1,000	-0,111839	0,080571
<i>Myrmica sabuleti</i>	<i>CreMATogaster scutellaris</i>	0,039	0,026	1,000	-0,056857	0,135553
	<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	0,046	0,026	1,000	-0,050688	0,141722
	<i>Formica cunicularia</i>	-0,085	0,026	0,265	-0,181141	0,011269
	<i>Lasius emarginatus</i>	0,022	0,026	1,000	-0,073866	0,118543
	<i>Lasius flavus</i>	0,045	0,026	1,000	-0,051102	0,141307
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-0,002	0,026	1,000	-0,098684	0,093726
	<i>Lasius niger</i>	-0,080	0,026	0,539	-0,175937	0,016473
	<i>Lasius paralienus</i>	-0,032	0,026	1,000	-0,128622	0,063787
	<i>Lasius psammophilus</i>	0,045	0,026	1,000	-0,051517	0,140893
	<i>Messor structor</i>	-0,001	0,026	1,000	-0,097657	0,094753
	<i>Monomorium monomorium</i>	,1121873*	0,026	0,003	-0,208392	-0,015983
	<i>Myrmica ruginodis</i>	0,045	0,026	1,000	-0,051624	0,140785
	<i>Myrmica specioides</i>	0,004	0,026	1,000	-0,092415	0,099995
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,019	0,026	1,000	-0,115046	0,077364
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	,2027872*	0,026	0,000	-0,298992	-0,106582
	<i>Polyergus rufescens</i>	0,039	0,026	1,000	-0,057322	0,135087
	<i>Solenopsis fugax</i>	,1019303*	0,026	0,020	-0,198135	-0,005726
	<i>Tapinoma erraticum</i>	0,038	0,026	1,000	-0,058024	0,134386
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,044	0,026	1,000	-0,139761	0,052649
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	0,040	0,026	1,000	-0,055971	0,136438
<i>Temnothorax nylanderi</i>	0,022	0,026	1,000	-0,074454	0,117956	
<i>Temnothorax parvulus</i>	0,043	0,026	1,000	-0,052904	0,139505	
<i>Tetramorium caespitum</i>	,3651897*	0,026	0,000	-0,461394	-0,268985	
<i>Tetramorium moravicum</i>	0,029	0,026	1,000	-0,067258	0,125152	
<i>Myrmica specioides</i>	<i>CreMATogaster scutellaris</i>	0,036	0,026	1,000	-0,060647	0,131763
	<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	0,042	0,026	1,000	-0,054478	0,137932
	<i>Formica cunicularia</i>	-0,089	0,026	0,154	-0,184931	0,007479
	<i>Lasius emarginatus</i>	0,019	0,026	1,000	-0,077656	0,114753
	<i>Lasius flavus</i>	0,041	0,026	1,000	-0,054892	0,137517

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Myrmica specioidea</i>	<i>Lasius fuliginosus</i>	-0,006	0,026	1,000	-0,102474	0,089936
	<i>Lasius niger</i>	-0,084	0,026	0,323	-0,179726	0,012683
	<i>Lasius paralienus</i>	-0,036	0,026	1,000	-0,132412	0,059998
	<i>Lasius psammophilus</i>	0,041	0,026	1,000	-0,055306	0,137103
	<i>Messor structor</i>	-0,005	0,026	1,000	-0,101446	0,090963
	<i>Monomorium monomorium</i>	,1159772*	0,026	0,002	-0,212182	-0,019772
	<i>Myrmica ruginodis</i>	0,041	0,026	1,000	-0,055414	0,136995
	<i>Myrmica sabuleti</i>	-0,004	0,026	1,000	-0,099995	0,092415
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,023	0,026	1,000	-0,118836	0,073574
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	,2065770*	0,026	0,000	-0,302782	-0,110372
	<i>Polyergus rufescens</i>	0,035	0,026	1,000	-0,061112	0,131298
	<i>Solenopsis fugax</i>	,1057202*	0,026	0,011	-0,201925	-0,009515
	<i>Tapinoma erraticum</i>	0,034	0,026	1,000	-0,061814	0,130596
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,047	0,026	1,000	-0,14355	0,048859
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	0,036	0,026	1,000	-0,059761	0,132648
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	0,018	0,026	1,000	-0,078244	0,114166
	<i>Temnothorax parvulus</i>	0,040	0,026	1,000	-0,056694	0,135715
	<i>Tetramorium caespitum</i>	,3689795*	0,026	0,000	-0,465184	-0,272775
	<i>Tetramorium moravicum</i>	0,025	0,026	1,000	-0,071048	0,121362
	<i>Pheidole pallidula</i>	<i>Crematogaster scutellaris</i>	0,058	0,026	1,000	-0,038016
<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>		0,064	0,026	1,000	-0,031847	0,160563
<i>Formica cunicularia</i>		-0,066	0,026	1,000	-0,1623	0,03011
<i>Lasius emarginatus</i>		0,041	0,026	1,000	-0,055025	0,137384
<i>Lasius flavus</i>		0,064	0,026	1,000	-0,032261	0,160149
<i>Lasius fuliginosus</i>		0,016	0,026	1,000	-0,079843	0,112567
<i>Lasius niger</i>		-0,061	0,026	1,000	-0,157095	0,035314
<i>Lasius paralienus</i>		-0,014	0,026	1,000	-0,109781	0,082629
<i>Lasius psammophilus</i>		0,064	0,026	1,000	-0,032675	0,159734
<i>Messor structor</i>		0,017	0,026	1,000	-0,078815	0,113594
<i>Monomorium monomorium</i>		-0,093	0,026	0,078	-0,189551	0,002859
<i>Myrmica ruginodis</i>		0,063	0,026	1,000	-0,032783	0,159627
<i>Myrmica sabuleti</i>		0,019	0,026	1,000	-0,077364	0,115046
<i>Myrmica specioidea</i>		0,023	0,026	1,000	-0,073574	0,118836
<i>Plagiolepis pygmaea</i>		,1839459*	0,026	0,000	-0,280151	-0,087741
<i>Polyergus rufescens</i>		0,058	0,026	1,000	-0,038481	0,153929
<i>Solenopsis fugax</i>		-0,083	0,026	0,343	-0,179294	0,013116
<i>Tapinoma erraticum</i>		0,057	0,026	1,000	-0,039183	0,153227
<i>Tapinoma madeirense</i>		-0,025	0,026	1,000	-0,120919	0,07149

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Pheidole pallidula</i>	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	0,059	0,026	1,000	-0,03713	0,155279
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	0,041	0,026	1,000	-0,055613	0,136797
	<i>Temnothorax parvulus</i>	0,062	0,026	1,000	-0,034063	0,158346
	<i>Tetramorium caespitum</i>	,3463484*	0,026	0,000	-0,442553	-0,250144
	<i>Tetramorium moravicum</i>	0,048	0,026	1,000	-0,048417	0,143993
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	<i>Crematogaster scutellaris</i>	,2421352*	0,026	0,000	0,14593	0,33834
	<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	,2483041*	0,026	0,000	0,152099	0,344509
	<i>Formica cunicularia</i>	,1178511*	0,026	0,001	0,021646	0,214056
	<i>Lasius emarginatus</i>	,2251256*	0,026	0,000	0,128921	0,32133
	<i>Lasius flavus</i>	,2478898*	0,026	0,000	0,151685	0,344095
	<i>Lasius fuliginosus</i>	,2003082*	0,026	0,000	0,104103	0,296513
	<i>Lasius niger</i>	,1230553*	0,026	0,000	0,026851	0,21926
	<i>Lasius paralienus</i>	,1703698*	0,026	0,000	0,074165	0,266575
	<i>Lasius psammophilus</i>	,2474754*	0,026	0,000	0,151271	0,34368
	<i>Messor structor</i>	,2013354*	0,026	0,000	0,105131	0,29754
	<i>Monomorium monomorium</i>	0,091	0,026	0,117	-0,005605	0,186805
	<i>Myrmica ruginodis</i>	,2473678*	0,026	0,000	0,151163	0,343573
	<i>Myrmica sabuleti</i>	,2027872*	0,026	0,000	0,106582	0,298992
	<i>Myrmica specioides</i>	,2065770*	0,026	0,000	0,110372	0,302782
	<i>Pheidole pallidula</i>	,1839459*	0,026	0,000	0,087741	0,280151
	<i>Polyergus rufescens</i>	,2416699*	0,026	0,000	0,145465	0,337875
	<i>Solenopsis fugax</i>	,1008568*	0,026	0,024	0,004652	0,197062
	<i>Tapinoma erraticum</i>	,2409680*	0,026	0,000	0,144763	0,337173
	<i>Tapinoma madeirense</i>	,1592314*	0,026	0,000	0,063027	0,255436
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	,2430205*	0,026	0,000	0,146816	0,339225
<i>Temnothorax nylanderi</i>	,2245381*	0,026	0,000	0,128333	0,320743	
<i>Temnothorax parvulus</i>	,2460876*	0,026	0,000	0,149883	0,342292	
<i>Tetramorium caespitum</i>	,1624025*	0,026	0,000	-0,258607	-0,066198	
<i>Tetramorium moravicum</i>	,2317340*	0,026	0,000	0,135529	0,327939	
<i>Polyergus rufescens</i>	<i>Crematogaster scutellaris</i>	0,000	0,026	1,000	-0,095739	0,09667
	<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	0,007	0,026	1,000	-0,089571	0,102839
	<i>Formica cunicularia</i>	,1238188*	0,026	0,000	-0,220024	-0,027614
	<i>Lasius emarginatus</i>	-0,017	0,026	1,000	-0,112749	0,07966
	<i>Lasius flavus</i>	0,006	0,026	1,000	-0,089985	0,102425
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-0,041	0,026	1,000	-0,137566	0,054843
	<i>Lasius niger</i>	,1186146*	0,026	0,001	-0,214819	-0,02241
	<i>Lasius paralienus</i>	-0,071	0,026	1,000	-0,167505	0,024905
	<i>Lasius psammophilus</i>	0,006	0,026	1,000	-0,090399	0,10201

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Polyergus rufescens</i>	<i>Messor structor</i>	-0,040	0,026	1,000	-0,136539	0,05587
	<i>Monomorium monomorium</i>	,1510700*	0,026	0,000	-0,247275	-0,054865
	<i>Myrmica ruginodis</i>	0,006	0,026	1,000	-0,090507	0,101903
	<i>Myrmica sabuleti</i>	-0,039	0,026	1,000	-0,135087	0,057322
	<i>Myrmica specioides</i>	-0,035	0,026	1,000	-0,131298	0,061112
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,058	0,026	1,000	-0,153929	0,038481
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	,2416699*	0,026	0,000	-0,337875	-0,145465
	<i>Solenopsis fugax</i>	,1408130*	0,026	0,000	-0,237018	-0,044608
	<i>Tapinoma erraticum</i>	-0,001	0,026	1,000	-0,096907	0,095503
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,082	0,026	0,375	-0,178643	0,013766
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	0,001	0,026	1,000	-0,094854	0,097555
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	-0,017	0,026	1,000	-0,113337	0,079073
	<i>Temnothorax parvulus</i>	0,004	0,026	1,000	-0,091787	0,100623
	<i>Tetramorium caespitum</i>	,4040724*	0,026	0,000	-0,500277	-0,307868
	<i>Tetramorium moravicum</i>	-0,010	0,026	1,000	-0,106141	0,086269
<i>Solenopsis fugax</i>	<i>CreMATogaster scutellaris</i>	,1412783*	0,026	0,000	0,045074	0,237483
	<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	,1474473*	0,026	0,000	0,051242	0,243652
	<i>Formica cunicularia</i>	0,017	0,026	1,000	-0,079211	0,113199
	<i>Lasius emarginatus</i>	,1242687*	0,026	0,000	0,028064	0,220474
	<i>Lasius flavus</i>	,1470329*	0,026	0,000	0,050828	0,243238
	<i>Lasius fuliginosus</i>	,0994513*	0,026	0,030	0,003247	0,195656
	<i>Lasius niger</i>	0,022	0,026	1,000	-0,074006	0,118403
	<i>Lasius paralienus</i>	0,070	0,026	1,000	-0,026692	0,165718
	<i>Lasius psammophilus</i>	,1466186*	0,026	0,000	0,050414	0,242823
	<i>Messor structor</i>	,1004786*	0,026	0,025	0,004274	0,196683
	<i>Monomorium monomorium</i>	-0,010	0,026	1,000	-0,106462	0,085948
	<i>Myrmica ruginodis</i>	,1465109*	0,026	0,000	0,050306	0,242716
	<i>Myrmica sabuleti</i>	,1019303*	0,026	0,020	0,005726	0,198135
	<i>Myrmica specioides</i>	,1057202*	0,026	0,011	0,009515	0,201925
	<i>Pheidole pallidula</i>	0,083	0,026	0,343	-0,013116	0,179294
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	,1008568*	0,026	0,024	-0,197062	-0,004652
	<i>Polyergus rufescens</i>	,1408130*	0,026	0,000	0,044608	0,237018
	<i>Tapinoma erraticum</i>	,1401111*	0,026	0,000	0,043906	0,236316
	<i>Tapinoma madeirense</i>	0,058	0,026	1,000	-0,03783	0,154579
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	,1421637*	0,026	0,000	0,045959	0,238368
<i>Temnothorax nylanderi</i>	,1236813*	0,026	0,000	0,027476	0,219886	
<i>Temnothorax parvulus</i>	,1452308*	0,026	0,000	0,049026	0,241436	
<i>Tetramorium caespitum</i>	,2632593*	0,026	0,000	-0,359464	-0,167055	

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Solenopsis fugax</i>	<i>Tetramorium moravicum</i>	,1308772*	0,026	0,000	0,034672	0,227082
<i>Tapinoma erraticum</i>	<i>CreMATogaster scutellaris</i>	0,001	0,026	1,000	-0,095038	0,097372
	<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	0,007	0,026	1,000	-0,088869	0,103541
	<i>Formica cunicularia</i>	,1231169*	0,026	0,000	-0,219322	-0,026912
	<i>Lasius emarginatus</i>	-0,016	0,026	1,000	-0,112047	0,080362
	<i>Lasius flavus</i>	0,007	0,026	1,000	-0,089283	0,103127
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-0,041	0,026	1,000	-0,136865	0,055545
	<i>Lasius niger</i>	,1179127*	0,026	0,001	-0,214117	-0,021708
	<i>Lasius paralienus</i>	-0,071	0,026	1,000	-0,166803	0,025607
	<i>Lasius psammophilus</i>	0,007	0,026	1,000	-0,089697	0,102712
	<i>Messor structor</i>	-0,040	0,026	1,000	-0,135837	0,056572
	<i>Monomorium monomorium</i>	,1503681*	0,026	0,000	-0,246573	-0,054163
	<i>Myrmica ruginodis</i>	0,006	0,026	1,000	-0,089805	0,102605
	<i>Myrmica sabuleti</i>	-0,038	0,026	1,000	-0,134386	0,058024
	<i>Myrmica specioides</i>	-0,034	0,026	1,000	-0,130596	0,061814
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,057	0,026	1,000	-0,153227	0,039183
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	,2409680*	0,026	0,000	-0,337173	-0,144763
	<i>Polyergus rufescens</i>	0,001	0,026	1,000	-0,095503	0,096907
	<i>Solenopsis fugax</i>	,1401111*	0,026	0,000	-0,236316	-0,043906
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,082	0,026	0,412	-0,177941	0,014468
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	0,002	0,026	1,000	-0,094152	0,098257
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	-0,016	0,026	1,000	-0,112635	0,079775
	<i>Temnothorax parvulus</i>	0,005	0,026	1,000	-0,091085	0,101324
	<i>Tetramorium caespitum</i>	,4033705*	0,026	0,000	-0,499575	-0,307166
<i>Tetramorium moravicum</i>	-0,009	0,026	1,000	-0,105439	0,086971	
<i>Tapinoma madeirense</i>	<i>CreMATogaster scutellaris</i>	0,083	0,026	0,351	-0,013301	0,179109
	<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	0,089	0,026	0,147	-0,007132	0,185277
	<i>Formica cunicularia</i>	-0,041	0,026	1,000	-0,137585	0,054824
	<i>Lasius emarginatus</i>	0,066	0,026	1,000	-0,030311	0,162099
	<i>Lasius flavus</i>	0,089	0,026	0,156	-0,007546	0,184863
	<i>Lasius fuliginosus</i>	0,041	0,026	1,000	-0,055128	0,137282
	<i>Lasius niger</i>	-0,036	0,026	1,000	-0,132381	0,060029
	<i>Lasius paralienus</i>	0,011	0,026	1,000	-0,085066	0,107343
	<i>Lasius psammophilus</i>	0,088	0,026	0,166	-0,007961	0,184449

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Tapinoma madeirense</i>	<i>Messor structor</i>	0,042	0,026	1,000	-0,054101	0,138309
	<i>Monomorium monomorium</i>	-0,069	0,026	1,000	-0,164836	0,027573
	<i>Myrmica ruginodis</i>	0,088	0,026	0,168	-0,008068	0,184341
	<i>Myrmica sabuleti</i>	0,044	0,026	1,000	-0,052649	0,139761
	<i>Myrmica specioides</i>	0,047	0,026	1,000	-0,048859	0,14355
	<i>Pheidole pallidula</i>	0,025	0,026	1,000	-0,07149	0,120919
	-	-	-	-	-	-
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	,1592314*	0,026	0,000	-0,255436	-0,063027
	<i>Polyergus rufescens</i>	0,082	0,026	0,375	-0,013766	0,178643
	<i>Solenopsis fugax</i>	-0,058	0,026	1,000	-0,154579	0,03783
	<i>Tapinoma erraticum</i>	0,082	0,026	0,412	-0,014468	0,177941
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	0,084	0,026	0,311	-0,012416	0,179994
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	0,065	0,026	1,000	-0,030898	0,161511
	<i>Temnothorax parvulus</i>	0,087	0,026	0,202	-0,009349	0,183061
	-	-	-	-	-	-
<i>Tetramorium caespitum</i>	,3216339*	0,026	0,000	-0,417839	-0,225429	
<i>Tetramorium moravicum</i>	0,073	0,026	1,000	-0,023702	0,168707	
<i>Tapinoma nigerrimum</i>	<i>Crematogaster scutellaris</i>	-0,001	0,026	1,000	-0,09709	0,095319
	<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	0,005	0,026	1,000	-0,090921	0,101488
	-	-	-	-	-	-
	<i>Formica cunicularia</i>	,1251694*	0,026	0,000	-0,221374	-0,028965
	<i>Lasius emarginatus</i>	-0,018	0,026	1,000	-0,1141	0,07831
	<i>Lasius flavus</i>	0,005	0,026	1,000	-0,091336	0,101074
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-0,043	0,026	1,000	-0,138917	0,053492
	-	-	-	-	-	-
	<i>Lasius niger</i>	,1199652*	0,026	0,001	-0,21617	-0,02376
	<i>Lasius paralienus</i>	-0,073	0,026	1,000	-0,168856	0,023554
	<i>Lasius psammophilus</i>	0,004	0,026	1,000	-0,09175	0,10066
	<i>Messor structor</i>	-0,042	0,026	1,000	-0,13789	0,05452
	-	-	-	-	-	-
	<i>Monomorium monomorium</i>	,1524207*	0,026	0,000	-0,248625	-0,056216
	<i>Myrmica ruginodis</i>	0,004	0,026	1,000	-0,091858	0,100552
	<i>Myrmica sabuleti</i>	-0,040	0,026	1,000	-0,136438	0,055971
	<i>Myrmica specioides</i>	-0,036	0,026	1,000	-0,132648	0,059761
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,059	0,026	1,000	-0,155279	0,03713
	-	-	-	-	-	-
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	,2430205*	0,026	0,000	-0,339225	-0,146816
<i>Polyergus rufescens</i>	-0,001	0,026	1,000	-0,097555	0,094854	
-	-	-	-	-	-	
<i>Solenopsis fugax</i>	,1421637*	0,026	0,000	-0,238368	-0,045959	
<i>Tapinoma erraticum</i>	-0,002	0,026	1,000	-0,098257	0,094152	
<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,084	0,026	0,311	-0,179994	0,012416	
<i>Temnothorax nylanderi</i>	-0,018	0,026	1,000	-0,114687	0,077722	
<i>Temnothorax parvulus</i>	0,003	0,026	1,000	-0,093138	0,099272	

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Tapinoma nigerrimum</i>	<i>Tetramorium caespitum</i>	,4054230*	0,026	0,000	-0,501628	-0,309218
	<i>Tetramorium moravicum</i>	-0,011	0,026	1,000	-0,107491	0,084918
<i>Temnothorax nylanderi</i>	<i>Crematogaster scutellaris</i>	0,018	0,026	1,000	-0,078608	0,113802
	<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	0,024	0,026	1,000	-0,072439	0,119971
	<i>Formica cunicularia</i>	,1066870*	0,026	0,009	-0,202892	-0,010482
	<i>Lasius emarginatus</i>	0,001	0,026	1,000	-0,095617	0,096792
	<i>Lasius flavus</i>	0,023	0,026	1,000	-0,072853	0,119556
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-0,024	0,026	1,000	-0,120435	0,071975
	<i>Lasius niger</i>	,1014828*	0,026	0,022	-0,197688	-0,005278
	<i>Lasius paralienus</i>	-0,054	0,026	1,000	-0,150373	0,042036
	<i>Lasius psammophilus</i>	0,023	0,026	1,000	-0,073267	0,119142
	<i>Messor structor</i>	-0,023	0,026	1,000	-0,119407	0,073002
	<i>Monomorium monomorium</i>	,1339382*	0,026	0,000	-0,230143	-0,037733
	<i>Myrmica ruginodis</i>	0,023	0,026	1,000	-0,073375	0,119034
	<i>Myrmica sabuleti</i>	-0,022	0,026	1,000	-0,117956	0,074454
	<i>Myrmica specioides</i>	-0,018	0,026	1,000	-0,114166	0,078244
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,041	0,026	1,000	-0,136797	0,055613
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	,2245381*	0,026	0,000	-0,320743	-0,128333
	<i>Polyergus rufescens</i>	0,017	0,026	1,000	-0,079073	0,113337
	<i>Solenopsis fugax</i>	,1236813*	0,026	0,000	-0,219886	-0,027476
	<i>Tapinoma erraticum</i>	0,016	0,026	1,000	-0,079775	0,112635
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,065	0,026	1,000	-0,161511	0,030898
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	0,018	0,026	1,000	-0,077722	0,114687
	<i>Temnothorax parvulus</i>	0,022	0,026	1,000	-0,074655	0,117754
	<i>Tetramorium caespitum</i>	,3869406*	0,026	0,000	-0,483145	-0,290736
<i>Tetramorium moravicum</i>	0,007	0,026	1,000	-0,089009	0,103401	
<i>Temnothorax parvulus</i>	<i>Crematogaster scutellaris</i>	-0,004	0,026	1,000	-0,100157	0,092252
	<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	0,002	0,026	1,000	-0,093988	0,098421
	<i>Formica cunicularia</i>	,1282365*	0,026	0,000	-0,224441	-0,032032
	<i>Lasius emarginatus</i>	-0,021	0,026	1,000	-0,117167	0,075243
	<i>Lasius flavus</i>	0,002	0,026	1,000	-0,094403	0,098007
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-0,046	0,026	1,000	-0,141984	0,050425
	<i>Lasius niger</i>	,1230323*	0,026	0,000	-0,219237	-0,026828
	<i>Lasius paralienus</i>	-0,076	0,026	0,908	-0,171923	0,020487
<i>Lasius psammophilus</i>	0,001	0,026	1,000	-0,094817	0,097593	

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Temnothorax parvulus</i>	<i>Messor structor</i>	-0,045	0,026	1,000	-0,140957	0,051453
	<i>Monomorium monomorium</i>	,1554877*	0,026	0,000	-0,251692	-0,059283
	<i>Myrmica ruginodis</i>	0,001	0,026	1,000	-0,094925	0,097485
	<i>Myrmica sabuleti</i>	-0,043	0,026	1,000	-0,139505	0,052904
	<i>Myrmica specioides</i>	-0,040	0,026	1,000	-0,135715	0,056694
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,062	0,026	1,000	-0,158346	0,034063
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	,2460876*	0,026	0,000	-0,342292	-0,149883
	<i>Polyergus rufescens</i>	-0,004	0,026	1,000	-0,100623	0,091787
	<i>Solenopsis fugax</i>	,1452308*	0,026	0,000	-0,241436	-0,049026
	<i>Tapinoma erraticum</i>	-0,005	0,026	1,000	-0,101324	0,091085
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,087	0,026	0,202	-0,183061	0,009349
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-0,003	0,026	1,000	-0,099272	0,093138
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	-0,022	0,026	1,000	-0,117754	0,074655
	<i>Tetramorium caespitum</i>	,4084901*	0,026	0,000	-0,504695	-0,312285
	<i>Tetramorium moravicum</i>	-0,014	0,026	1,000	-0,110558	0,081851
<i>Tetramorium caespitum</i>	<i>Crematogaster scutellaris</i>	,4045377*	0,026	0,000	0,308333	0,500742
	<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	,4107066*	0,026	0,000	0,314502	0,506911
	<i>Formica cunicularia</i>	,2802536*	0,026	0,000	0,184049	0,376458
	<i>Lasius emarginatus</i>	,3875281*	0,026	0,000	0,291323	0,483733
	<i>Lasius flavus</i>	,4102923*	0,026	0,000	0,314088	0,506497
	<i>Lasius fuliginosus</i>	,3627107*	0,026	0,000	0,266506	0,458915
	<i>Lasius niger</i>	,2854578*	0,026	0,000	0,189253	0,381663
	<i>Lasius paralienus</i>	,3327723*	0,026	0,000	0,236568	0,428977
	<i>Lasius psammophilus</i>	,4098779*	0,026	0,000	0,313673	0,506083
	<i>Messor structor</i>	,3637379*	0,026	0,000	0,267533	0,459943
	<i>Monomorium monomorium</i>	,2530024*	0,026	0,000	0,156798	0,349207
	<i>Myrmica ruginodis</i>	,4097703*	0,026	0,000	0,313566	0,505975
	<i>Myrmica sabuleti</i>	,3651897*	0,026	0,000	0,268985	0,461394
	<i>Myrmica specioides</i>	,3689795*	0,026	0,000	0,272775	0,465184
	<i>Pheidole pallidula</i>	,3463484*	0,026	0,000	0,250144	0,442553
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	,1624025*	0,026	0,000	0,066198	0,258607
	<i>Polyergus rufescens</i>	,4040724*	0,026	0,000	0,307868	0,500277
	<i>Solenopsis fugax</i>	,2632593*	0,026	0,000	0,167055	0,359464
	<i>Tapinoma erraticum</i>	,4033705*	0,026	0,000	0,307166	0,499575
	<i>Tapinoma madeirense</i>	,3216339*	0,026	0,000	0,225429	0,417839
<i>Tapinoma nigerrimum</i>	,4054230*	0,026	0,000	0,309218	0,501628	
<i>Temnothorax nylanderi</i>	,3869406*	0,026	0,000	0,290736	0,483145	
<i>Temnothorax parvulus</i>	,4084901*	0,026	0,000	0,312285	0,504695	

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Tetramorium caespitum</i>	<i>Tetramorium moravicum</i>	,3941365*	0,026	0,000	0,297932	0,490341
<i>Tetramorium moravicum</i>	<i>Crematogaster scutellaris</i>	0,010	0,026	1,000	-0,085804	0,106606
	<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	0,017	0,026	1,000	-0,079635	0,112775
	<i>Formica cunicularia</i>	,1138829*	0,026	0,003	-0,210088	-0,017678
	<i>Lasius emarginatus</i>	-0,007	0,026	1,000	-0,102813	0,089596
	<i>Lasius flavus</i>	0,016	0,026	1,000	-0,080049	0,112361
	<i>Lasius fuliginosus</i>	-0,031	0,026	1,000	-0,127631	0,064779
	<i>Lasius niger</i>	,1086787*	0,026	0,006	-0,204883	-0,012474
	<i>Lasius paralienus</i>	-0,061	0,026	1,000	-0,157569	0,034841
	<i>Lasius psammophilus</i>	0,016	0,026	1,000	-0,080463	0,111946
	<i>Messor structor</i>	-0,030	0,026	1,000	-0,126603	0,065806
	<i>Monomorium monomorium</i>	,1411341*	0,026	0,000	-0,237339	-0,044929
	<i>Myrmica ruginodis</i>	0,016	0,026	1,000	-0,080571	0,111839
	<i>Myrmica sabuleti</i>	-0,029	0,026	1,000	-0,125152	0,067258
	<i>Myrmica specioides</i>	-0,025	0,026	1,000	-0,121362	0,071048
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,048	0,026	1,000	-0,143993	0,048417
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	,2317340*	0,026	0,000	-0,327939	-0,135529
	<i>Polyergus rufescens</i>	0,010	0,026	1,000	-0,086269	0,106141
	<i>Solenopsis fugax</i>	,1308772*	0,026	0,000	-0,227082	-0,034672
	<i>Tapinoma erraticum</i>	0,009	0,026	1,000	-0,086971	0,105439
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,073	0,026	1,000	-0,168707	0,023702
<i>Tapinoma nigerrimum</i>	0,011	0,026	1,000	-0,084918	0,107491	
<i>Temnothorax nylanderi</i>	-0,007	0,026	1,000	-0,103401	0,089009	
<i>Temnothorax parvulus</i>	0,014	0,026	1,000	-0,081851	0,110558	
<i>Tetramorium caespitum</i>	,3941365*	0,026	0,000	-0,490341	-0,297932	

*. La differenza media è significativa al livello 0.05

Tab 4.6 Confronti multipli di Bonferroni tra le abbondanze medie di ciascuna specie nell'intera area di studio. In arancio, è evidenziato il caso di *Tetramorium caespitum*, che si distingue da tutte le altre specie.

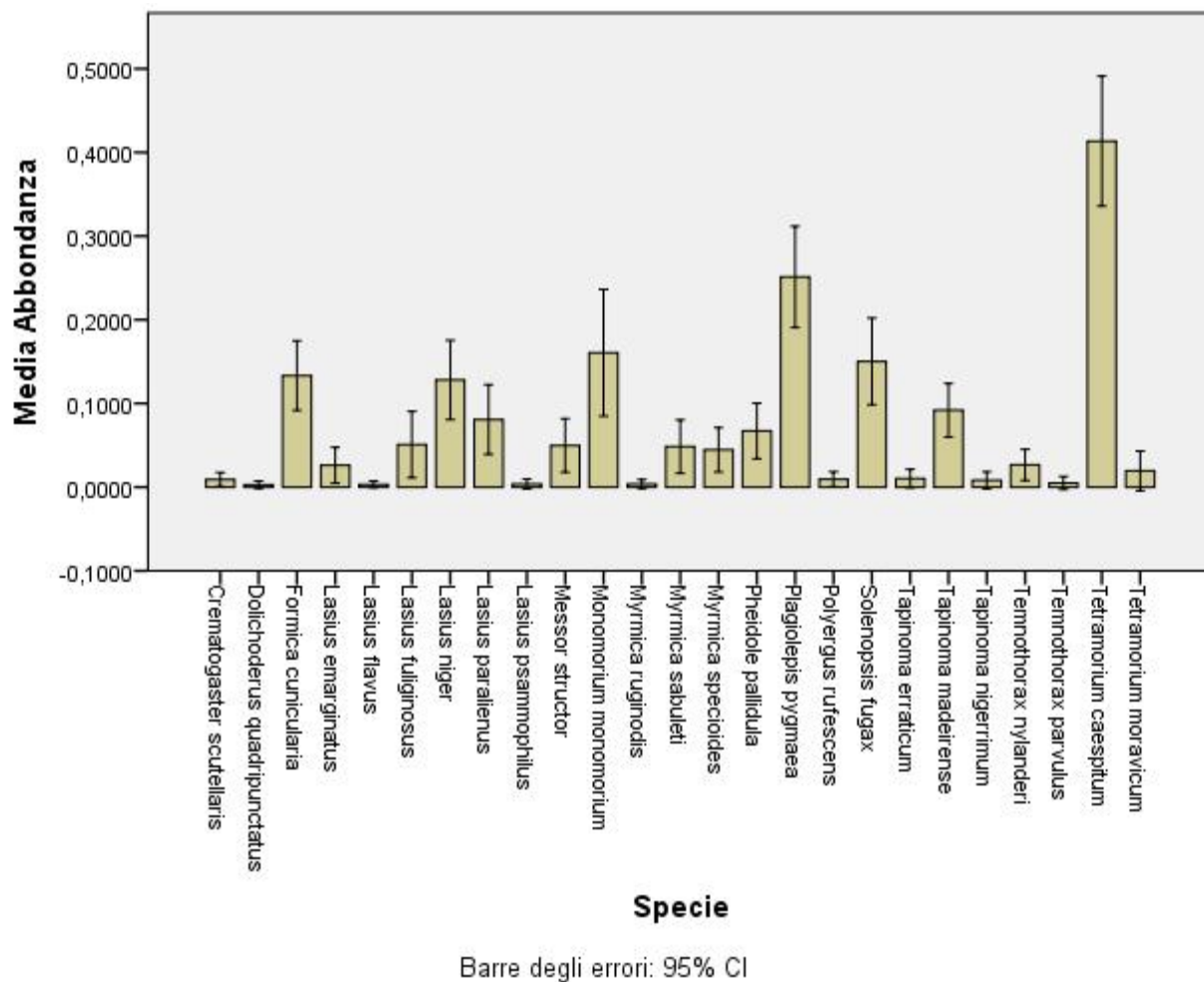


Fig 4.12 Abbondanze specifiche medie nelle aree verdi urbane complessivamente campionate.

4.4.2 Dominanza comportamentale

Impiegando il coefficiente di correlazione per ranghi di Kendall, è stata ricercata una relazione tra gli indici comportamentali, nonché tra questi e le abbondanze specifiche.

I risultati hanno evidenziato una **correlazione positiva significativa** tra **MI** e **BDI** delle specie presenti complessivamente nell'area di studio ($\tau = 0.42$, $p = 0.021^*$) (**Fig 4.13**). I test per i rimanenti confronti hanno dimostrato che non sussistono altre relazioni significative tra le variabili considerate.

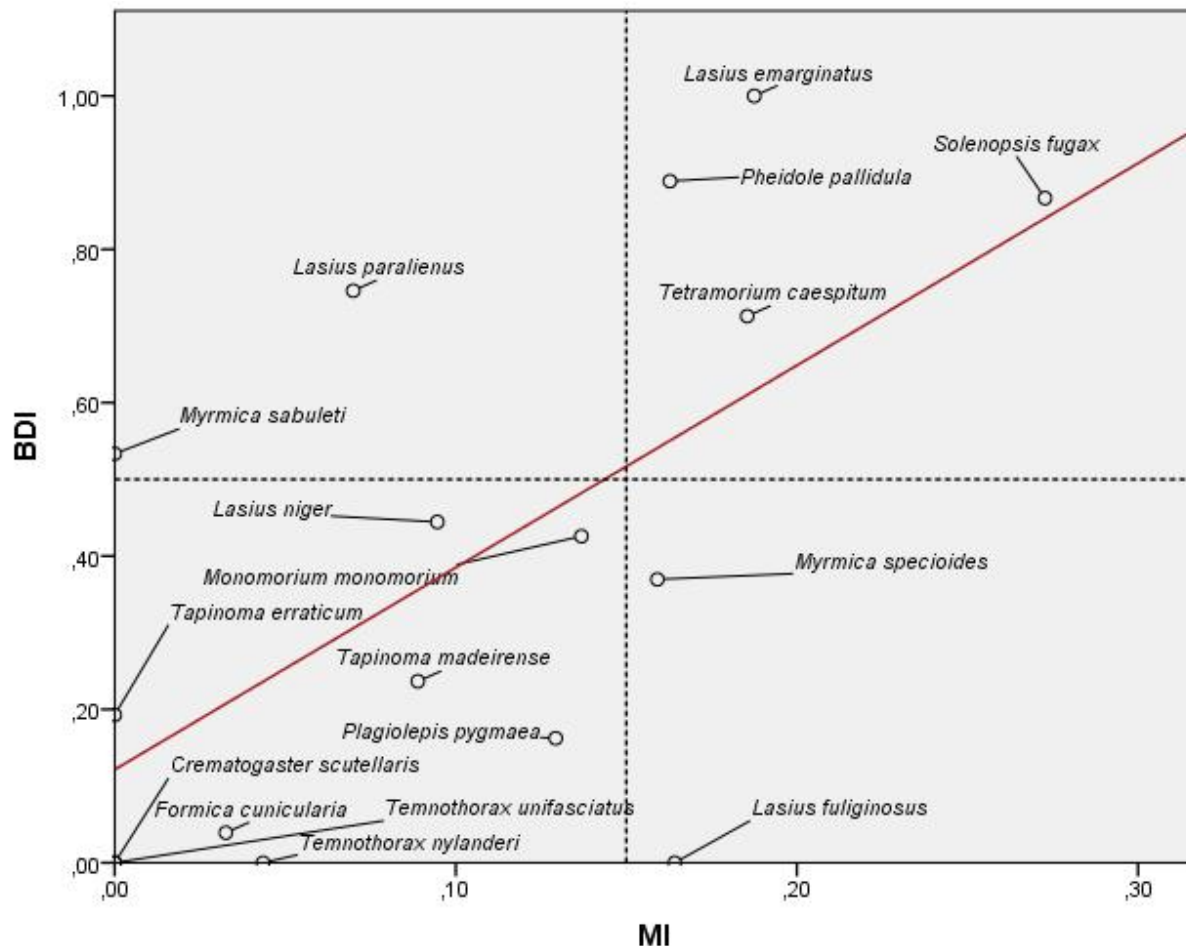


Fig 4.13 Correlazione tra MI e BDI delle specie presenti complessivamente nell'area di studio.

4.4.3 Effetto della tipologia di disturbo sulla struttura di comunità

Anche in questo caso, l'impiego di indici di biodiversità ha permesso il confronto tra le comunità. In **Tab 4.7** sono riportati: numero degli individui, numero di specie, valori dell'indice di Shannon-Wiener (H') e dell'**indice di equiripartizione di Shannon** (E) riferiti a ciascuna categoria funzionale di aree verdi urbane. Come si evince dai valori di E , le comunità **più equiripartite** risultano essere quelle delle categorie **Industrial** e **Agricultural**, mentre le meno equiripartite appartengono alle categorie *Forest* e *Residential (inside the walls)*. La **Tab 4.8** illustra i valori dell'**indice di similarità di Sørensen** (I) per i confronti tra le comunità e il valore medio assunto dall'indice per ogni categoria funzionale. I risultati mostrano che le comunità che presentano **maggiore similarità con le altre** sono quelle delle categorie **Agricultural** e **Green Path**. Al contrario, le comunità meno simili alle altre si trovano nelle categorie *Forest* e *Residential (inside the walls)*.

CATEGORIA	NUMERO INDIVIDUI	NUMERO SPECIE	H'	H'max	E = H'/ H'max
Park	1853	18	1,99	2,89	0,69
Industrial	1784	17	2,54	2,83	0,90
Business	1455	15	2,02	2,71	0,75
Residential (out)	2067	20	2,04	2,99	0,68
Residential (in)	332	11	1,33	2,40	0,55
Green path	858	18	2,05	2,89	0,71
Agricultural	863	13	2,07	2,56	0,81
Forest	360	14	1,34	2,64	0,51

Tab 4.7 Equipartizione delle comunità in ciascuna categoria di aree verdi urbane. In verde sono evidenziati i valori maggiori di E, mentre in rosso i valori minori.

CATEGORIA	Residential (inside the walls)								Media
	Park	Industrial	Business	Residential	Greenpath	Agricultural	Forest		
Park	0,800	0,727	0,632	0,552	0,833	0,839	0,563	0,743	
Industrial		0,625	0,811	0,500	0,686	0,800	0,452	0,709	
Business			0,800	0,615	0,667	0,714	0,345	0,687	
Residential (out)				0,516	0,789	0,788	0,412	0,718	
Residential (in)					0,621	0,583	0,400	0,598	
Greenpath						0,839	0,563	0,750	
Agricultural							0,519	0,760	
Forest								0,531	

Tab 4.8 Similarità tra le comunità. I valori indicati sono quelli assunti da I nei confronti tra comunità. In verde sono indicati i valori medi di I maggiori, mentre in rosso i minori.

Successivamente, i dati di abbondanza specifica, normalizzati come in precedenza, sono stati utilizzati per confrontare le strutture di comunità di ogni categoria funzionale. A questo scopo è stata effettuata un'analisi nMDS (*Non-metric Multidimensional Scaling*): le 8 categorie di aree costituiscono il fattore, mentre l'indice I di Sørensen è stato impiegato per calcolare la dissimilarità tra le specie. **R²** è stato utilizzato come statistica di **goodness-of-fit**. I valori di p sono basati su 999 permutazioni. I test sono stati condotti mediante l'utilizzo del pacchetto Vegan (OKSANEN et al. 2012). I risultati hanno evidenziato **un effetto significativo della categoria di aree** (Stress value = 0,19; tipologie di area: R² = 0,61; p = 0,001*). Come mostra la **Fig 4.14**, solo la categoria *Forest* (ovvero le aree non urbane di Tizzano Val Parma) si differenzia dalle altre: ciò significa che le aree verdi urbane in esame non si distinguono tra loro rispetto alle abbondanze specifiche, sebbene si possa notare una tendenza (non significativa) alla separazione della categoria *Residential inside the walls*.

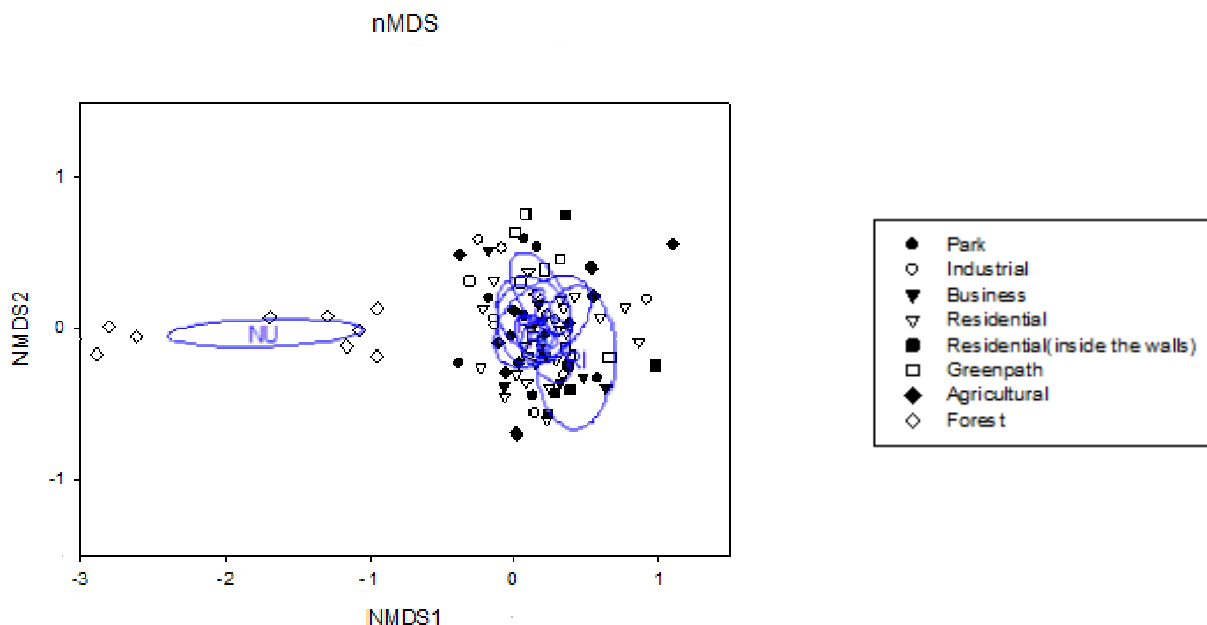


Fig 4.14 Analisi nMDS dell'effetto della categoria funzionale sulla struttura di comunità. NU = aree non urbane della categoria *Forest*. RI = aree urbane della categoria *Residential inside the walls*.

Per quanto riguarda la valutazione della **dominanza numerica in ciascuna categoria**, l'analisi della varianza a un criterio di classificazione ha permesso di confrontare fra loro le abbondanze relative delle specie in ogni comunità. Di seguito, vengono esaminate le comunità in ogni categoria. Nei grafici descrittivi (**Fig 4.15, 4.17, 4.18, 4.20, 4.22, 4.24, 4.26, 4.28**), sono indicate le abbondanze medie di ciascuna specie (n formiche / n trappole) e la frequenza di distribuzione, intesa come rapporto tra il numero di trappole in cui una specie era presente e il numero di trappole totali. I risultati dell'**ANOVA** hanno evidenziato differenze altamente significative all'interno delle categorie *Park* ($F_{(8,81)} = 4,153$; $p < 0,0001^{***}$), *Business* ($F_{(6,63)} = 11,579$; $p < 0,0001^{***}$), *Residential outside the walls* ($F_{(11,228)} = 9,927$; $p < 0,0001^{***}$), *Residential inside the walls* ($F_{(6,35)} =$

8,813; $p < 0,0001^{***}$) e *Forest* ($F_{(5,48)} = 7,609$; $p < 0,0001^{***}$), nonché differenze significative nelle categorie *Green Path* ($F_{(8,81)} = 3,355$; $p = 0,002^*$) e *Agricultural* ($F_{(6,63)} = 3,865$; $p = 0,002^*$). Non vi è significatività nella categoria *Industrial* (Fig 4.16, 4.19, 4.21, 4.23, 4.25, 4.27, 4.29).

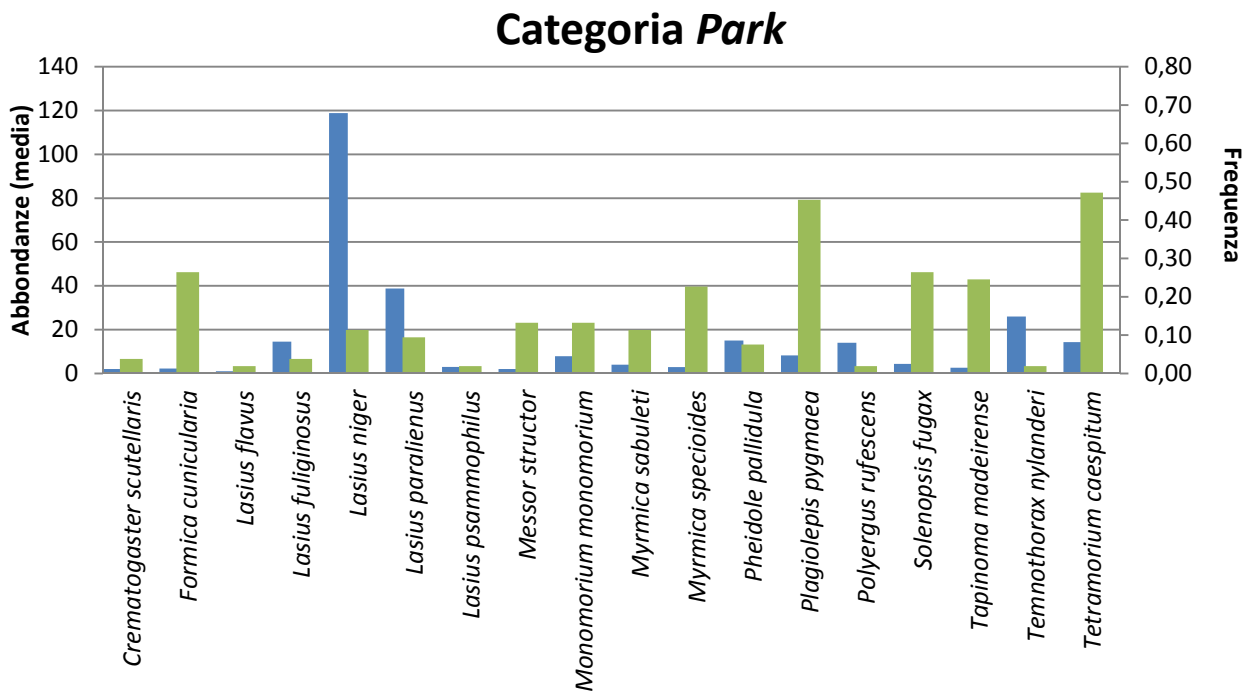


Fig 4.15 Abbondanze medie (in blu) e frequenza di distribuzione (in verde) delle specie presenti nella categoria *Park*.

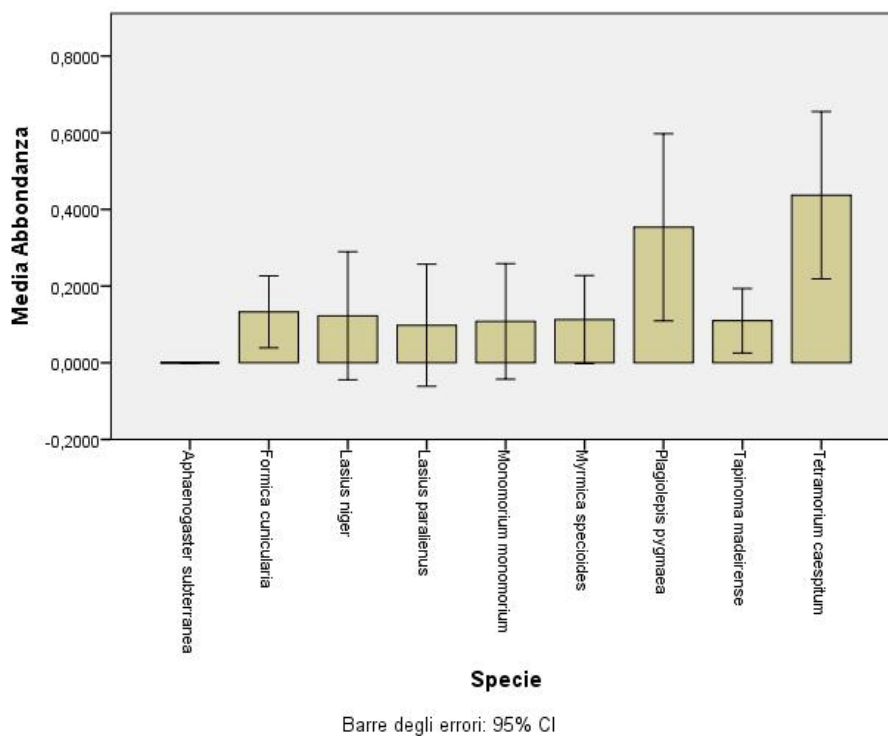


Fig 4.16 Abbondanze medie specifiche nelle aree verdi urbane della categoria *Park*.

Confronti multipli: categoria **Park**

Variabile dipendente: Abbondanza

Bonferroni

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Aphaenogaster subterranea</i>	<i>Formica cunicularia</i>	-0,133	0,096	1,000	-0,450622	0,185221
	<i>Lasius niger</i>	-0,122	0,096	1,000	-0,440389	0,195453
	<i>Lasius paralienus</i>	-0,098	0,096	1,000	-0,415628	0,220214
	<i>Monomorium monomorium</i>	-0,108	0,096	1,000	-0,425754	0,210088
	<i>Myrmica specioides</i>	-0,113	0,096	1,000	-0,430631	0,205211
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-,3534237*	0,096	0,015	-0,671345	-0,035503
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,110	0,096	1,000	-0,42745	0,208393
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,4369394*	0,096	0,001	-0,754861	-0,119018
<i>Formica cunicularia</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,133	0,096	1,000	-0,185221	0,450622
	<i>Lasius niger</i>	0,010	0,096	1,000	-0,307689	0,328153
	<i>Lasius paralienus</i>	0,035	0,096	1,000	-0,282928	0,352914
	<i>Monomorium monomorium</i>	0,025	0,096	1,000	-0,293054	0,342789
	<i>Myrmica specioides</i>	0,020	0,096	1,000	-0,29793	0,337912
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,221	0,096	0,867	-0,538644	0,097198
	<i>Tapinoma madeirense</i>	0,023	0,096	1,000	-0,294749	0,341093
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-0,304	0,096	0,078	-0,62216	0,013682
<i>Lasius niger</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,122	0,096	1,000	-0,195453	0,440389
	<i>Formica cunicularia</i>	-0,010	0,096	1,000	-0,328153	0,307689
	<i>Lasius paralienus</i>	0,025	0,096	1,000	-0,29316	0,342682
	<i>Monomorium monomorium</i>	0,015	0,096	1,000	-0,303286	0,332556
	<i>Myrmica specioides</i>	0,010	0,096	1,000	-0,308163	0,32768
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,231	0,096	0,663	-0,548877	0,086966
	<i>Tapinoma madeirense</i>	0,013	0,096	1,000	-0,304981	0,330861
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-0,314	0,096	0,056	-0,632392	0,00345
<i>Lasius paralienus</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,098	0,096	1,000	-0,220214	0,415628
	<i>Formica cunicularia</i>	-0,035	0,096	1,000	-0,352914	0,282928
	<i>Lasius niger</i>	-0,025	0,096	1,000	-0,342682	0,29316
	<i>Monomorium monomorium</i>	-0,010	0,096	1,000	-0,328047	0,307796
	<i>Myrmica specioides</i>	-0,015	0,096	1,000	-0,332924	0,302919
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,256	0,096	0,336	-0,573638	0,062205
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,012	0,096	1,000	-0,329742	0,3061
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,3392322*	0,096	0,025	-0,657153	-0,021311

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Monomorium monomorium</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,108	0,096	1,000	-0,210088	0,425754
	<i>Formica cunicularia</i>	-0,025	0,096	1,000	-0,342789	0,293054
	<i>Lasius niger</i>	-0,015	0,096	1,000	-0,332556	0,303286
	<i>Lasius paralienus</i>	0,010	0,096	1,000	-0,307796	0,328047
	<i>Myrmica specioides</i>	-0,005	0,096	1,000	-0,322798	0,313044
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,246	0,096	0,446	-0,563512	0,07233
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,002	0,096	1,000	-0,319617	0,316225
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,3291066*	0,096	0,035	-0,647028	-0,011185
<i>Myrmica specioides</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,113	0,096	1,000	-0,205211	0,430631
	<i>Formica cunicularia</i>	-0,020	0,096	1,000	-0,337912	0,29793
	<i>Lasius niger</i>	-0,010	0,096	1,000	-0,32768	0,308163
	<i>Lasius paralienus</i>	0,015	0,096	1,000	-0,302919	0,332924
	<i>Monomorium monomorium</i>	0,005	0,096	1,000	-0,313044	0,322798
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,241	0,096	0,510	-0,558635	0,077207
	<i>Tapinoma madeirense</i>	0,003	0,096	1,000	-0,31474	0,321102
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,3242297*	0,096	0,041	-0,642151	-0,006309
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	,3534237*	0,096	0,015	0,035503	0,671345
	<i>Formica cunicularia</i>	0,221	0,096	0,867	-0,097198	0,538644
	<i>Lasius niger</i>	0,231	0,096	0,663	-0,086966	0,548877
	<i>Lasius paralienus</i>	0,256	0,096	0,336	-0,062205	0,573638
	<i>Monomorium monomorium</i>	0,246	0,096	0,446	-0,07233	0,563512
	<i>Myrmica specioides</i>	0,241	0,096	0,510	-0,077207	0,558635
	<i>Tapinoma madeirense</i>	0,244	0,096	0,468	-0,074026	0,561816
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-0,084	0,096	1,000	-0,401437	0,234405
<i>Tapinoma madeirense</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,110	0,096	1,000	-0,208393	0,42745
	<i>Formica cunicularia</i>	-0,023	0,096	1,000	-0,341093	0,294749
	<i>Lasius niger</i>	-0,013	0,096	1,000	-0,330861	0,304981
	<i>Lasius paralienus</i>	0,012	0,096	1,000	-0,3061	0,329742
	<i>Monomorium monomorium</i>	0,002	0,096	1,000	-0,316225	0,319617
	<i>Myrmica specioides</i>	-0,003	0,096	1,000	-0,321102	0,31474
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,244	0,096	0,468	-0,561816	0,074026
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,3274109*	0,096	0,037	-0,645332	-0,00949
<i>Tetramorium caespitum</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	,4369394*	0,096	0,001	0,119018	0,754861
	<i>Formica cunicularia</i>	0,304	0,096	0,078	-0,013682	0,62216
	<i>Lasius niger</i>	0,314	0,096	0,056	-0,00345	0,632392
	<i>Lasius paralienus</i>	,3392322*	0,096	0,025	0,021311	0,657153

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Tetramorium caespitum</i>	<i>Monomorium monomorium</i>	,3291066*	0,096	0,035	0,011185	0,647028
	<i>Myrmica specioides</i>	,3242297*	0,096	0,041	0,006309	0,642151
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	0,084	0,096	1,000	-0,234405	0,401437
	<i>Tapinoma madeirense</i>	,3274109*	0,096	0,037	0,00949	0,645332

*. La differenza media è significativa al livello 0.05

Tab 4.9 Confronti multipli di Bonferroni tra le abbondanze medie di ciascuna specie nelle aree verdi urbane della categoria *Park*.

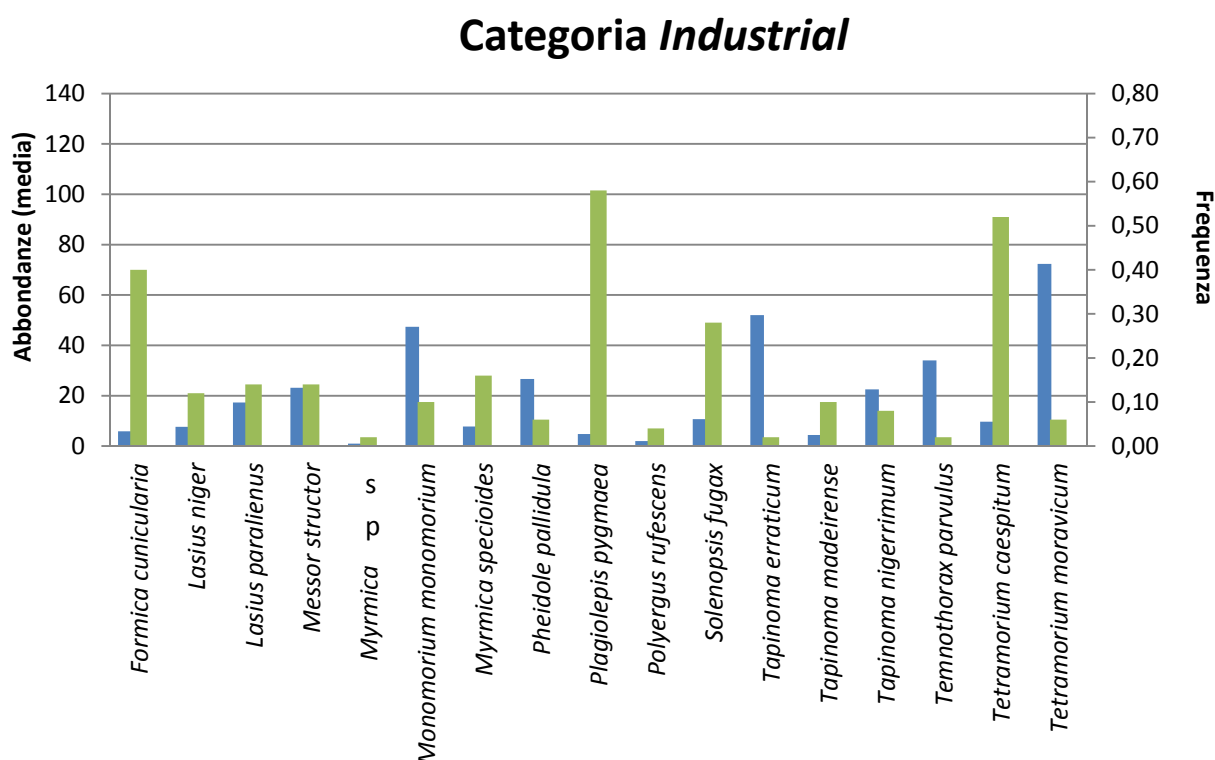


Fig 4.17 Abbondanze medie (in blu) e frequenza di distribuzione (in verde) delle specie presenti nella categoria *Industrial*.

Nei casi in cui l'ANOVA è risultata significativa, è stato effettuato un test per confronti multipli di Bonferroni. Nella categoria *Park*, *T. caespitum* è significativamente più abbondante di tutte le specie, ad eccezione di *P. pygmaea*, *F. cunicularia* e *L. niger* (Tab 4.9). Anche nella categoria *Residential outside the walls*, *T. caespitum* è significativamente più abbondante di tutte le specie, ad eccezione di *P. pygmaea* e *Monomorium monomorium* (Tab 4.11). Nelle categorie *Business* e *Residential inside the walls*, *T. caespitum* domina numericamente sulle altre specie (Tab 4.10 e 4.12). Nella categoria *Green Path*, *T. caespitum* è significativamente più abbondante solo di *C. scutellaris*, *L. paralienus* e *T. nylanderi* (Tab 4.13). Invece nella categoria *Agricultural*, *T. caespitum* differisce solo da *Tapinoma madeirense* e non c'è una condizione di dominanza ben definita (Tab 4.14). Infine, nella categoria *Forest*, *L. fuliginosus* è significativamente più abbondante di tutte le specie, ad eccezione di *T. nylanderi* (Tab 4.15).

Categoria *Business*

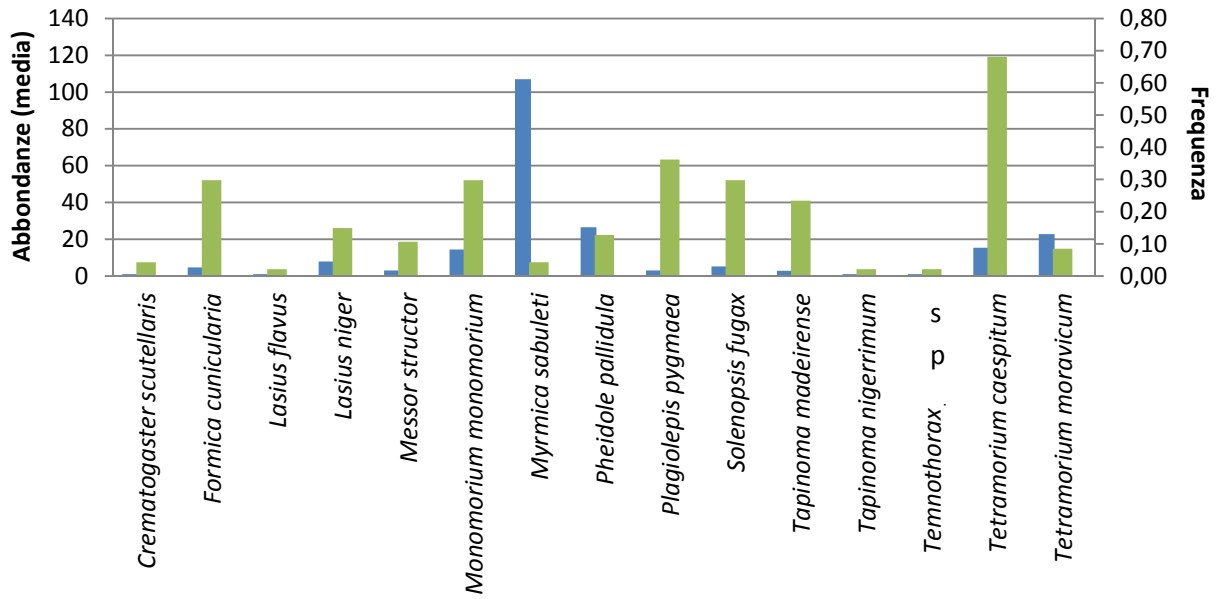


Fig 4.18 Abbondanze medie (in blu) e frequenza di distribuzione (in verde) delle specie presenti nella categoria *Business*.

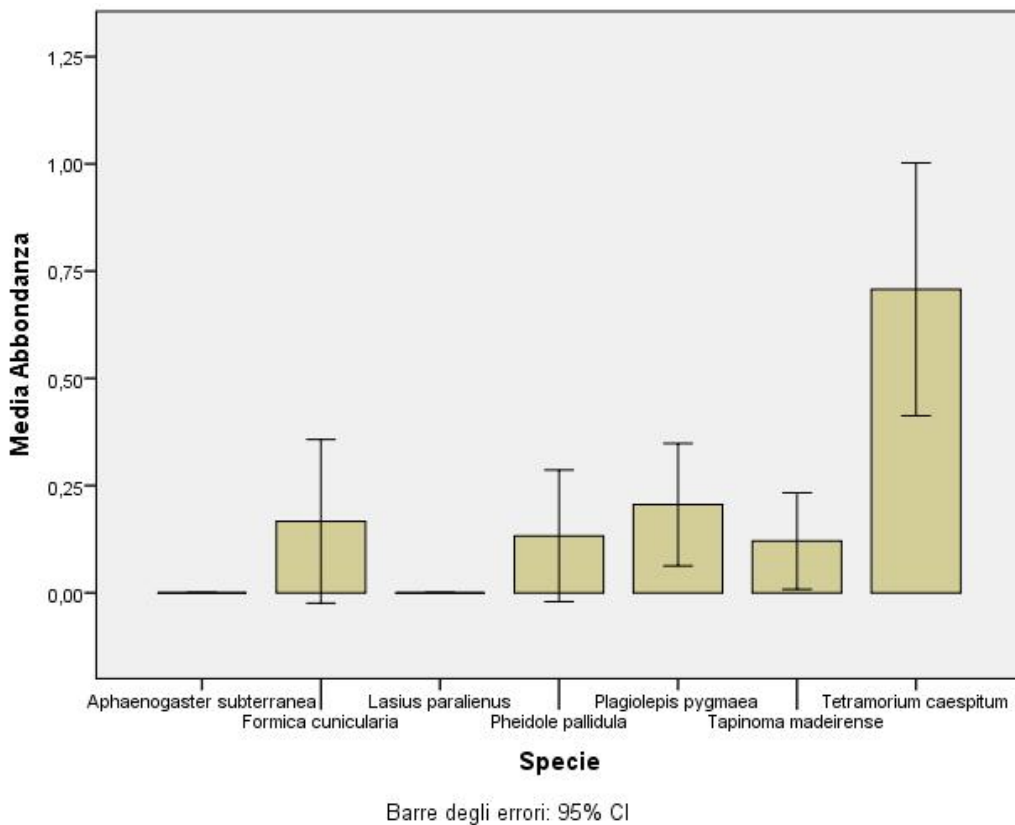


Fig 4.19 Abbondanze medie specifiche nelle aree verdi urbane della categoria *Business*.

Confronti multipli: categoria **Business**

Variabile dipendente: Abbondanza

Bonferroni

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Aphaenogaster subterranea</i>	<i>Formica cunicularia</i>	-0,167	0,100	1,000	-0,4838	0,1507
	<i>Lasius paralienus</i>	0,000	0,100	1,000	-0,3173	0,3173
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,133	0,100	1,000	-0,4499	0,1846
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,206	0,100	0,932	-0,5228	0,1117
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,121	0,100	1,000	-0,4379	0,1967
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,70739*	0,100	0,000	-1,0246	-0,3901
<i>Formica cunicularia</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,167	0,100	1,000	-0,1507	0,4838
	<i>Lasius paralienus</i>	0,167	0,100	1,000	-0,1507	0,4838
	<i>Pheidole pallidula</i>	0,034	0,100	1,000	-0,2834	0,3512
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,039	0,100	1,000	-0,3562	0,2783
	<i>Tapinoma madeirense</i>	0,046	0,100	1,000	-0,2713	0,3632
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,54080*	0,100	0,000	-0,8581	-0,2235
<i>Lasius paralienus</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,000	0,100	1,000	-0,3173	0,3173
	<i>Formica cunicularia</i>	-0,167	0,100	1,000	-0,4838	0,1507
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,133	0,100	1,000	-0,4499	0,1846
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,206	0,100	0,932	-0,5228	0,1117
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,121	0,100	1,000	-0,4379	0,1967
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,70739*	0,100	0,000	-1,0246	-0,3901
<i>Pheidole pallidula</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,133	0,100	1,000	-0,1846	0,4499
	<i>Formica cunicularia</i>	-0,034	0,100	1,000	-0,3512	0,2834
	<i>Lasius paralienus</i>	0,133	0,100	1,000	-0,1846	0,4499
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,073	0,100	1,000	-0,3901	0,2444
	<i>Tapinoma madeirense</i>	0,012	0,100	1,000	-0,3052	0,3294
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,57470*	0,100	0,000	-0,892	-0,2574
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,206	0,100	0,932	-0,1117	0,5228
	<i>Formica cunicularia</i>	0,039	0,100	1,000	-0,2783	0,3562
	<i>Lasius paralienus</i>	0,206	0,100	0,932	-0,1117	0,5228
	<i>Pheidole pallidula</i>	0,073	0,100	1,000	-0,2444	0,3901
	<i>Tapinoma madeirense</i>	0,085	0,100	1,000	-0,2323	0,4022
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,50182*	0,100	0,000	-0,8191	-0,1846
<i>Tapinoma madeirense</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,121	0,100	1,000	-0,1967	0,4379
	<i>Formica cunicularia</i>	-0,046	0,100	1,000	-0,3632	0,2713
	<i>Lasius paralienus</i>	0,121	0,100	1,000	-0,1967	0,4379
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,012	0,100	1,000	-0,3294	0,3052
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,085	0,100	1,000	-0,4022	0,2323
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,58680*	0,100	0,000	-0,9041	-0,2695

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Tetramorium caespitum</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	,70739*	0,100	0,000	0,3901	1,0246
	<i>Formica cunicularia</i>	,54080*	0,100	0,000	0,2235	0,8581
	<i>Lasius paralienus</i>	,70739*	0,100	0,000	0,3901	1,0246
	<i>Pheidole pallidula</i>	,57470*	0,100	0,000	0,2574	0,892
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	,50182*	0,100	0,000	0,1846	0,8191
	<i>Tapinoma madeirense</i>	,58680*	0,100	0,000	0,2695	0,9041

*. La differenza media è significativa al livello 0.05

Tab 4.10 Confronti multipli di Bonferroni tra le abbondanze medie di ciascuna specie nelle aree verdi urbane della categoria *Business*.

Confronti multipli: categoria ***Residential outside the walls***

Variabile dipendente: Abbondanza

Bonferroni

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Aphaenogaster subterranea</i>	<i>Formica cunicularia</i>	-0,130	0,067	1,000	-0,357772	0,098309
	<i>Lasius emarginatus</i>	0,000	0,067	1,000	-0,22804	0,22804
	<i>Lasius niger</i>	-0,172	0,067	0,712	-0,399754	0,056327
	<i>Monomorium monomorium</i>	-,2906814*	0,067	0,001	-0,518722	-0,062641
	<i>Myrmica sabuleti</i>	-0,026	0,067	1,000	-0,253603	0,202477
	<i>Myrmica specioides</i>	-0,041	0,067	1,000	-0,269113	0,186968
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,016	0,067	1,000	-0,244273	0,211808
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-,2929107*	0,067	0,001	-0,520951	-0,06487
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,135	0,067	1,000	-0,363043	0,093038
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	0,000	0,067	1,000	-0,22804	0,22804
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,4571277*	0,067	0,000	-0,685168	-0,229087
<i>Formica cunicularia</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,130	0,067	1,000	-0,098309	0,357772
	<i>Lasius emarginatus</i>	0,130	0,067	1,000	-0,098309	0,357772
	<i>Lasius niger</i>	-0,042	0,067	1,000	-0,270022	0,186058
	<i>Monomorium monomorium</i>	-0,161	0,067	1,000	-0,388991	0,06709
	<i>Myrmica sabuleti</i>	0,104	0,067	1,000	-0,123872	0,332209
	<i>Myrmica specioides</i>	0,089	0,067	1,000	-0,139381	0,316699
	<i>Pheidole pallidula</i>	0,113	0,067	1,000	-0,114542	0,341539
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,163	0,067	1,000	-0,39122	0,064861
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,005	0,067	1,000	-0,233312	0,222769
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	0,130	0,067	1,000	-0,098309	0,357772
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,3273966*	0,067	0,000	-0,555437	-0,099356

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Lasius emarginatus</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,000	0,067	1,000	-0,22804	0,22804
	<i>Formica cunicularia</i>	-0,130	0,067	1,000	-0,357772	0,098309
	<i>Lasius niger</i>	-0,172	0,067	0,712	-0,399754	0,056327
	<i>Monomorium monomorium</i>	-,2906814*	0,067	0,001	-0,518722	-0,062641
	<i>Myrmica sabuleti</i>	-0,026	0,067	1,000	-0,253603	0,202477
	<i>Myrmica specioides</i>	-0,041	0,067	1,000	-0,269113	0,186968
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,016	0,067	1,000	-0,244273	0,211808
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-,2929107*	0,067	0,001	-0,520951	-0,06487
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,135	0,067	1,000	-0,363043	0,093038
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	0,000	0,067	1,000	-0,22804	0,22804
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,4571277*	0,067	0,000	-0,685168	-0,229087
<i>Lasius niger</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,172	0,067	0,712	-0,056327	0,399754
	<i>Formica cunicularia</i>	0,042	0,067	1,000	-0,186058	0,270022
	<i>Lasius emarginatus</i>	0,172	0,067	0,712	-0,056327	0,399754
	<i>Monomorium monomorium</i>	-0,119	0,067	1,000	-0,347009	0,109072
	<i>Myrmica sabuleti</i>	0,146	0,067	1,000	-0,08189	0,374191
	<i>Myrmica specioides</i>	0,131	0,067	1,000	-0,097399	0,358681
	<i>Pheidole pallidula</i>	0,155	0,067	1,000	-0,07256	0,383521
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,121	0,067	1,000	-0,349238	0,106843
	<i>Tapinoma madeirense</i>	0,037	0,067	1,000	-0,19133	0,264751
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	0,172	0,067	0,712	-0,056327	0,399754
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,2854146*	0,067	0,002	-0,513455	-0,057374
<i>Monomorium monomorium</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	,2906814*	0,067	0,001	0,062641	0,518722
	<i>Formica cunicularia</i>	0,161	0,067	1,000	-0,06709	0,388991
	<i>Lasius emarginatus</i>	,2906814*	0,067	0,001	0,062641	0,518722
	<i>Lasius niger</i>	0,119	0,067	1,000	-0,109072	0,347009
	<i>Myrmica sabuleti</i>	,2651184*	0,067	0,006	0,037078	0,493159
	<i>Myrmica specioides</i>	,2496093*	0,067	0,016	0,021569	0,47765
	<i>Pheidole pallidula</i>	,2744489*	0,067	0,004	0,046408	0,502489
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,002	0,067	1,000	-0,23027	0,225811
	<i>Tapinoma madeirense</i>	0,156	0,067	1,000	-0,072362	0,383719
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	,2906814*	0,067	0,001	0,062641	0,518722
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-0,166	0,067	0,886	-0,394487	0,061594
<i>Myrmica sabuleti</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,026	0,067	1,000	-0,202477	0,253603
	<i>Formica cunicularia</i>	-0,104	0,067	1,000	-0,332209	0,123872
	<i>Lasius emarginatus</i>	0,026	0,067	1,000	-0,202477	0,253603
	<i>Lasius niger</i>	-0,146	0,067	1,000	-0,374191	0,08189

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Myrmica sabuleti</i>	<i>Monomorium monomorium</i>	-,2651184*	0,067	0,006	-0,493159	-0,037078
	<i>Myrmica specioides</i>	-0,016	0,067	1,000	-0,24355	0,212531
	<i>Pheidole pallidula</i>	0,009	0,067	1,000	-0,21871	0,237371
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-,2673477*	0,067	0,006	-0,495388	-0,039307
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,109	0,067	1,000	-0,33748	0,118601
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	0,026	0,067	1,000	-0,202477	0,253603
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,4315646*	0,067	0,000	-0,659605	-0,203524
<i>Myrmica specioides</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,041	0,067	1,000	-0,186968	0,269113
	<i>Formica cunicularia</i>	-0,089	0,067	1,000	-0,316699	0,139381
	<i>Lasius emarginatus</i>	0,041	0,067	1,000	-0,186968	0,269113
	<i>Lasius niger</i>	-0,131	0,067	1,000	-0,358681	0,097399
	<i>Monomorium monomorium</i>	-,2496093*	0,067	0,016	-0,47765	-0,021569
	<i>Myrmica sabuleti</i>	0,016	0,067	1,000	-0,212531	0,24355
	<i>Pheidole pallidula</i>	0,025	0,067	1,000	-0,203201	0,25288
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-,2518386*	0,067	0,014	-0,479879	-0,023798
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,094	0,067	1,000	-0,321971	0,13411
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	0,041	0,067	1,000	-0,186968	0,269113
<i>Tetramorium caespitum</i>	-,4160556*	0,067	0,000	-0,644096	-0,188015	
<i>Pheidole pallidula</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,016	0,067	1,000	-0,211808	0,244273
	<i>Formica cunicularia</i>	-0,113	0,067	1,000	-0,341539	0,114542
	<i>Lasius emarginatus</i>	0,016	0,067	1,000	-0,211808	0,244273
	<i>Lasius niger</i>	-0,155	0,067	1,000	-0,383521	0,07256
	<i>Monomorium monomorium</i>	-,2744489*	0,067	0,004	-0,502489	-0,046408
	<i>Myrmica sabuleti</i>	-0,009	0,067	1,000	-0,237371	0,21871
	<i>Myrmica specioides</i>	-0,025	0,067	1,000	-0,25288	0,203201
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-,2766782*	0,067	0,003	-0,504719	-0,048638
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,119	0,067	1,000	-0,346811	0,10927
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	0,016	0,067	1,000	-0,211808	0,244273
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,4408952*	0,067	0,000	-0,668936	-0,212855
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	,2929107*	0,067	0,001	0,06487	0,520951
	<i>Formica cunicularia</i>	0,163	0,067	1,000	-0,064861	0,39122
	<i>Lasius emarginatus</i>	,2929107*	0,067	0,001	0,06487	0,520951
	<i>Lasius niger</i>	0,121	0,067	1,000	-0,106843	0,349238
	<i>Monomorium monomorium</i>	0,002	0,067	1,000	-0,225811	0,23027
	<i>Myrmica sabuleti</i>	,2673477*	0,067	0,006	0,039307	0,495388
	<i>Myrmica specioides</i>	,2518386*	0,067	0,014	0,023798	0,479879
	<i>Pheidole pallidula</i>	,2766782*	0,067	0,003	0,048638	0,504719
	<i>Tapinoma madeirense</i>	0,158	0,067	1,000	-0,070132	0,385949

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	<i>Temnothorax nylanderi</i>	,2929107*	0,067	0,001	0,06487	0,520951
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-0,164	0,067	0,970	-0,392257	0,063824
<i>Tapinoma madeirense</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,135	0,067	1,000	-0,093038	0,363043
	<i>Formica cunicularia</i>	0,005	0,067	1,000	-0,222769	0,233312
	<i>Lasius emarginatus</i>	0,135	0,067	1,000	-0,093038	0,363043
	<i>Lasius niger</i>	-0,037	0,067	1,000	-0,264751	0,19133
	<i>Monomorium monomorium</i>	-0,156	0,067	1,000	-0,383719	0,072362
	<i>Myrmica sabuleti</i>	0,109	0,067	1,000	-0,118601	0,33748
	<i>Myrmica specioides</i>	0,094	0,067	1,000	-0,13411	0,321971
	<i>Pheidole pallidula</i>	0,119	0,067	1,000	-0,10927	0,346811
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,158	0,067	1,000	-0,385949	0,070132
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	0,135	0,067	1,000	-0,093038	0,363043
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,3221251*	0,067	0,000	-0,550166	-0,094085
<i>Temnothorax nylanderi</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,000	0,067	1,000	-0,22804	0,22804
	<i>Formica cunicularia</i>	-0,130	0,067	1,000	-0,357772	0,098309
	<i>Lasius emarginatus</i>	0,000	0,067	1,000	-0,22804	0,22804
	<i>Lasius niger</i>	-0,172	0,067	0,712	-0,399754	0,056327
	<i>Monomorium monomorium</i>	-,2906814*	0,067	0,001	-0,518722	-0,062641
	<i>Myrmica sabuleti</i>	-0,026	0,067	1,000	-0,253603	0,202477
	<i>Myrmica specioides</i>	-0,041	0,067	1,000	-0,269113	0,186968
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,016	0,067	1,000	-0,244273	0,211808
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-,2929107*	0,067	0,001	-0,520951	-0,06487
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,135	0,067	1,000	-0,363043	0,093038
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,4571277*	0,067	0,000	-0,685168	-0,229087
<i>Tetramorium caespitum</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	,4571277*	0,067	0,000	0,229087	0,685168
	<i>Formica cunicularia</i>	,3273966*	0,067	0,000	0,099356	0,555437
	<i>Lasius emarginatus</i>	,4571277*	0,067	0,000	0,229087	0,685168
	<i>Lasius niger</i>	,2854146*	0,067	0,002	0,057374	0,513455
	<i>Monomorium monomorium</i>	0,166	0,067	0,886	-0,061594	0,394487
	<i>Myrmica sabuleti</i>	,4315646*	0,067	0,000	0,203524	0,659605
	<i>Myrmica specioides</i>	,4160556*	0,067	0,000	0,188015	0,644096
	<i>Pheidole pallidula</i>	,4408952*	0,067	0,000	0,212855	0,668936
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	0,164	0,067	0,970	-0,063824	0,392257
	<i>Tapinoma madeirense</i>	,3221251*	0,067	0,000	0,094085	0,550166
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	,4571277*	0,067	0,000	0,229087	0,685168

*. La differenza media è significativa al livello 0.05

Tab 4.11 Confronti multipli di Bonferroni tra le abbondanze medie di ciascuna specie nelle aree verdi urbane della categoria *Residential outside the walls*.

Confronti multipli: categoria **Residential inside the walls**

Variabile dipendente: Abbondanza

Bonferroni

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Crematogaster scutellaris</i>	<i>Formica cunicularia</i>	0,035	0,100	1,000	-0,293692	0,363495
	<i>Lasius paralienus</i>	0,055	0,100	1,000	-0,273812	0,383375
	<i>Pheidole palidula</i>	0,045	0,100	1,000	-0,283846	0,373341
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,001	0,100	1,000	-0,329722	0,327465
	<i>Tapinoma erraticum</i>	0,055	0,100	1,000	-0,273812	0,383375
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,5222764*	0,100	0,000	-0,85087	-0,193683
<i>Formica cunicularia</i>	<i>Crematogaster scutellaris</i>	-0,035	0,100	1,000	-0,363495	0,293692
	<i>Lasius paralienus</i>	0,020	0,100	1,000	-0,308713	0,348474
	<i>Pheidole palidula</i>	0,010	0,100	1,000	-0,318748	0,338439
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,036	0,100	1,000	-0,364624	0,292563
	<i>Tapinoma erraticum</i>	0,020	0,100	1,000	-0,308713	0,348474
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,5571781*	0,100	0,000	-0,885772	-0,228585
<i>Lasius paralienus</i>	<i>Crematogaster scutellaris</i>	-0,055	0,100	1,000	-0,383375	0,273812
	<i>Formica cunicularia</i>	-0,020	0,100	1,000	-0,348474	0,308713
	<i>Pheidole palidula</i>	-0,010	0,100	1,000	-0,338628	0,318559
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,056	0,100	1,000	-0,384504	0,272683
	<i>Tapinoma erraticum</i>	0,000	0,100	1,000	-0,328593	0,328593
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,5770582*	0,100	0,000	-0,905652	-0,248465
<i>Pheidole palidula</i>	<i>Crematogaster scutellaris</i>	-0,045	0,100	1,000	-0,373341	0,283846
	<i>Formica cunicularia</i>	-0,010	0,100	1,000	-0,338439	0,318748
	<i>Lasius paralienus</i>	0,010	0,100	1,000	-0,318559	0,338628
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,046	0,100	1,000	-0,37447	0,282717
	<i>Tapinoma erraticum</i>	0,010	0,100	1,000	-0,318559	0,338628
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,5670239*	0,100	0,000	-0,895617	-0,23843
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	<i>Crematogaster scutellaris</i>	0,001	0,100	1,000	-0,327465	0,329722
	<i>Formica cunicularia</i>	0,036	0,100	1,000	-0,292563	0,364624
	<i>Lasius paralienus</i>	0,056	0,100	1,000	-0,272683	0,384504
	<i>Pheidole palidula</i>	0,046	0,100	1,000	-0,282717	0,37447
	<i>Tapinoma erraticum</i>	0,056	0,100	1,000	-0,272683	0,384504
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,5211476*	0,100	0,000	-0,849741	-0,192554
<i>Tapinoma erraticum</i>	<i>Crematogaster scutellaris</i>	-0,055	0,100	1,000	-0,383375	0,273812
	<i>Formica cunicularia</i>	-0,020	0,100	1,000	-0,348474	0,308713
	<i>Lasius paralienus</i>	0,000	0,100	1,000	-0,328593	0,328593
	<i>Pheidole palidula</i>	-0,010	0,100	1,000	-0,338628	0,318559
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,056	0,100	1,000	-0,384504	0,272683
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,5770582*	0,100	0,000	-0,905652	-0,248465

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Tetramorium caespitum</i>	<i>Creumatogaster scutellaris</i>	,5222764*	0,100	0,000	0,193683	0,85087
	<i>Formica cunicularia</i>	,5571781*	0,100	0,000	0,228585	0,885772
	<i>Lasius paralienus</i>	,5770582*	0,100	0,000	0,248465	0,905652
	<i>Pheidole palidula</i>	,5670239*	0,100	0,000	0,23843	0,895617
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	,5211476*	0,100	0,000	0,192554	0,849741
	<i>Tapinoma erraticum</i>	,5770582*	0,100	0,000	0,248465	0,905652

*. La differenza media è significativa al livello 0.05

Tab 4.12 Confronti multipli di Bonferroni tra le abbondanze medie di ciascuna specie nelle aree verdi urbane della categoria *Residential inside the walls*.

Tab 4.13 Confronti multipli: categoria *Green Path*

Variabile dipendente: Abbondanza

Bonferroni

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Creumatogaster scutellaris</i>	<i>Formica cunicularia</i>	-0,129	0,086	1,000	-0,411909	0,154575
	<i>Lasius niger</i>	-0,167	0,086	1,000	-0,450193	0,116291
	<i>Lasius paralienus</i>	-0,033	0,086	1,000	-0,316279	0,250205
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,230	0,086	0,311	-0,513423	0,053061
	<i>Solenopsis fugax</i>	-0,129	0,086	1,000	-0,412127	0,154357
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,133	0,086	1,000	-0,416302	0,150182
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	0,008	0,086	1,000	-0,275716	0,290768
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,3340268*	0,086	0,007	-0,617269	-0,050785
<i>Formica cunicularia</i>	<i>Creumatogaster scutellaris</i>	0,129	0,086	1,000	-0,154575	0,411909
	<i>Lasius niger</i>	-0,038	0,086	1,000	-0,321526	0,244958
	<i>Lasius paralienus</i>	0,096	0,086	1,000	-0,187612	0,378872
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,102	0,086	1,000	-0,384756	0,181728
	<i>Solenopsis fugax</i>	0,000	0,086	1,000	-0,28346	0,283024
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,004	0,086	1,000	-0,287635	0,278849
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	0,136	0,086	1,000	-0,147049	0,419435
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-0,205	0,086	0,672	-0,488602	0,077882
<i>Lasius niger</i>	<i>Creumatogaster scutellaris</i>	0,167	0,086	1,000	-0,116291	0,450193
	<i>Formica cunicularia</i>	0,038	0,086	1,000	-0,244958	0,321526
	<i>Lasius paralienus</i>	0,134	0,086	1,000	-0,149328	0,417155
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,063	0,086	1,000	-0,346472	0,220011
	<i>Solenopsis fugax</i>	0,038	0,086	1,000	-0,245176	0,321308
	<i>Tapinoma madeirense</i>	0,034	0,086	1,000	-0,249351	0,317133
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	0,174	0,086	1,000	-0,108765	0,457718
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-0,167	0,086	1,000	-0,450318	0,116166
<i>Lasius paralienus</i>	<i>Creumatogaster scutellaris</i>	0,033	0,086	1,000	-0,250205	0,316279
	<i>Formica cunicularia</i>	-0,096	0,086	1,000	-0,378872	0,187612
	<i>Lasius niger</i>	-0,134	0,086	1,000	-0,417155	0,149328

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Lasius paralienus</i>	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,197	0,086	0,855	-0,480386	0,086098
	<i>Solenopsis fugax</i>	-0,096	0,086	1,000	-0,379089	0,187394
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,100	0,086	1,000	-0,383265	0,183219
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	0,041	0,086	1,000	-0,242679	0,323805
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,3009895*	0,086	0,026	-0,584231	-0,017748
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	<i>CreMATogaster scutellaris</i>	0,230	0,086	0,311	-0,053061	0,513423
	<i>Formica cunicularia</i>	0,102	0,086	1,000	-0,181728	0,384756
	<i>Lasius niger</i>	0,063	0,086	1,000	-0,220011	0,346472
	<i>Lasius paralienus</i>	0,197	0,086	0,855	-0,086098	0,480386
	<i>Solenopsis fugax</i>	0,101	0,086	1,000	-0,181945	0,384538
	<i>Tapinoma madeirense</i>	0,097	0,086	1,000	-0,186121	0,380363
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	0,238	0,086	0,244	-0,045535	0,520949
<i>Solenopsis fugax</i>	<i>CreMATogaster scutellaris</i>	0,129	0,086	1,000	-0,154357	0,412127
	<i>Formica cunicularia</i>	0,000	0,086	1,000	-0,283024	0,28346
	<i>Lasius niger</i>	-0,038	0,086	1,000	-0,321308	0,245176
	<i>Lasius paralienus</i>	0,096	0,086	1,000	-0,187394	0,379089
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,101	0,086	1,000	-0,384538	0,181945
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,004	0,086	1,000	-0,287417	0,279067
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	0,136	0,086	1,000	-0,146831	0,419652
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-0,205	0,086	0,676	-0,488384	0,0781
<i>Tapinoma madeirense</i>	<i>CreMATogaster scutellaris</i>	0,133	0,086	1,000	-0,150182	0,416302
	<i>Formica cunicularia</i>	0,004	0,086	1,000	-0,278849	0,287635
	<i>Lasius niger</i>	-0,034	0,086	1,000	-0,317133	0,249351
	<i>Lasius paralienus</i>	0,100	0,086	1,000	-0,183219	0,383265
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,097	0,086	1,000	-0,380363	0,186121
	<i>Solenopsis fugax</i>	0,004	0,086	1,000	-0,279067	0,287417
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	0,141	0,086	1,000	-0,142656	0,423828
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-0,201	0,086	0,765	-0,484209	0,082275
<i>Temnothorax nylanderi</i>	<i>CreMATogaster scutellaris</i>	-0,008	0,086	1,000	-0,290768	0,275716
	<i>Formica cunicularia</i>	-0,136	0,086	1,000	-0,419435	0,147049
	<i>Lasius niger</i>	-0,174	0,086	1,000	-0,457718	0,108765
	<i>Lasius paralienus</i>	-0,041	0,086	1,000	-0,323805	0,242679
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,238	0,086	0,244	-0,520949	0,045535
	<i>Solenopsis fugax</i>	-0,136	0,086	1,000	-0,419652	0,146831
	<i>Tapinoma madeirense</i>	-0,141	0,086	1,000	-0,423828	0,142656
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,3415525*	0,086	0,005	-0,624794	-0,058311

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Tetramorium caespitum</i>	<i>CreMATogaster scutellaris</i>	,3340268*	0,086	0,007	0,050785	0,617269
	<i>Formica cunicularia</i>	0,205	0,086	0,672	-0,077882	0,488602
	<i>Lasius niger</i>	0,167	0,086	1,000	-0,116166	0,450318
	<i>Lasius paralienus</i>	,3009895*	0,086	0,026	0,017748	0,584231
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	0,104	0,086	1,000	-0,179396	0,387087
	<i>Solenopsis fugax</i>	0,205	0,086	0,676	-0,0781	0,488384
	<i>Tapinoma madeirense</i>	0,201	0,086	0,765	-0,082275	0,484209
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	,3415525*	0,086	0,005	0,058311	0,624794

*. La differenza media è significativa al livello 0.05

Tab 4.14 Confronti multipli: categoria **Agricultural**

Variabile dipendente: Abbondanza
Bonferroni

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Formica cunicularia</i>	<i>Lasius paralienus</i>	0,107	0,107	1,000	-0,230537	0,444228
	<i>Myrmica specioides</i>	0,138	0,107	1,000	-0,199606	0,475159
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,208	0,107	1,000	-0,545315	0,129449
	<i>Solenopsis fugax</i>	-0,016	0,107	1,000	-0,353207	0,321557
	<i>Tapinoma madeirense</i>	0,154	0,107	1,000	-0,183127	0,491637
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-0,184	0,107	1,000	-0,521799	0,152965
<i>Lasius paralienus</i>	<i>Formica cunicularia</i>	-0,107	0,107	1,000	-0,444228	0,230537
	<i>Myrmica specioides</i>	0,031	0,107	1,000	-0,306451	0,368313
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,315	0,107	0,093	-0,65216	0,022604
	<i>Solenopsis fugax</i>	-0,123	0,107	1,000	-0,460052	0,214712
	<i>Tapinoma madeirense</i>	0,047	0,107	1,000	-0,289973	0,384791
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-0,291	0,107	0,171	-0,628645	0,04612
<i>Myrmica specioides</i>	<i>Formica cunicularia</i>	-0,138	0,107	1,000	-0,475159	0,199606
	<i>Lasius paralienus</i>	-0,031	0,107	1,000	-0,368313	0,306451
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-,3457091*	0,107	0,040	-0,683091	-0,008327
	<i>Solenopsis fugax</i>	-0,154	0,107	1,000	-0,490983	0,183781
	<i>Tapinoma madeirense</i>	0,016	0,107	1,000	-0,320904	0,35386
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-0,322	0,107	0,076	-0,659575	0,015189
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	<i>Formica cunicularia</i>	0,208	0,107	1,000	-0,129449	0,545315
	<i>Lasius paralienus</i>	0,315	0,107	0,093	-0,022604	0,65216
	<i>Myrmica specioides</i>	,3457091*	0,107	0,040	0,008327	0,683091
	<i>Solenopsis fugax</i>	0,192	0,107	1,000	-0,145274	0,52949
	<i>Tapinoma madeirense</i>	,3621873*	0,107	0,025	0,024805	0,699569
	<i>Tetramorium caespitum</i>	0,024	0,107	1,000	-0,313866	0,360898
<i>Solenopsis fugax</i>	<i>Formica cunicularia</i>	0,016	0,107	1,000	-0,321557	0,353207
	<i>Lasius paralienus</i>	0,123	0,107	1,000	-0,214712	0,460052

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Solenopsis fugax</i>	<i>Myrmica specioides</i>	0,154	0,107	1,000	-0,183781	0,490983
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,192	0,107	1,000	-0,52949	0,145274
	<i>Tapinoma madeirense</i>	0,170	0,107	1,000	-0,167303	0,507461
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-0,169	0,107	1,000	-0,505974	0,16879
<i>Tapinoma madeirense</i>	<i>Formica cunicularia</i>	-0,154	0,107	1,000	-0,491637	0,183127
	<i>Lasius paralienus</i>	-0,047	0,107	1,000	-0,384791	0,289973
	<i>Myrmica specioides</i>	-0,016	0,107	1,000	-0,35386	0,320904
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-,3621873*	0,107	0,025	-0,699569	-0,024805
	<i>Solenopsis fugax</i>	-0,170	0,107	1,000	-0,507461	0,167303
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-,3386715*	0,107	0,048	-0,676054	-0,001289
<i>Tetramorium caespitum</i>	<i>Formica cunicularia</i>	0,184	0,107	1,000	-0,152965	0,521799
	<i>Lasius paralienus</i>	0,291	0,107	0,171	-0,04612	0,628645
	<i>Myrmica specioides</i>	0,322	0,107	0,076	-0,015189	0,659575
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,024	0,107	1,000	-0,360898	0,313866
	<i>Solenopsis fugax</i>	0,169	0,107	1,000	-0,16879	0,505974
	<i>Tapinoma madeirense</i>	,3386715*	0,107	0,048	0,001289	0,676054

*. La differenza media è significativa al livello 0.05

Tab 4.13 e 4.14 Confronti multipli di Bonferroni tra le abbondanze medie di ciascuna specie nelle aree verdi urbane della categoria *Green Path* e *Agricultural*.

Confronti multipli: categoria **Forest**

Variabile dipendente: Abbondanza

Bonferroni

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Lasius fuliginosus</i>	<i>Lasius paralienus</i>	,3049022*	0,088	0,016	0,034116	0,575688
	<i>Myrmica specioides</i>	,4101943*	0,088	0,000	0,139408	0,68098
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	,4341761*	0,088	0,000	0,16339	0,704962
	<i>Tapinoma madeirense</i>	,4408656*	0,088	0,000	0,17008	0,711652
	<i>Temnothorax nylanderii</i>	0,221	0,088	0,223	-0,049327	0,492245
<i>Lasius paralienus</i>	<i>Lasius fuliginosus</i>	-,3049022*	0,088	0,016	-0,575688	-0,034116
	<i>Myrmica specioides</i>	0,105	0,088	1,000	-0,165494	0,376078
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	0,129	0,088	1,000	-0,141512	0,40006
	<i>Tapinoma madeirense</i>	0,136	0,088	1,000	-0,134823	0,40675
	<i>Temnothorax nylanderii</i>	-0,083	0,088	1,000	-0,354229	0,187343
<i>Myrmica specioides</i>	<i>Lasius fuliginosus</i>	-,4101943*	0,088	0,000	-0,68098	-0,139408
	<i>Lasius paralienus</i>	-0,105	0,088	1,000	-0,376078	0,165494
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	0,024	0,088	1,000	-0,246804	0,294768
	<i>Tapinoma madeirense</i>	0,031	0,088	1,000	-0,240115	0,301457
	<i>Temnothorax nylanderii</i>	-0,189	0,088	0,545	-0,459521	0,082051
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	<i>Lasius fuliginosus</i>	-,4341761*	0,088	0,000	-0,704962	-0,16339
	<i>Lasius paralienus</i>	-0,129	0,088	1,000	-0,40006	0,141512

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	<i>Myrmica specioides</i>	-0,024	0,088	1,000	-0,294768	0,246804
	<i>Tapinoma madeirense</i>	0,007	0,088	1,000	-0,264096	0,277476
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	-0,213	0,088	0,286	-0,483503	0,058069
<i>Tapinoma madeirense</i>	<i>Lasius fuliginosus</i>	-,4408656*	0,088	0,000	-0,711652	-0,17008
	<i>Lasius paralienus</i>	-0,136	0,088	1,000	-0,40675	0,134823
	<i>Myrmica specioides</i>	-0,031	0,088	1,000	-0,301457	0,240115
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,007	0,088	1,000	-0,277476	0,264096
	<i>Temnothorax nylanderi</i>	-0,219	0,088	0,237	-0,490193	0,051379
<i>Temnothorax nylanderi</i>	<i>Lasius fuliginosus</i>	-0,221	0,088	0,223	-0,492245	0,049327
	<i>Lasius paralienus</i>	0,083	0,088	1,000	-0,187343	0,354229
	<i>Myrmica specioides</i>	0,189	0,088	0,545	-0,082051	0,459521
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	0,213	0,088	0,286	-0,058069	0,483503
	<i>Tapinoma madeirense</i>	0,219	0,088	0,237	-0,051379	0,490193

*. La differenza media è significativa al livello 0.05

Tab 4.15 Confronti multipli di Bonferroni tra le abbondanze medie di ciascuna specie nelle aree verdi urbane della categoria *Forest*.

Categoria *Residential outside the walls*

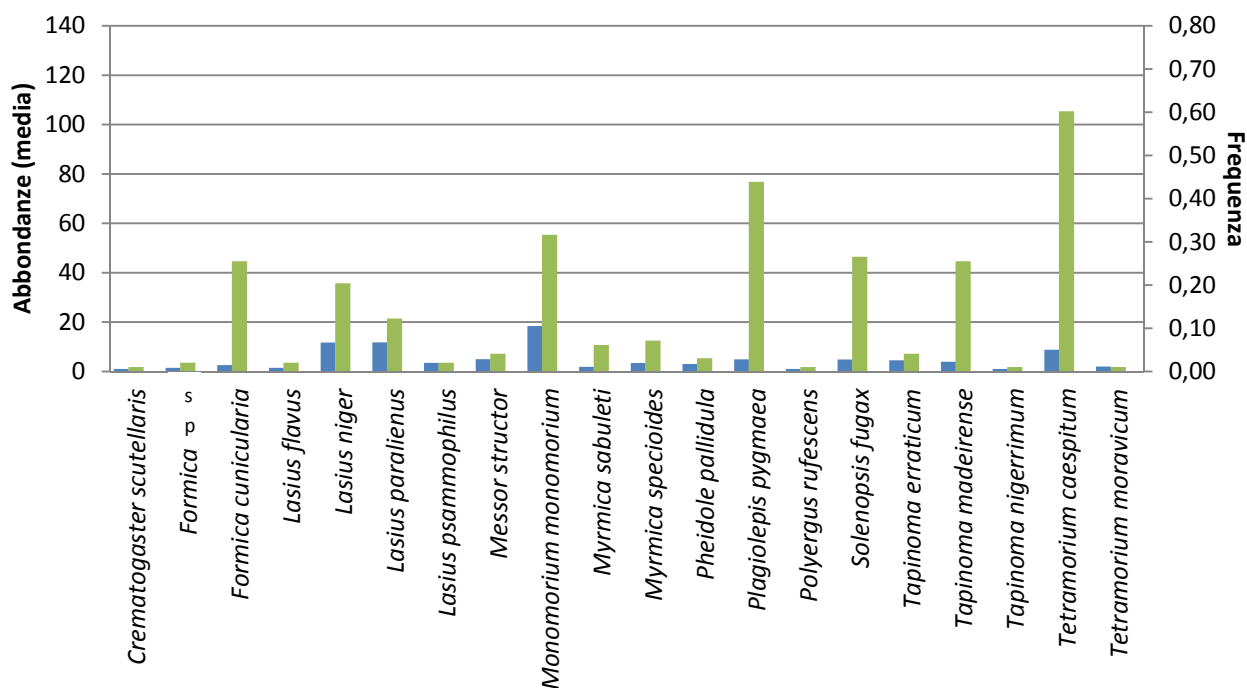


Fig 4.20 Abbondanze medie (in blu) e frequenza di distribuzione (in verde) delle specie presenti nella categoria *Residential outside the walls*.

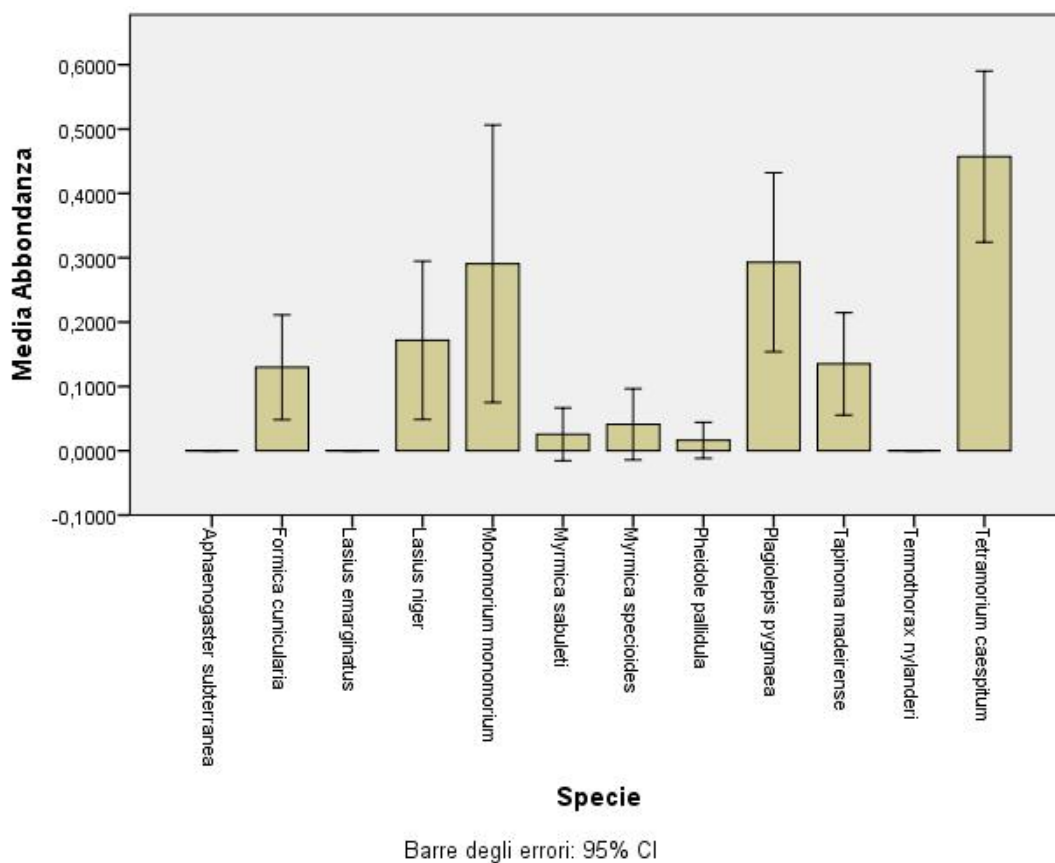


Fig 4.21 Abbondanze medie specifiche nelle aree verdi urbane della categoria *Residential outside the walls*.

Categoria Residential inside the walls

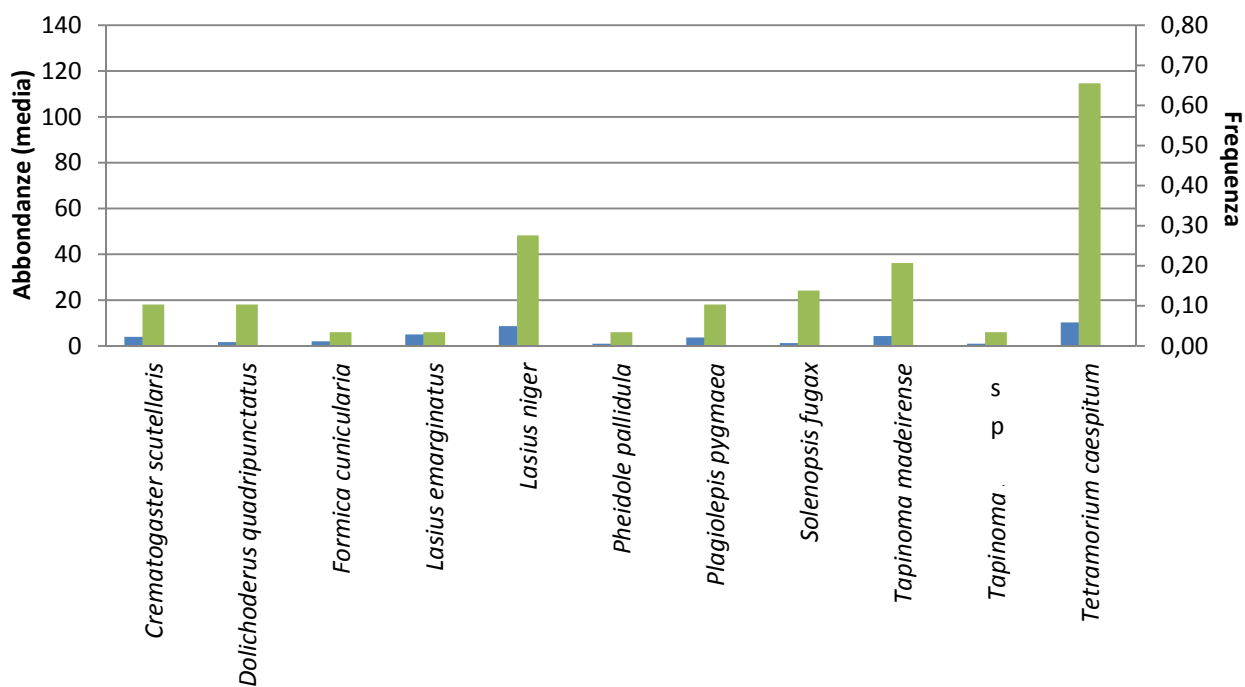


Fig 4.22 Abbonanze medie (in blu) e frequenza di distribuzione (in verde) delle specie presenti nella categoria Residential inside the walls.

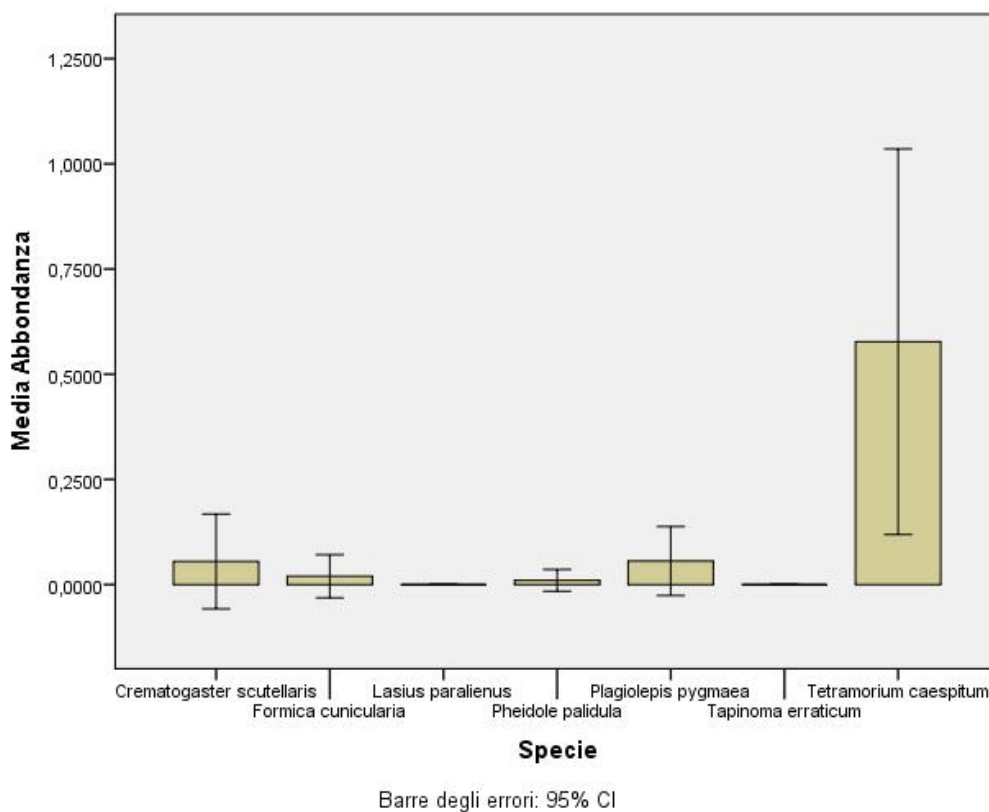


Fig 4.23 Abbonanze medie specifiche nelle aree verdi urbane della categoria Residential inside the walls.

Categoria *Green Path*

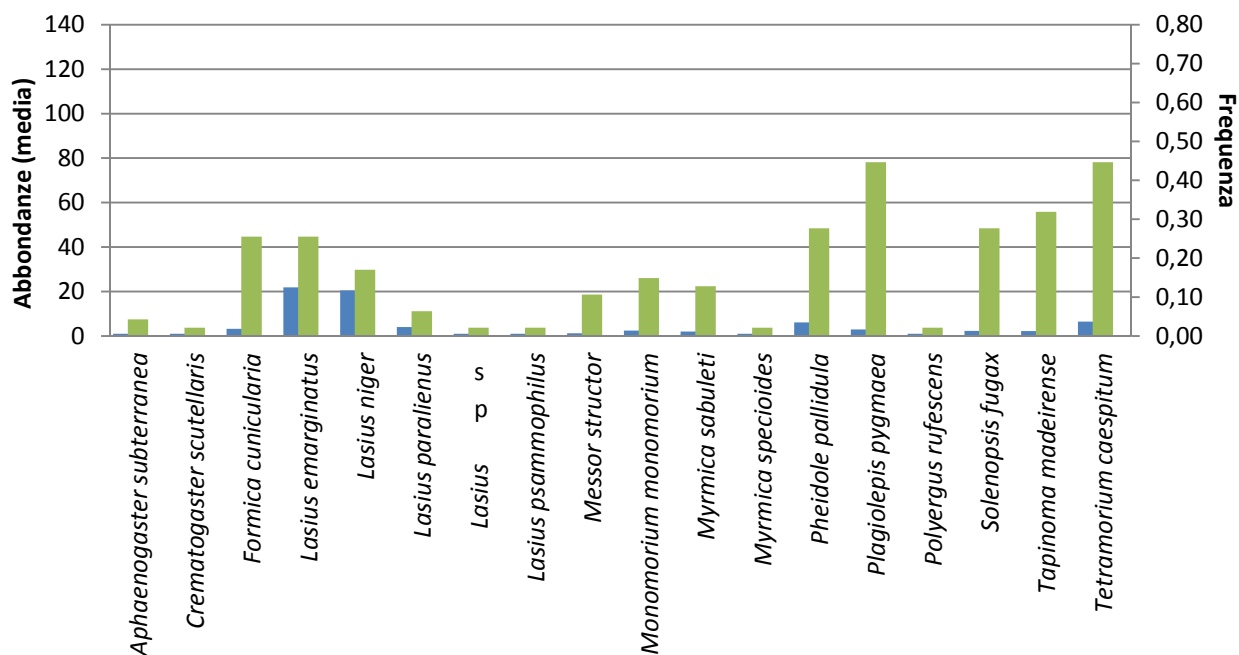


Fig 4.24 Abbondanze medie (in blu) e frequenza di distribuzione (in verde) delle specie presenti nella categoria *Green Path*.

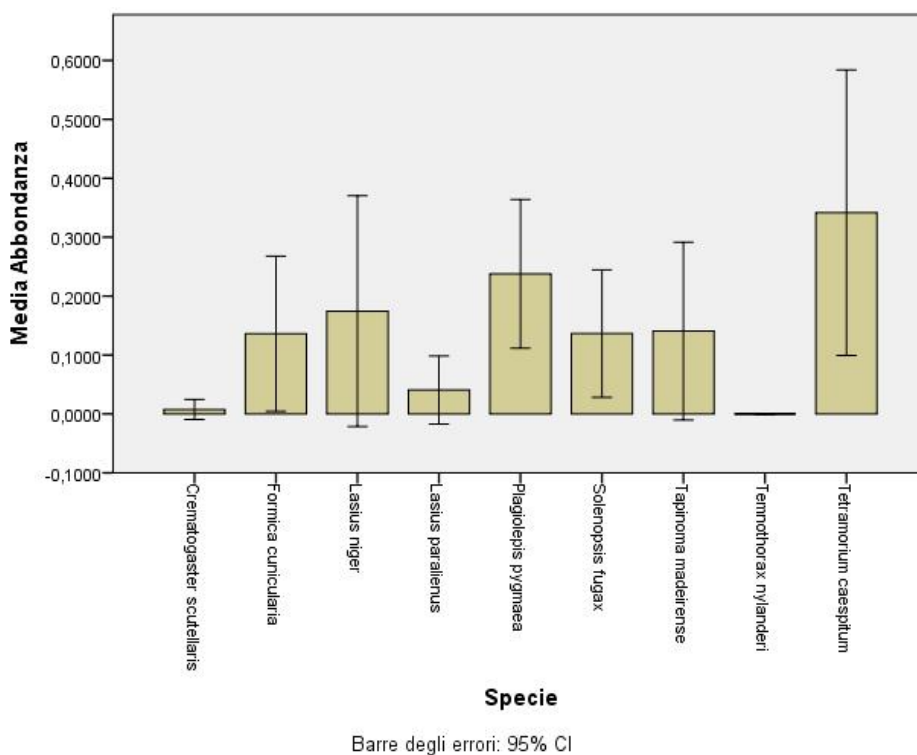


Fig 4.25 Abbondanze medie specifiche nelle aree verdi urbane della categoria *Green Path*.

Categoria Agricultural

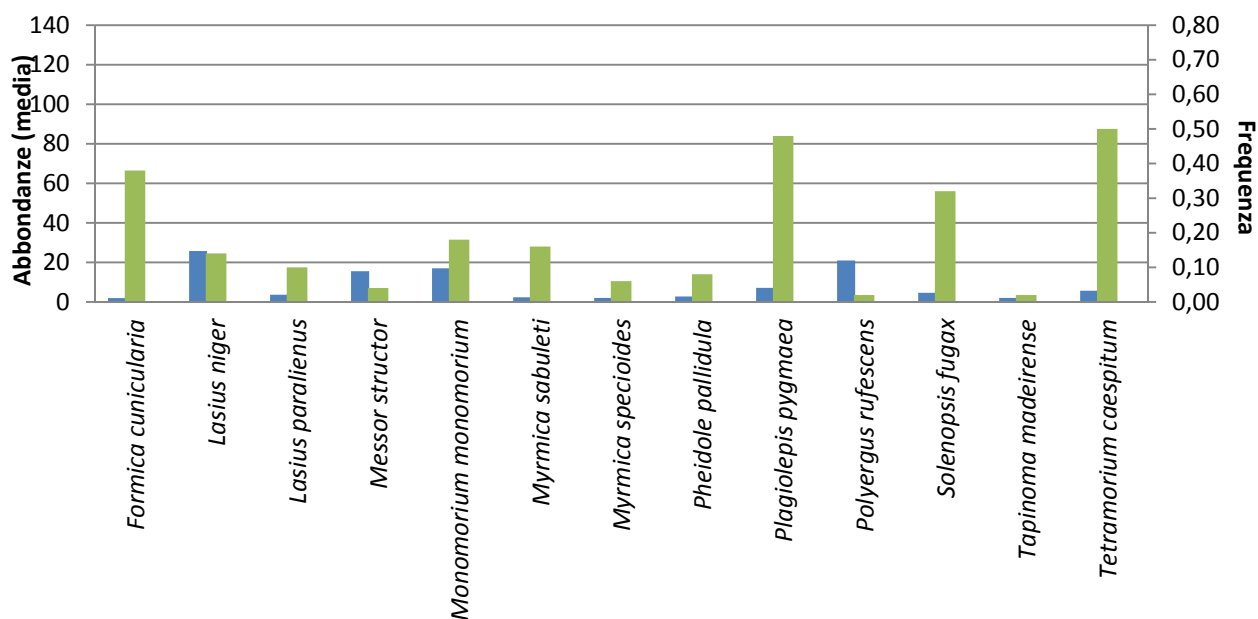
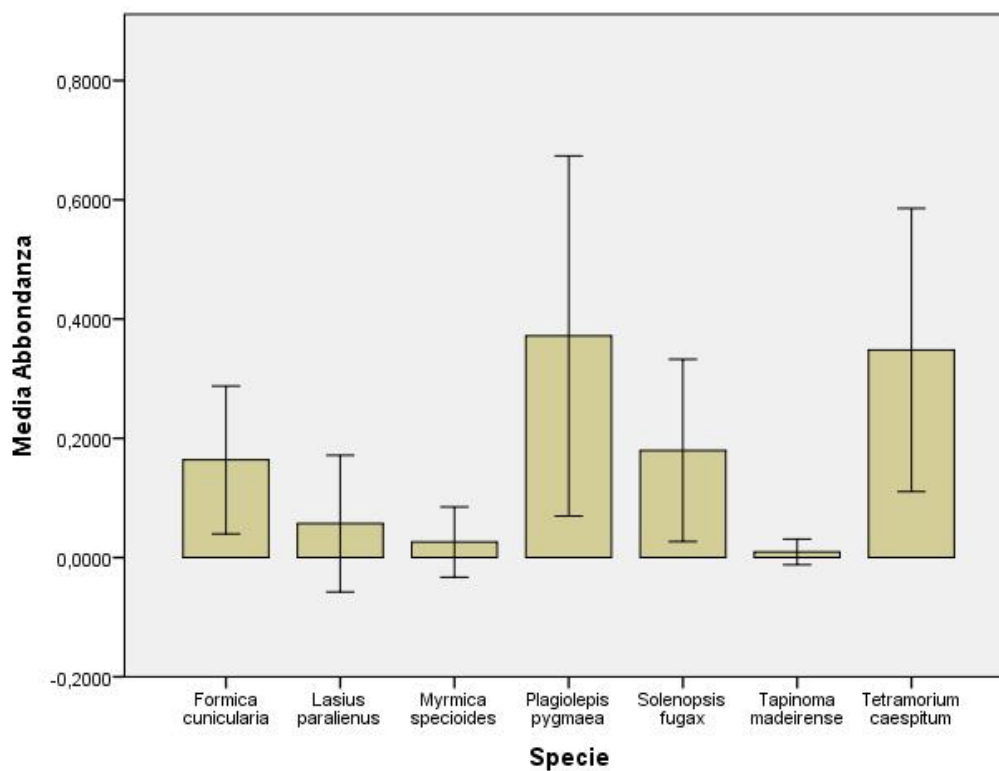


Fig 4.26 Abbondanze medie (in blu) e frequenza di distribuzione (in verde) delle specie presenti nella categoria Agricultural.



Barre degli errori: 95% CI

Fig 4.27 Abbondanze medie specifiche nelle aree verdi urbane della categoria Agricultural.

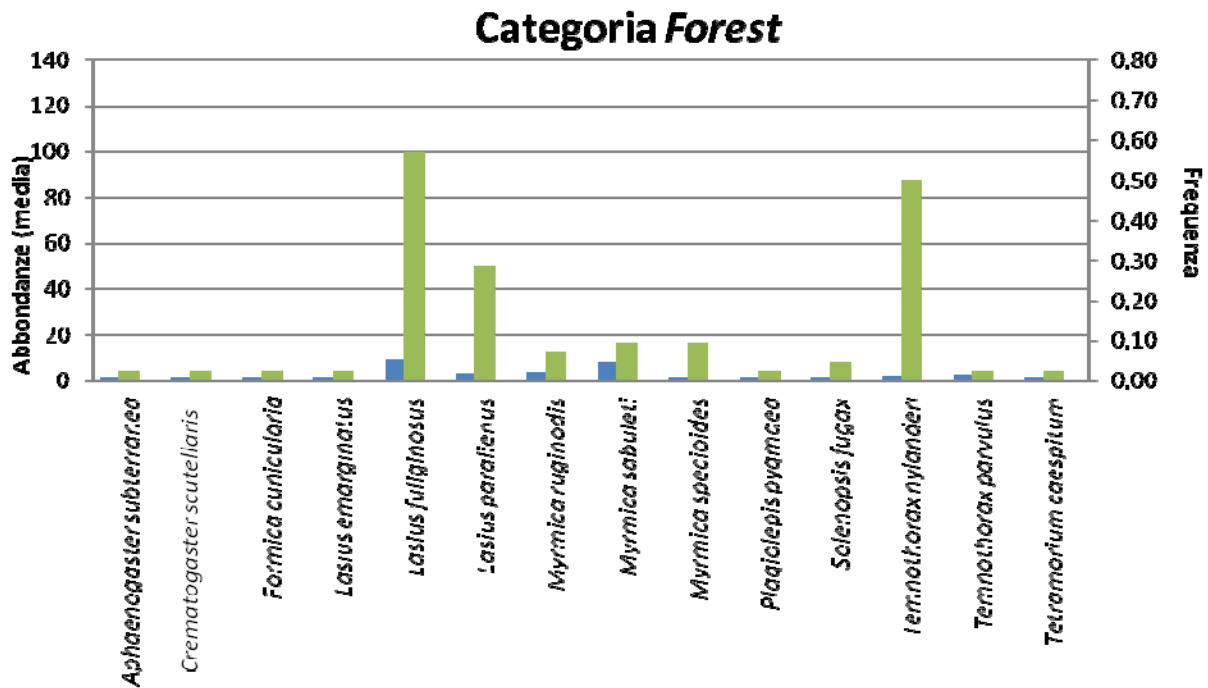


Fig 4.28 Abbondanze medie (in blu) e frequenza di distribuzione (in verde) delle specie presenti nella categoria *Forest*.

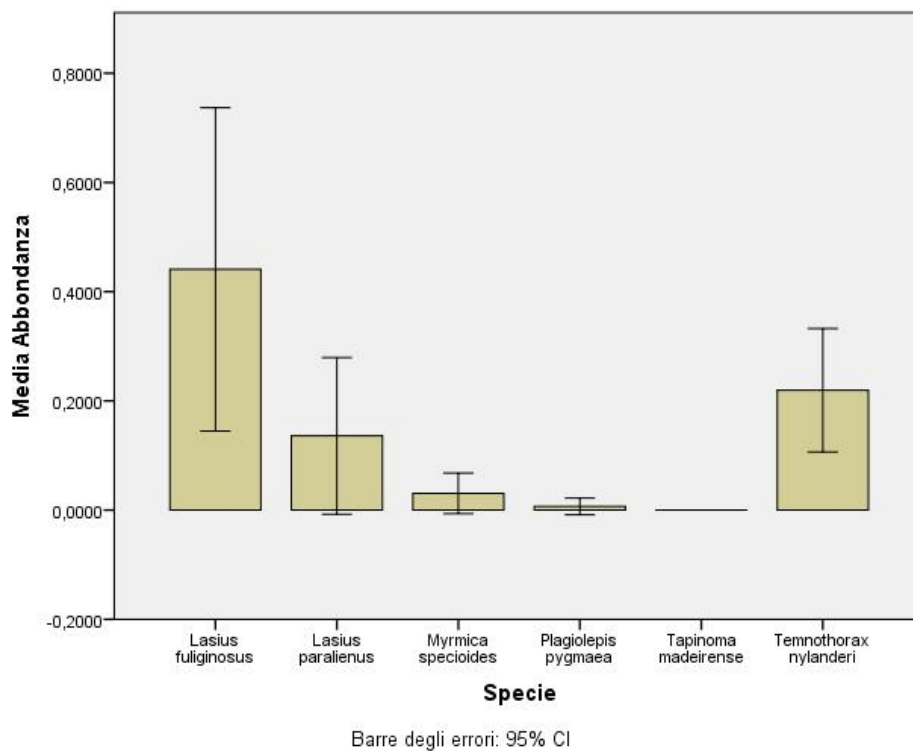


Fig 4.29 Abbondanze medie specifiche nelle aree verdi urbane della categoria *Forest*.

Per quanto riguarda la valutazione della **dominanza comportamentale in ciascuna categoria**, come in precedenza è stata ricercata una relazione tra gli indici comportamentali, nonché tra questi e le abbondanze specifiche per mezzo del coefficiente di correlazione per ranghi di Kendall.

I risultati hanno evidenziato una **correlazione positiva significativa** tra **DAI** e **BDI** delle specie presenti nella categoria *Business* ($\tau = 0,949$, $p = 0,023^*$) ed **estremamente significativa** nella categoria *Residential outside the walls* ($\tau = 1,000$, $p < 0,001^{***}$) (**Fig 4.30**). Invece, nelle aree *Green Path* esiste una **correlazione positiva molto significativa** tra **MI** e **BDI** ($\tau = 0,780$, $p = 0,008^{**}$). Infine, nella categoria *Forest* è risultata una **correlazione positiva significativa** tra **Abbondanza** e **MI** ($\tau = 0,745$, $p = 0,044^*$), **negativa significativa** tra **Abbondanza** e **DAI** ($\tau = -0,733$, $p = 0,039^*$) e tra **MI** e **DAI** ($\tau = -0,745$, $p = 0,044^*$) (**Fig 4.31**).

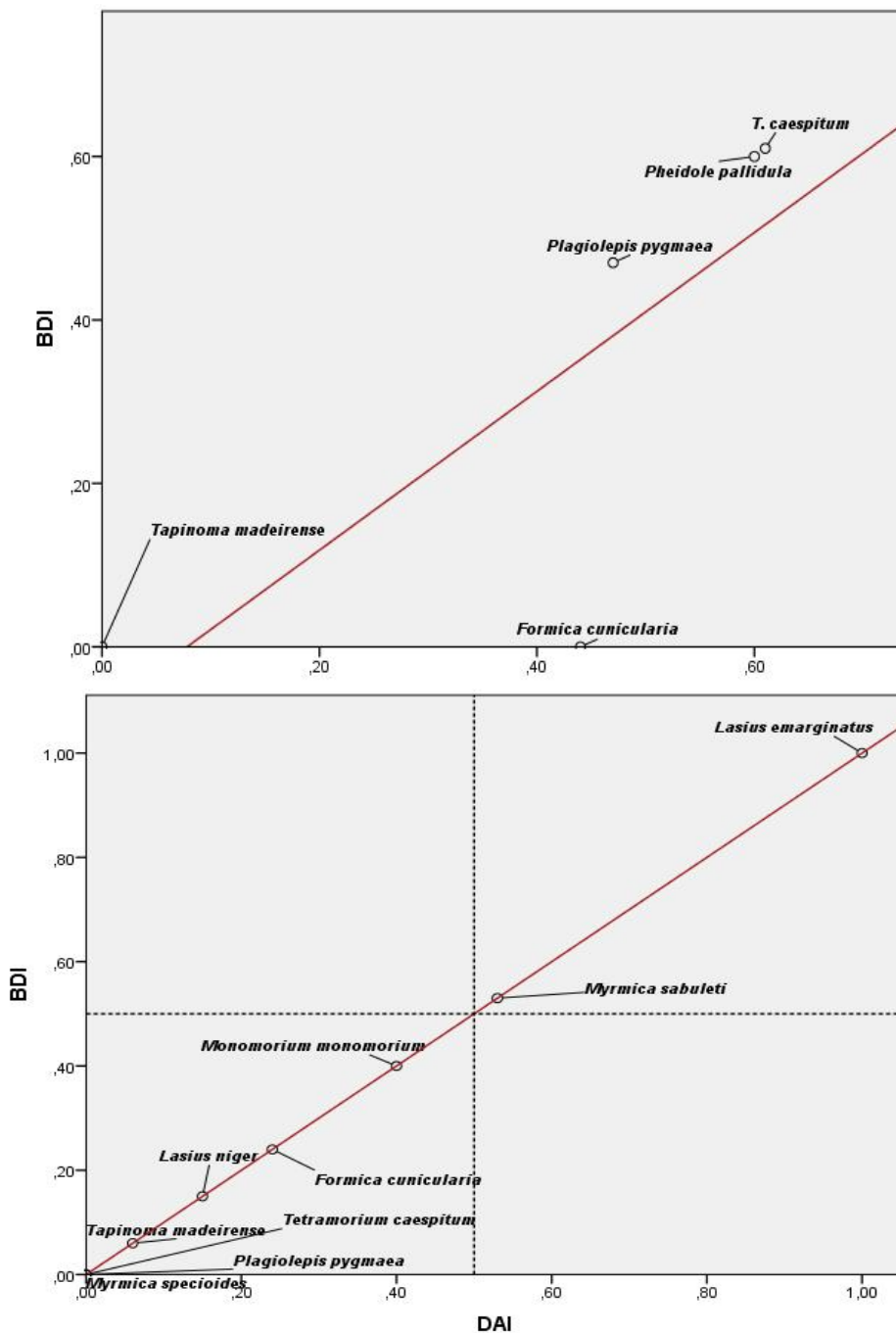


Fig 4.30 Correlazione tra DAI e BDI nelle categorie *Business* (in alto) e *Residential outside the walls* (in basso).

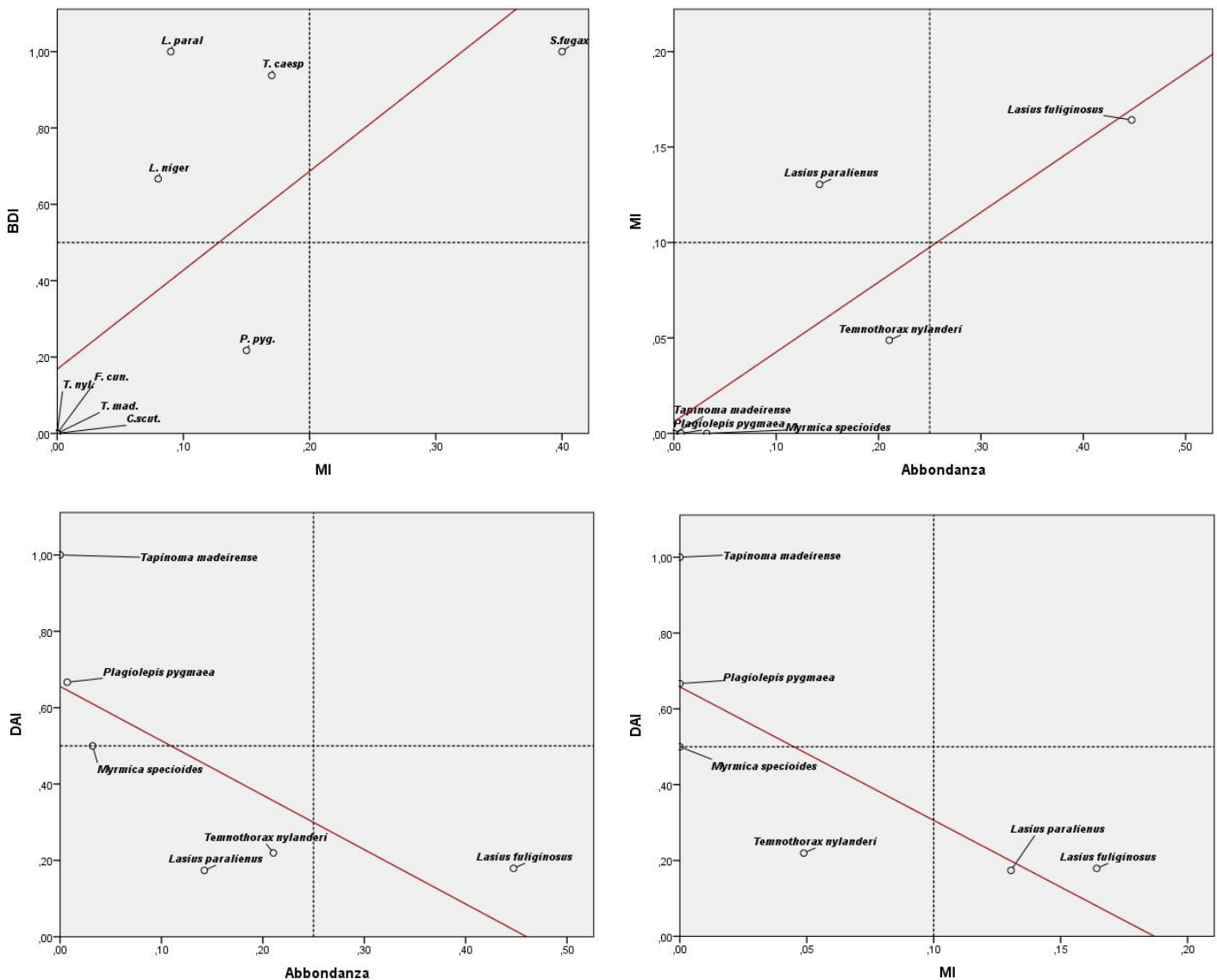
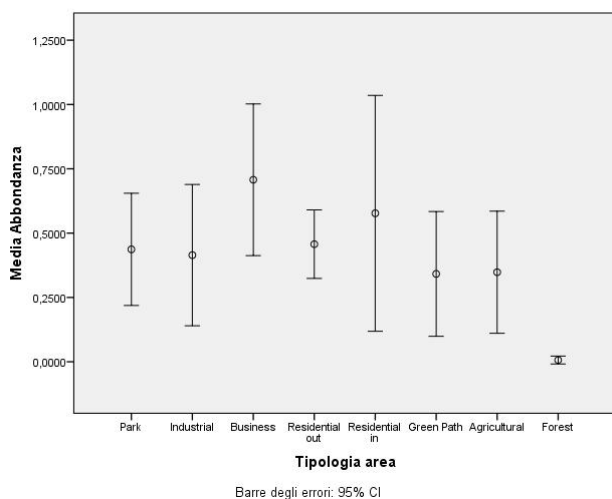


Fig 4.31 Correlazione tra MI e BDI nella categoria *Green Path* (in alto, a sinistra). Correlazione tra Abbondanza e MI (in alto, a destra), tra Abbondanza e DAI (in basso, a sinistra) e tra MI e DAI (in basso, a destra) nella categoria *Forest*.

Per concludere, l'ANOVA ha testato l'effetto della categoria di aree verdi urbane, ovvero della tipologia di disturbo, sull'abbondanza e sugli indici comportamentali della specie risultata ubiquitaria ed altamente dominante, *T. caespitum*. Tale effetto è stato evidenziato solo per l'abbondanza ($F_{(7,77)} = 3,354$; $p = 0,002^*$). Bonferroni ha messo in evidenza una distinzione tra il gruppo formato dalle aree *Business* e *Residential* rispetto alle aree *Forest* (**Fig 4.32**).



Forest	Park	-,4302498	,1500147	,149
	Industrial	-,4077905	,1500147	,227
	Business	-,7007022*	,1500147	,000
	Residential out	-,4504381*	,1310512	,027
	Residential in	-,5703686*	,1720787	,039
	Green Path	-,3348630	,1500147	,798
	Agricultural	-,3415244	,1500147	,716

*. La differenza media è significativa al livello 0.05

Fig 4.32 A sinistra, grafico delle abbondanze medie di *T. caespitum* nelle diverse tipologie di area. A destra, i risultati del test di Bonferroni: è riportata la differenza delle medie (seconda colonna), la deviazione standard (seconda colonna) e il livello di significatività (terza colonna) nei confronti tra le categorie di aree (prima colonna).

4.5 Conclusioni

La seconda parte della mia tesi di Dottorato è stata sviluppata in un contesto urbano. Data l'intensità crescente del fenomeno dell'urbanizzazione (UNITED NATIONS 2014), la tutela delle specie che vivono in città ha assunto un ruolo di primo piano per la conservazione della biodiversità globale. In questo ambito, la progettazione e il mantenimento di spazi verdi integrati nel tessuto urbano sembrano rappresentare un'utile strategia per vincere questa sfida (JONES & LEATHER 2012). Ciononostante, la valutazione di come le diverse tipologie di aree verdi urbane influenzino le comunità, preservandole dagli effetti del disturbo, è stata finora poco considerata (MENKE et al. 2011). D'altra parte, le formiche rappresentano un buon modello per lo studio dell'impatto antropico sull'ecosistema: la loro validità come indicatori di qualità ambientale è ampiamente riconosciuta (ANDERSEN 1997; ANDERSEN 2000; ANDERSEN & MAJER 2004; DEL TORO et al. 2012; PARR et al. 2004). Effettivamente, l'applicazione di questo modello alle aree verdi di Parma, centro urbano di medie dimensioni (LEGAMBIENTE 2013), ha offerto interessanti spunti di discussione.

Anzitutto, tutte le specie campionate sono autoctone: diversamente dai risultati di altri studi sulla mirmecofauna urbana (HOLWAY & SUAREZ 2006; LESSARD & BUDDLE 2005; MENKE et al. 2011;

SAVAGE et al. 2014), non sono state osservate specie introdotte né invasive. Ciò consente di escludere dall'analisi il fattore "confondente" rappresentato da specie con abilità competitive superiori, che potrebbero minare gli equilibri della comunità.

L'impiego del protocollo sperimentale scelto per la raccolta ha permesso di ottenere uno sforzo di campionamento adeguato, sia in termini di frequenza di distribuzione dei campioni nelle trappole sia in termini di densità di individui in ciascuna trappola.

L'analisi delle **dominanze numeriche** ha rivelato che *Tetramorium caespitum* (Fig 4.33) domina numericamente l'area di studio complessiva. Infatti questa specie è risultata la più abbondante sia in senso assoluto sia come numerosità media nelle trappole. Considerando la tipologia di aree verdi urbane, è emerso che *T. caespitum* è tra le specie più abbondanti in cinque categorie su otto e, in particolare, risulta l'unica dominante numerica in due categorie.

Al contempo, l'analisi delle **dominanze comportamentali** non solo ha confermato il ruolo di *T. caespitum* come dominante nell'intera area di studio, ma ha evidenziato alcune strategie messe in atto da questa specie per risultare una **top competitor** nelle comunità urbane. Infatti, in alcuni casi essa riesce a monopolizzare la risorsa in virtù della sua aggressività nelle interazioni competitive (nell'area di studio complessiva e nella categoria *Green Path*), in altri grazie alla sua dominanza numerica (categoria *Park*) oppure scoprendo per prima la risorsa e occupandola (categoria *Business*).

Questi risultati suggeriscono la particolare **adattabilità di *T. caespitum*** agli ecosistemi urbani. Dal punto di vista tassonomico, *T. caespitum* forma un complesso con *T. impurum*: si tratta di più specie difficili da distinguere morfologicamente l'una dall'altra (specie criptiche) (SCHLICK-STEINER et al. 2006). Recentemente, studi basati su indagini molecolari hanno evidenziato l'esistenza di ben 9 specie appartenenti a questo complesso (STEINER et al. 2006), ma la loro definizione è ancora in corso d'opera. Nativa dell'Europa, *T. caespitum* ha invaso la regione nearctica nel secolo scorso, diffondendosi con successo (STEINER et al. 2007). Dal punto di vista ecologico, i primi studi su *T. caespitum* risalgono alle osservazioni sull'aggressività intraspecifica di MCCOOK (1879); successivamente, altri studi ne hanno documentato, per esempio, la territorialità (BRIAN et al. 1967, 1975), la competizione interspecifica (DOBRZANSKI & DOBRZASKA 1975) e il foraggiamento di massa (COLLIGNON & DETRAIN 2009). Attualmente, è riconosciuta la dominanza ecologica di questa specie (SEIFERT 1996 v. STEINER 2006), ma ciò che la rende vincente negli ecosistemi urbani rimane ancora da indagare (DUNN 2012).

Dal 2012, il Laboratorio di Mirmecologia (Università di Parma) è partner italiano del progetto *School of Ants* (A.A.V.V. 2011; LUCKY et al. 2014), uno studio iniziato negli Stati Uniti e basato sulla collaborazione tra ricercatori e cittadini, che rientra, pertanto, nella categoria *Citizen Science*. A tal fine, il Laboratorio di Mirmecologia ha collaborato con alcune scuole primarie e secondarie della città di Parma nel corso del biennio 2011-2012. La raccolta dati ha previsto l'impiego di trappole alimentari **nei cortili e nei dintorni delle scuole**, sia in aree verdi sia in zone pavimentate; ciò ha permesso un censimento della distribuzione e dell'abbondanza della mirmecofauna che vive in ambienti antropizzati. I risultati sono concordi con quelli del presente studio: ***T. caespitum* è la specie che mostra l'abbondanza assoluta più elevata** (SPOTTI et al. 2012) (Fig 4.33). Attualmente, il progetto si sta estendendo in tutta Italia, attraverso il coinvolgimento di volontari che utilizzano lo stesso protocollo sperimentale per garantire la standardizzazione dei dati raccolti (LABORATORIO DI MIRMECOLOGIA 2014). In questo modo, sarà possibile approfondire la conoscenza della mirmecofauna urbana e, in particolare, verificare se il successo di *T. caespitum* è ubiquitario negli ecosistemi urbani italiani per poi indagarne le cause.

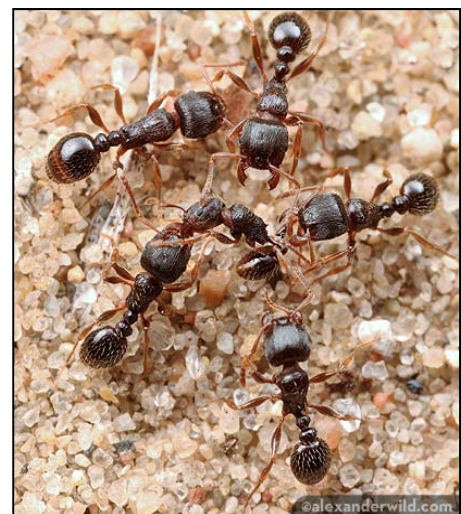
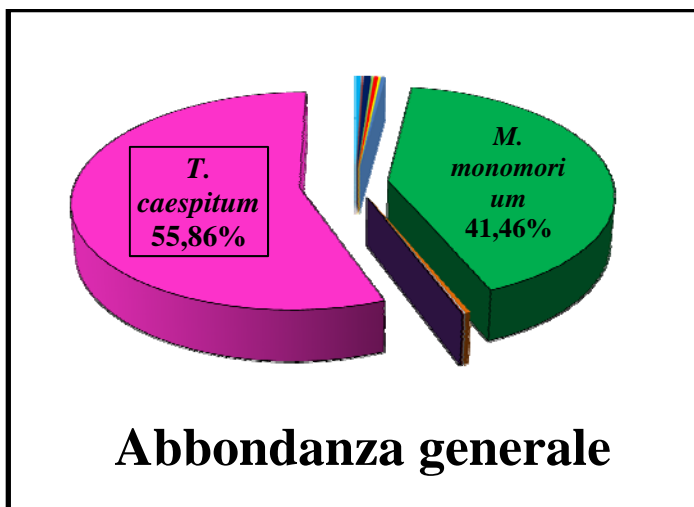


Fig 4.33 A sinistra, i risultati del censimento sulla mirmecofauna urbana effettuato presso alcune scuole della città di Parma (SPOTTI et al. 2012). A destra, aggressività tra individui della specie *T. caespitum*.

Per quanto riguarda l'**effetto della tipologia di disturbo** (legato alla categoria funzionale delle aree) sulla struttura di comunità della mirmecofauna, i risultati appaiono controversi. Contrariamente alle aspettative, le **comunità più diversificate** appartengono alle **aree industriali ed agricole**, dove il disturbo antropico è elevato. Tali risultati evidenziano che la maggiore biodiversità non è indicativa della stabilità del sistema. Si potrebbe, quindi, ipotizzare che ambienti

in cui mancano specie propriamente dominanti siano costituiti da comunità meno stabili, che non permettono la formazione di una gerarchia di dominanza. Al contempo, è emerso che le aree verdi del centro storico e quelle non urbane presentano comunità meno ricche, poco equiripartite e meno simili alle altre; inoltre, le aree verdi non urbane si differenziano in modo significativo da quelle urbane. Nel caso delle **aree verdi centrali**, il risultato potrebbe essere spiegato considerando il fatto che lo sfruttamento antropico all'interno delle mura della città è iniziato molto prima rispetto alle zone esterne: ciò deve aver influito sulla composizione in specie della comunità. Questa ipotesi potrebbe essere indagata in futuro, considerando come cambia la struttura di comunità lungo un gradiente spaziale dal centro della città alla periferia, che potrebbe corrispondere ad un gradiente temporale di urbanizzazione. Nel caso delle **aree verdi non urbane**, è necessario tenere presente che Tizzano Val Parma è situato ad un'altitudine che lo colloca nel piano submontano, ovvero nella zona di transizione tra pianura e piano montano (GLASER 2006). Di conseguenza, l'effetto della tipologia ambientale potrebbe giocare un ruolo importante nel definire la struttura di comunità in queste aree. Comunque, nel presente studio, le aree non urbane risultano dominate, principalmente, da *L. fuliginosus*, una specie caratterizzata da una distribuzione ubiquitaria lungo il gradiente altitudinale fino a 1000 m (GLASER 2006). In generale, spesso accade che in ambienti che presentano livelli moderati di stress e di disturbo, la competizione diventa il fattore primario che regola la struttura delle comunità (ANDERSEN 1991, 1995; GRIME 1979). In questo modo, specie molto competitive, ma meno stress e disturbo tolleranti, possono dominare la comunità stessa. L'analisi delle dominanze ha messo in luce alcuni aspetti dell'etoeologia di *L. fuliginosus*: essa risulta dominante numerica, riuscendo a monopolizzare le risorse in virtù della sua prevalenza in termini numerici. Allo stesso tempo, però, essa mostra una scarsa abilità nello scoprire la risorsa, inversamente proporzionale alla sua abbondanza ed abilità di monopolizzazione: si è evidenziato in questa comunità un **dominance-discovery trade-off** (FELLERS 1987). D'altra parte, infatti, specie poco abbondanti e incapaci di occupare la risorsa, si dimostrano abili a scoprirla: è il caso di una specie definita criptica dal punto di vista ecologico (*P. pygmaea*) e di una opportunistica (*M. specioides*). Infine, l'analisi ha, comunque, evidenziato alti valori di ricchezza in specie e di equiripartizione nelle comunità dei **parchi** e delle **aree residenziali esterne alle mura** (*Park*: n specie = 18, E = 0,69; *Residential out*: n specie = 19, E = 0,68). Ciò suggerisce la rilevanza di questi spazi verdi nella conservazione della biodiversità e, di conseguenza, sottolinea l'importanza di tutelare e sviluppare queste aree all'interno del tessuto urbano.

Concludendo, anche questa parte del mio studio ha dimostrato che un'analisi integrata, che tenga conto sia della numerosità che degli aspetti comportamentali delle specie, è ideale per approfondire i meccanismi regolatori in comunità di formiche.

Capitolo 5 – MODELLO MEDITERRANEO

5.1 Introduzione

Le **specie invasive** sono specie alloctone, che, introdotte in un ambiente, vi esercitano un forte impatto negativo, dal punto di vista sia ecologico sia economico (COLAUTTI & RICHARDSON 2009). Proprio perché rappresentano una delle principali minacce alla biodiversità e al funzionamento degli ecosistemi, le specie invasive sono, attualmente, oggetto di numerosi studi ecologici. Uno dei principali obiettivi della branca dell'ecologia che si occupa di specie invasive è l'identificazione di fattori che determinano se una specie si stabilirà con successo in un nuovo ambiente e che predicono se una specie introdotta ha il potenziale per diventare altamente invasiva.

5.1.1 Le specie invasive nella mirmecofauna

Per quanto riguarda la mirmecofauna, 200 delle quasi 13000 specie note hanno popolazioni che risiedono al di fuori dei loro range nativi (MCGLYNN 1999). Di queste, molte rappresentano invasori altamente distruttivi; inoltre, cinque di esse (la formica argentina *Linepithema umile* (**Fig 5.1**), *Pheidole megacephala*, *Anoplolepis gracilipes*, *Wasmannia auropunctata* e la formica di fuoco *Solenopsis invicta*) sono attualmente elencate tra le 100 specie invasive più pericolose del mondo (LOWE 2000). Oltre a causare ingenti danni economici nelle aree sia urbane sia agricole, le formiche invasive possono ampiamente influenzare gli ecosistemi riducendo la diversità della mirmecofauna autoctona, causando lo spostamento di altri artropodi, incidendo sulla popolazione dei vertebrati ed interferendo nelle relazioni mutualistiche pianta-formica.



Fig 5.1 Individuo della specie *Linepithema humile*. Da sinistra: visione frontale, laterale e dorsale.

Sebbene le formiche siano considerate relativamente “sessili”, poiché presentano una nidificazione stabile e una dispersione a breve raggio (SIMBERLOFF & WILSON 1969; WILSON 1971), le specie invasive sono spesso riuscite a diffondersi e a colonizzare nuovi ambienti grazie al trasporto involontario da parte dell’uomo (SUAREZ et al. 2010). Nelle isole Hawaii, ad esempio, non vi sono formiche native, perciò le circa 50 specie di formiche attualmente presenti sono tutte state introdotte in seguito ad attività antropiche, principalmente a metà del ventesimo secolo (KRUSHELNYCKY & REIMER 2005). La **dispersione antropogenica** su larga scala delle formiche invasive è, in molti casi, favorita dalle loro **abitudini di nidificazione** e dalle **strategie riproduttive**. Molte di queste specie nidificano in siti superficiali e/o effimeri (per esempio, agglomerati di radici, lettiere di foglie, sotto pietre o all’interno di tronchi d’albero), abbandonandoli velocemente quando diventano inadatti dal punto di vista abiotico (ovvero troppo asciutti, troppo umidi, troppo caldi) (SUAREZ et al. 2010). Abbinata alle attività di commercio, queste modalità di nidificazione si traducono frequentemente nella dispersione delle specie mediata dall’uomo. Ad esempio, le formiche giunte negli Stati Uniti e in Nuova Zelanda sono state sicuramente trasportate insieme a merci di vario tipo; in particolare, molte sono state riscontrate all’interno di materiale da costruzione (SUAREZ et al. 2005; WARD & WETTERER 2006). Inoltre, varie specie invasive sono poliginiche, perciò frammenti di una colonia individuale hanno un’alta probabilità di contenere almeno una regina fertile, aumentando così la possibilità di dispersione (CHANG 1985; HEE et al. 2000).

5.1.1.1 Dispersione biogeografica

Nuove popolazioni di formiche invasive possono essere introdotte da una o più fonti. Districarsi nella storia delle invasioni può perciò risultare abbastanza difficile, ma parziali ricostruzioni sono state ottenute per alcune specie attraverso analisi molecolari (per esempio, *L. humile*: CORIN et al. 2007a; TSUTSUI et al. 2003; *S. invicta*, CALDERA et al. 2008; *A. gracilipes*: ABBOTT et al. 2007). Le prime testimonianze della dispersione risalgono all’era coloniale europea (WILSON 2005). Sebbene molte specie di formiche siano state accidentalmente introdotte in nuovi ambienti, solo una piccola parte di esse sono diventate effettivamente invasive (MCGLYNN 1999; SUAREZ et al. 2005). In generale, il successo nella dispersione è risultato altamente variabile lungo il gradiente biogeografico. Per esempio, le isole oceaniche, caratterizzate da una mirmecofauna nativa povera o assente, hanno ricevuto il maggior numero di specie introdotte. Le regioni tropicali e subtropicali dell’Australia e le regioni temperate del Nord America sono state teatro di numerose invasioni, mentre la mirmecofauna locale non ha prodotto, a sua volta, specie invasive. In realtà, la **maggior parte** delle specie di **formiche invasive** sembra provenire **dal Sud America**, mentre le regioni

paleartiche sembrano aver prodotto e ricevuto un numero equivalente di specie invasive. Per quanto riguarda il continente africano, la conoscenza attuale circa questo fenomeno è piuttosto scarsa (SUAREZ et al. 2010).

5.1.1.2 Processo di invasione

La maggior parte delle formiche presentano una tipologia di fondazione della colonia detta indipendente, caratterizzata dalla diffusione in volo di regine e maschi appena accoppiati e tipica delle specie che possiedono colonie monoginiche, distinte e reciprocamente antagoniste. Al contrario, nelle specie invasive la **fondazione** o l'espansione di una colonia è definita **dipendente**: le regine fecondate abbandonano il nido d'origine, spostandosi via terra con un seguito di operaie per stabilire nuovi nidi nelle vicinanze (HOLWAY et al. 2002; PASSERA 1994). Le formiche invasive formano così reti di **colonie poliginiche**, reciprocamente tolleranti, chiamate supercolonie (KRUSHELNYCKY et al. 2010).

Influenza delle interazioni biotiche sull'invasione

Poiché “i maggiori nemici delle formiche sono spesso le altre formiche” (HÖLLDOBLER & WILSON 1990), la competizione interspecifica con le residenti può respingere le formiche invasive o almeno rallentarne l'avanzata. Ad esempio, in condizioni abiotiche adatte, le formiche argentine penetrano in maggiore quantità all'interno di un nuovo sito quando la mirmecofauna autoctona è rimossa, rispetto a quando è presente (MENKE et al. 2007). Quest'ultimo risultato indica che le specie native possono rallentare l'avanzata delle supercolonie. Su scala biogeografica, si potrebbe ipotizzare che le regioni dotate di una mirmecofauna altamente competitiva potrebbero essere più resistenti alle invasioni (KRUSHELNYCKY et al. 2010).

Influenza delle condizioni abiotiche sull'invasione

L'ambiente abiotico può limitare fortemente l'attività e l'abbondanza locale delle specie invasive. Essendo insetti dal corpo piccolo, le formiche sono particolarmente vulnerabili allo stress derivato dall'esposizione a temperature estreme e alle essiccazioni (HÖLLDOBLER & WILSON 1990). I rischi sono particolarmente gravi per le operaie foraggiatrici, che devono allontanarsi dal nido e che non dispongono del volo alato (KRUSHELNYCKY et al. 2010).

5.1.1.3 Cause del successo delle specie invasive

L'introduzione di specie invasive in nuovi ambienti ha come conseguenza l'allontanamento o il declino delle specie residenti (HOLWAY et al. 2002). Quando la coesistenza tra le specie native è mediata da un trade-off nella strategia di foraggiamento tra la scoperta della risorsa e il dominio della stessa, le specie invasive sono spesso in grado di deviare da questa tendenza influenzando gli equilibri preesistenti nella comunità (**paragrafo 1.4**).

Molti studi hanno dimostrato che le formiche invasive non hanno particolarmente successo nella competizione corpo a corpo con le formiche native (BUCZKOWSKI & BENNETT 2008; HOLWAY 1999; HOLWAY & CASE 2001). Invece, diverse testimonianze indicano che le formiche invasive derivano la loro maggiore abilità di competizione dal fatto di essere in numero più elevato (BUCZKOWSKI & BENNETT 2008; CARPINTERO & REYES-LOPEZ 2008; HOLWAY 1999; HOLWAY & CASE 2001; HUMAN & GORDON 1996, 1999; MORRISON 2000; ROWLES & O'DOWD 2007; TREMPER 1976; WALTERS & MACKAY 2005). Le colonie delle specie invasive non sono solo più grandi di quelle delle specie native, ma possono raggiungere tali abbondanze da superare ampiamente in numero o biomassa tutte quelle delle specie native nelle comunità che esse invadono (HOFFMANN & PARR 2008; HOLWAY 1999; HUMAN & GORDON 1997; MORRIS & STEIGMAN 1993; PORTER & SAVIGNANO 1990). Queste densità elevate non sono solo la chiave del loro successo contro le formiche native, ma sono anche la causa principale del loro straordinario impatto ecologico ed economico (HOLWAY et al. 2002).

Le principali spiegazioni di questo fenomeno sono elencate di seguito.

- L'**unicolonialità** è condivisa da molte (ma non tutte) le specie di formiche invasive (HOLWAY et al. 2002; PASSERA 1994). Le popolazioni introdotte di *L. humile* e *W. auropunctata* possono formare vaste supercolonie ed occupare siti disgiunti per centinaia di chilometri quadrati (CORIN et al. 2007b; GIRAUD et al. 2002; LEBRETON et al. 2004; TSUTSUI et al. 2000). In tali supercolonie, le operaie dei diversi nidi interagiscono tra loro come se fossero compagne di nido, anche quando hanno avuto origine in siti lontani.
- Numerosi studi hanno dimostrato che all'interno delle supercolonie (cioè lontano dal fronte dell'invasione), le specie invasive sono molto efficaci nello **sfruttamento del cibo**. Attraverso maggiori densità di foraggiatrici impiegate localmente, associate a un'attività di foraggiamento più rapida, esse hanno scoperto le risorse alimentari più velocemente rispetto

alle specie native (GOMEZ & OLIVERAS 2003; HOLWAY 1999; PORTER & SAVIGNANO 1990; WARD & BEGGS 2007) e in maggiori quantità (DEJEAN et al. 2007; HUMAN & GORDON 1996; LE BRETON et al. 2005; PORTER & SAVIGNANO 1990; WARD & BEGGS 2007).

- Le specie invasive investono poco nella **nidificazione** (HOLWAY et al. 2002). Questo permette loro di stabilirsi in una grande varietà di siti: ciò rinforza la tendenza verso la presenza di una grande densità di nidi all'interno dei confini della supercolonia (ABBOTT 2005; HAINES & HAINES 1978; HELLER 2004; LE BRETON et al. 2005; WETTERER 2002).
- Un'**ampia dieta** caratterizza la maggior parte delle formiche invasive (HOLWAY et al. 2002) e ciò consente un uso maggiore delle risorse disponibili. In particolare, una fonte alimentare importante è costituita da carboidrati liquidi. Gli essudati delle piante e la melata degli insetti giocano un ruolo essenziale nel bilancio energetico di molte specie, soprattutto per le specie ecologicamente dominanti, che raggiungono elevate densità e mantengono alti livelli di attività (DAVIDSON 1998; DAVIDSON et al. 2003). Non sorprende perciò che si siano osservate relazioni mutualistiche tra le maggiori specie invasive e gli insetti produttori di melata (LACH 2003; NESS & BRONSTEIN 2004).
- Un fattore finale potenzialmente coinvolto nella maggiore dominanza ecologica e nella accresciuta dimensione delle supercolonie di formiche invasive riguarda i **cambiamenti genetici** che hanno luogo durante e dopo l'introduzione. Questa idea, studiata particolarmente nella formica argentina, postula che la variazione genetica ridotta, risultante dagli eventi di fondazione, abbia portato ad una minore abilità nel distinguere le compagne di nido da altri conspecifici all'interno delle popolazioni introdotte (TSUTSUI et al. 2000). La ridotta aggressività intraspecifica può aver contribuito alla formazione delle imponenti supercolonie della formica argentina. (KRUSHELNYCKY et al. 2010).

5.1.1.4 Effetti delle invasioni sull'ecosistema

Per quanto riguarda la mirmecofauna, lo **shift delle specie native** in altri ambienti è l'effetto più comunemente documentato delle invasioni (HÖLLDOBLER & WILSON 1990; HOLWAY et al. 2002). Diversi studi recenti sostengono che alcune specie native sono in grado di coesistere con gli invasori in quanto sono in grado di utilizzare risorse diverse (CARPINTERO et al. 2007; SARTY et al. 2007), oppure utilizzano le stesse risorse ma in tempi diversi (CARPINTERO et al. 2007; WITT &

GILIOMEE 1999) o, ancora, dispongono di potenti difese chimiche (HOLWAY et al. 2002). In altri casi, le formiche native possono persistere perché l'invasore è al margine della sua tolleranza abiotica o non è numericamente dominante (RAO & VINSON 2004).

Anche **altri invertebrati** possono essere direttamente o indirettamente influenzati dalle formiche invasive. HOLWAY et al. 2002 hanno documentato l'impatto negativo di specie invasive su gasteropodi, crostacei, molti ordini di insetti e altri artropodi, la cui abbondanza è stata fortemente ridotta nelle aree invase. In realtà, studi recenti e passati mostrano come, ad esempio, gli effetti dell'invasione della formica argentina su altri artropodi sembrano dipendere fortemente dal contesto (BOLGER et al. 2000; COLE et al. 1992; HOLWAY 1998; HUMAN & GORDON 1997).

In alcuni casi, invertebrati predatori di formiche traggono beneficio dalle invasioni. Ad esempio, i ragni mirmecofagi del Giappone (TOUYAMA et al. 2008) e i formicaleone della California (GLENN & HOLWAY 2008) hanno risposto in modo positivo all'invasione da parte della formica argentina. Al contrario, gli **insetti mirmecofili** (che trascorrono parte del loro ciclo vitale con colonie di formiche come commensali, parassiti o mutualisti, HÖLLDOBLER & WILSON 1990) sono influenzati negativamente dalle invasioni. (LACH & HOOPER BUI 2010) Per esempio, le larve dei lepidotteri licenidi possono essere parassite o mutualiste delle formiche, mascherandosi chimicamente per essere accettate nel nido dell'ospite. Alcune di queste associazioni sono obbligate e specie specifiche, perciò il licenide non riesce ad adattarsi all'introduzione di specie invasive (EASTWOOD & FRASER 1999). In altri casi le relazioni sono facoltative e, talvolta, è documentato il passaggio da un ospite nativo ad uno invasivo, come *L. humile*, *P. megacephala*, *Tapinoma melanocephalum*, *Paratrechina borbonica* e *P. longicornis*, sebbene non si sappia se le formiche introdotte conferiscano lo stesso grado di beneficio al simbiote (AGRAWAL & FORDYCE 2000; LACH & THOMAS 2008; SAARINEN & DANIELS 2006).

Per quanto concerne i **vertebrati**, studi recenti mostrano che le specie invasive possono colpire sfavorevolmente gli uccelli, i mammiferi e l'erpeto fauna (ALLEN et al. 2004). Esistono anche effetti indiretti, come la riduzione di prede artropode (ALLEN et al. 2002; SUAREZ & CASE 2002) e i cambiamenti nell'uso dell'habitat, nel foraggiamento, nella nidificazione e nelle cure parentali (ALLEN et al. 2004; SUAREZ et al. 2005).

5.1.1.5 Controllo delle specie invasive

Ben noti sono gli impatti economici, ambientali e sociali delle invasioni di formiche (HOLWAY et al. 2002). Per questi motivi, le specie invasive sono da tempo l'obiettivo di molti sforzi di gestione per

il contenimento, il controllo o l'eradicazione. Tuttavia, nonostante quasi un secolo di tentativi per gestire le formiche invasive, ci sono pochissime pubblicazioni che descrivono questi sforzi. (HOFFMANN et al. 2010)

Il lavoro pionieristico che può essere considerato il precursore della moderna gestione delle formiche con i **prodotti chimici** fu intrapreso dal Dipartimento dell'Agricoltura degli USA (USDA) e dal Federal Bureau di Entomologia (NEWELL & BARBER 1913). Questo lavoro fu iniziato in seguito alla scoperta della formica argentina a New Orleans (USA) nel 1891, essendosi presto dimostrata un insetto nocivo sia urbano sia agricolo.

E' chiaro che i prodotti per il trattamento chimico offrono la forma migliore di controllo. Comunque ci sono metodi di controllo non chimico efficaci nella gestione delle formiche. L'uso di patogeni, parassiti e parassitoidi delle specie invasive come azione di controllo rimane quasi completamente limitato alle formiche di fuoco *S. invicta*, perché, al contrario di molte altre formiche altamente invasive, il range nativo di questa specie è noto, consentendo così alle opzioni di **controllo biologico** naturale di essere identificate. Casualmente, molti di questi nemici naturali hanno un'elevata specificità di ospite, requisito essenziale per gli agenti di controllo biologico (PORTER et al. 1995). Dove possibile, le modificazioni dell'habitat come l'incendio (HOFFMANN & O'CONNOR 2004), il taglio del sottobosco e la limitazione del drenaggio (HOLWAY & SUAREZ 2006) possono essere abbinate a trattamenti chimici complementari. Queste modificazioni hanno lo scopo di aumentare lo stress sull'invasore e di ridurre l'adattabilità abiotica all'invasione. L'**incendio** riduce temporaneamente le fonti di cibo, distruggendo il nettare extraflorale e uccidendo gli insetti litofagi che non riescono a fuggire. Invece, la limitazione del **drenaggio** crea ambienti più aperti e più secchi che riducono la diffusione e la distribuzione di alcune specie, quali *L. humile* (HUMAN et al. 1998; MENKE & HOLWAY 2006).

5.1.2 La formica argentina (*L. humile*) come specie invasiva

La documentazione sulle invasioni da parte di *L. humile* è molto ampia. La diffusione di questa specie avviene in due modi, ovvero attraverso:

(a) la **fondazione di colonie dipendenti**, per mezzo della quale le colonie avanzano a decine per alcune centinaia di metri all'anno (SANDERS et al. 2001)

(b) la **dispersione a salto mediata dall'uomo**, che risulta in tassi di dispersione da tre a quattro ordini di grandezza più alti (SUAREZ et al 2001).

La fonte immediata di molte popolazioni introdotte è probabilmente un'altra popolazione stabilitasi precedentemente (CORIN et al 2007b). Negli Stati Uniti del sud-est, per esempio, quasi ogni vaporetto che arrivava a New Orleans e a Baton Rouge nel 1916 era infestato da formiche argentine, come lo erano molti porti e stazioni ferroviarie (BARBER 1916). Sebbene le formiche argentine siano lenti dispersori (SANDERS et al 2001), attraverso lo stretto contatto con gli esseri umani si diffusero rapidamente e in modo discontinuo nel ventesimo secolo, stabilendosi in almeno 23 stati degli Stati Uniti e in 35 paesi del mondo (ROURA-PASCUAL 2004; SUAREZ et al 2001; WETTERER & WETTERER 2006) (**Fig 5.2**).

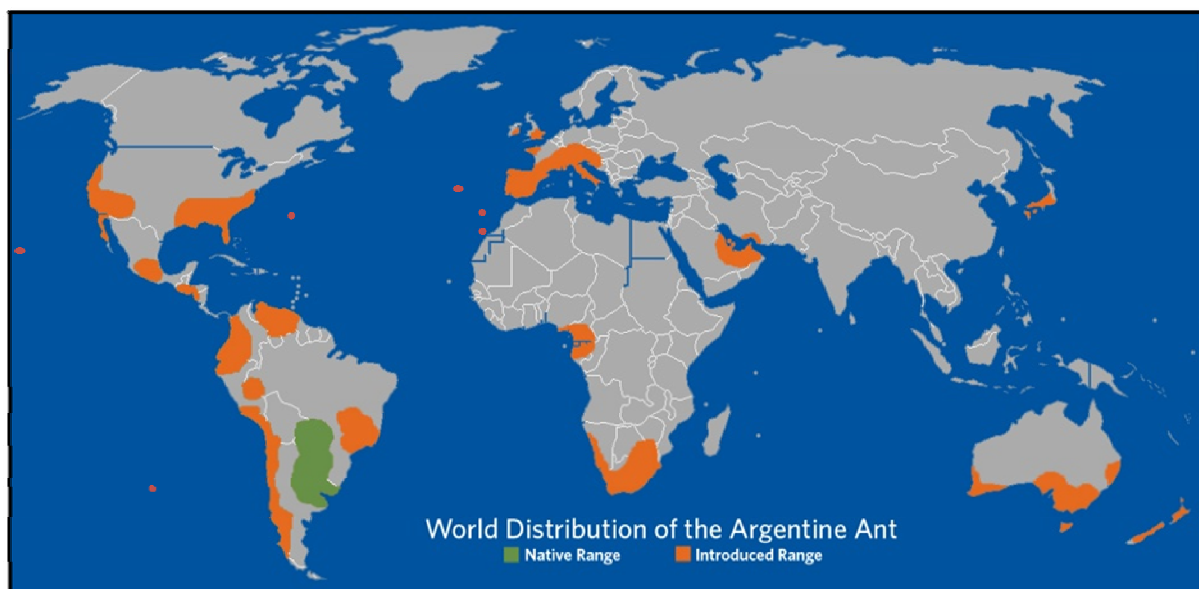


Fig 5.2 Distribuzione mondiale della formica argentina *Linepithema humile* (SUAREZ et al. 2001).

Nelle stagioni aride della California, le formiche argentine avanzano in zone ripariali, suggerendo che l'abilità di questa specie ad invadere zone stagionalmente aride può essere largamente controllata dal fatto che il **suolo** rimanga più o meno **umido** durante il periodo estivo di siccità. Questa ipotesi è corroborata da studi di osservazione che riportano correlazioni positive tra i periodi piovosi e i pattern locali di abbondanza di formiche argentine o tassi di diffusione (DIGIROLAMO & FOX 2006; HELLER et al. 2008; HOLWAY & SUAREZ 2006). In siti aridi anche il **caldo** è una notevole **fonte di stress** e le formiche argentine sono meno capaci di tollerare le alte temperature rispetto alle specie native degli ecosistemi aridi (WALTERS & MACKAY 2004).

Come *S. invicta*, le formiche argentine prosperano in **ambienti disturbati dall'uomo**. Nella California meridionale, per esempio, analisi GIS dimostrano la stretta associazione tra *L. humile* e l'ambiente modificato dall'uomo per quanto riguarda il paesaggio (MENKE et al. 2007). Questa relazione positiva è in gran parte dovuta alla tendenza dell'argentina a beneficiare delle irrigazioni (MENKE & HOLWAY 2006), che riflette il suo bisogno di adeguati livelli di umidità del suolo.

Inoltre, in due diversi ecosistemi californiani, le formiche argentine sono risultate più abili a localizzare esche e più rapide a recuperarle rispetto alle specie native (HOLWAY 1999; HUMAN & GORDON 1996). Avendo una dieta onnivora, le formiche argentine sono molto competitive nella ricerca del cibo. Una volta individuate le esche, le formiche argentine reclutavano più operaie, persistevano più a lungo rispetto alle formiche native ed erano più aggressive nei loro confronti. Risultati simili sono stati recentemente riportati circa un fronte di invasione di formiche argentine in Spagna (CARPINTERO et al. 2007; CARPINTERO & REYES-LOPEZ 2008). Questi studi suggeriscono che le formiche argentine riescono a dominare le comunità invase, perché **eccellono sia nella competizione per sfruttamento delle risorse sia in quella per interferenza**. Questo permette loro di monopolizzare la maggior parte delle risorse disponibili nelle aree di stazionamento delle colonie in espansione.

Il **comportamento aggressivo** delle formiche argentine non si limita all'acquisizione del cibo. Le incursioni ai nidi di colonie eterospecifiche è stato ampiamente documentato (CARPINTERO & REYES-LOPEZ 2008; FLUKER & BEARDSLEY 1970; ROWLES & O'DOWD 2007; ZEE & HOLWAY 2006). Spesso non è chiaro se lo scopo principale del raid è la razzia di adulti e larve a scopo di predazione oppure di competizione per interferenza (ZEE & HOLWAY 2006). L'aggressione diretta alla dispersione delle regine fondatrici è probabilmente importante nel prevenire la ristabilizzazione delle colonie native entro i territori dell'argentina (HUMAN & GORDON 1996).

5.1.3 La Tenuta Presidenziale di Castelporziano : il modello mediterraneo

La Tenuta Presidenziale di Castelporziano (**Fig 5.3**) si estende per un'area di quasi 6100 ettari tra la città di Roma e la costa tirrenica, ovvero nella zona litoranea tra Ostia e Pratica di Mare.

Il carattere relitto della copertura di foreste planiziarie (ove vegetano alberi plurisecolari), che anticamente ricopriva l'intera costa tirrenica, e la presenza di vestigia archeologiche (la villa dell'imperatore Commodo e di Plinio il Giovane, resti di acquedotto romano e tracce dell'antica rete viaria) più che bimillenarie fanno della Tenuta un comprensorio senza eguali in Italia (AA.VV. 2001).

5.1.3.1 La storia

Il territorio costituisce lo scenario del mitico approdo di Enea e lo sfondo di vicende sia protostoriche (riferibili all'antica Laurentum) che d'epoca imperiale e medioevale, ampiamente documentate. La Tenuta (il cui nome deriva forse da un *fundus Procilianus*, proprietà agricola della *gens Procilia*) era rimasta di proprietà privata fino al 1872, anno in cui il ministro Quintino Sella l'acquistò dai duchi Grazioli per conto della Casa Reale dei Savoia che l'annesse ai beni demaniali in dotazione alla Corona (GRATANI & MARINUCCI 1984). Dapprima utilizzata per scopi venatori, è stata progressivamente impiegata con altre funzioni: dal 1977 l'attività di caccia è stata proibita, mentre è stato favorito l'esercizio dell'agricoltura e della zootecnia. **Nel 1999** la Tenuta è stata formalmente istituita in **Riserva Naturale**, con Decreto Presidenziale n. 136/N del 5 Maggio 1999, includendo anche l'ex Tenuta di Capocotta (1997), già proprietà degli eredi Savoia.



Fig 5.3 Tenuta Presidenziale di Castelporziano. A sinistra: vista aerea del borgo e del castello. A destra: una tipica pineta della Tenuta (AA.VV. 2010).

5.1.3.2 Caratteri generali

Il mosaico ambientale dell'intero comprensorio alterna ai dominanti lembi residui di foresta (sia mediterranea che mesofila e igrofila) alcune pinete e alberature d'impianto artificiale, nonché delle zone aperte d'origine secondaria gestite a pascolo o a coltivazioni.

Le condizioni climatiche, rispetto a quelle generali della città di Roma, appaiono leggermente mitigate dalla maggiore prossimità al mare, con una temperatura media annua di 15,1 °C, una piovosità media di circa 700 mm ed un periodo di aridità estiva che va dall'inizio di Maggio alla fine di Agosto (CARPANETO et al. 1998).

I tracciati viari di Castelporziano sono sempre rimasti compresi, sin dall'epoca romana e nel corso di vicende storiche fino al presente, entro tre assi di comunicazione: la via Ostiense, Laurentina e Severiana (costeggiante il mare quest'ultima, ed ampliata nel secondo secolo dall'imperatore Settimo Severo, donde il nome, e percorsa alla fine del XII secolo da Riccardo Cuor di Leone nella sua crociata verso la Palestina). A sud-ovest, il confine della Tenuta è segnato dalla linea di costa, ridotta da un improvvido provvedimento degli anni Sessanta (che ne scorporò buona parte per destinarla a spiaggia pubblica). Nel tratto residuo, comunque, la duna raccorda attraverso una soluzione di continuità (a parte la strada costiera che la taglia a metà) la battigia deserta agli ambienti e alle fitocenosi dell'entroterra (GRATANI & MARINUCCI 1984). Per la adiacenza con il litorale e la prossimità alla foce del Tevere, il territorio è stato più volte interessato in passato da varie introgressioni marine, con formazione di lagune ed estesi impaludamenti, in parte conservatisi fino a tempi recenti, e di cui, dopo vari interventi di bonifica, resta oggi solo un centinaio di ristrette "piscine", permanenti o temporanee, dove l'ambiente boschivo a farnia e a vegetazione igrofila può a stento mantenersi. Mentre fino agli anni Cinquanta l'ambiente palustre e quello ripariale dei canali di deflusso erano ancora abbastanza intatti, la successiva arginatura del Canale Palocco e di quello del Figurone (con elementi anche di cemento armato), nonché quella del Fosso di Malafede, hanno quasi definitivamente distrutto la vegetazione palustre e ripariale (TINELLI & TINELLI 1986).

5.1.3.3 Ambienti caratterizzanti

La Riserva Presidenziale ospita un elevato numero di tipici ecosistemi mediterranei. Lungo la fascia costiera (**Duna Nuova**) si possono attraversare centinaia di ettari di macchia mediterranea: da quella bassa, con specie arbustive come cisto, mirto, rosmarino e varie smilacee, a quella alta, ricca di specie sempreverdi e aromatiche (lentisco, alloro, corbezzolo, fillirea, viburno ed erica). Nei tratti sabbiosi, in prossimità del mare, si ritrova la tipica vegetazione dunale con piante colonizzatrici e stabilizzatrici delle sabbie, che riescono per le loro caratteristiche a sopravvivere all'ambiente

salmastro ed al vento marino. Nella **Duna Antica** si ha prevalenza della lecceta e dei boschi planiziari a cerro e farnetto con facies a carpino orientale, ma si incontrano anche querceti misti a dominanza di sughera, pinete d'impianto artificiale e fondovalle prevalentemente destinati alle coltivazioni agricole e ai pascoli.

Tra i valori naturalistico-ambientali va menzionata la presenza dell'alloro, ormai molto raro in tutta Italia, e segnalata l'importanza delle aree umide: tra le più caratteristiche, diffuse e di elevato significato ecologico sono le **167 piscine**, che in maggioranza si trovano combinate con specie tipicamente igrofile come pioppi, frassini, salici ecc.. Si tratta di habitat di primaria importanza per la biodiversità animale e vegetale, che attualmente risentono dell'abbassamento della falda e della presenza di un numero eccessivo di ungulati.

Se in passato i criteri di gestione per la Tenuta di Castelporziano erano stabiliti in base ai piani di assestamento (cinque dal 1949 al 1997) che avevano, tra gli obiettivi, la regolarizzazione della produzione legnosa ed il mantenimento della fauna per assicurare l'attività venatoria, ora i modelli gestionali per l'*unicum* Castelporziano-Capocotta privilegiano gli aspetti naturalistici e paesaggistici allo scopo di garantire l'efficienza dei diversi ecosistemi, di offrire capacità di rinnovazione, stabilità e sopravvivenza di vari ecotipi, di mantenere l'equilibrio tra specie e classi di età delle piante, di procurare resistenza alla pressione antropica crescente nei territori circostanti e di tutelare la conservazione della biodiversità.

L'alto grado di naturalità della Riserva è dimostrato dalla presenza di più di **1000 specie vegetali** (tra cui 115 di piante rare) e più di **2900 specie animali**, vertebrati ed invertebrati (di cui 2380 insetti). L'elenco di tali specie è riportato in un'opera imponente, stilata sulla base delle pubblicazioni di oltre duecento ricercatori facenti capo a gruppi di studio sulla vegetazione e sulla fauna, e con la supervisione del Prof. A. Fanfani (Università La Sapienza di Roma) (AA.VV. 2001).

5.1.3.4 Attività e studi

La Tenuta si presta ad un'ampia gamma di ricerche.

È un'area esemplare per affrontare le problematiche relative sia al clima ed ai suoi cambiamenti, sia alla caratterizzazione della locale circolazione atmosferica ed agli effetti sulla vegetazione, sulla fauna, sullo strato idrogeologico del suolo, anche in conseguenza del trasporto, diffusione e variazione dei tassi di inquinamento, imputabili soprattutto alle attività antropiche. In questo senso, c'è stata concordanza nel rilevare, tramite misure puntuali in Castelporziano e dati raccolti da stazioni meteorologiche del Lazio, la modificazione di alcuni **parametri climatici** nel corso dell'ultimo cinquantennio. Per esempio è stato dimostrato che sono diminuiti i giorni con

precipitazioni e, allo stesso tempo, è aumentata la frequenza di periodi secchi (con precipitazioni inferiori alla soglia minima). Per quanto riguarda le temperature, si è osservato un aumento delle massime ed una diminuzione degli eventi di gelata, determinata da un innalzamento delle temperature minime. In più, misure del vento hanno permesso di accertare la presenza di masse d'aria ricche di inquinanti (tipo biossido di azoto) nell'area di Castelporziano, provenienti dalla grande area metropolitana limitrofa.

Sono stati compiuti anche studi sullo stato delle **risorse idriche**, poiché il deficit idrico potenziale è un indicatore del grado di aridità di un territorio e perciò anche una stima dei fabbisogni irrigui. È stato, quindi, evidenziato un abbassamento del livello delle acque di falde superficiali e l'avvio di processi di salinizzazione della falda costiera, dovuti a fenomeni di ingressione marina. Conseguentemente sono state suggerite azioni per migliorare lo scorrimento delle acque superficiali e la loro infiltrazione nel sottosuolo, onde favorire la ricarica delle falde sotterranee, prima naturale barriera all'intrusione marina.

Dal punto di vista botanico e zoologico, la Tenuta è attualmente uno dei biotopi del Mediterraneo meglio conosciuti. Anzitutto è da segnalare che il programma internazionale che da un decennio misura il flusso di carbonio tra foreste ed atmosfera e la capacità degli alberi di sequestrare anidride carbonica, ha, a Castelporziano, una delle sessantacinque stazioni distribuite sul pianeta (come da Protocollo di Kyoto, 1997). Il sito sperimentale per la raccolta dati sull'assorbimento della CO₂ è equipaggiato con una torre alta 20 metri, che sventa su una foresta sempreverde di leccio di circa 50 anni di età.

Tra i fenomeni più significativi concernenti la copertura vegetazionale e attualmente oggetto di studio, vi è il cambiamento degli **ecosistemi forestali**. Il problema al riguardo è la scarsa o mancante rinnovazione delle querce caducifoglie; sembra, infatti, che la Tenuta non sia un'area ottimale per la crescita di cerro e farnetto, se non in settori limitati. La mortalità di queste specie è imputabile all'ultima bonifica del litorale romano alla foce del Tevere, risalente a fine XIX secolo e che provocò un abbassamento della falda freatica presso la costa. Quindi gli esemplari centenari tuttora presenti sarebbero relitti di una situazione preesistente, in quanto avrebbero resistito meglio all'aridità, raggiungendo falde più profonde; invece lo strato arbustivo, più suscettibile al disseccamento, sarebbe andato incontro ad un completo rinnovamento con la crescita di specie pioniere quali *Erica arborea* e *Carpinus orientalis*, dando origine all'attuale struttura biplana. Tuttavia mentre lo stato fitosanitario delle formazioni boschive rimane complessivamente soddisfacente, l'eventuale ripetersi di annate siccitose e l'abbassarsi della falda freatica potrebbero innescare irreversibili fenomeni di deperimento e quindi attacchi di parassiti, da cui deriva la necessità di un periodico monitoraggio.

Alle vaste ricerche sulla vegetazione ha fatto riscontro l'attività del nutrito gruppo di **ricerca sulla fauna**: come per la componente vegetazionale, infatti, minacce di cambiamenti si evidenziano anche nella fauna di Castelporziano. A tal proposito, un esempio significativo è dato dal crollo demografico che nell'ultimo decennio ha interessato la popolazione del capriolo, una sottospecie endemica di notevole rilevanza per la conservazione della biodiversità negli ecosistemi mediterranei in Italia. Le indagini effettuate nel comprensorio hanno rilevato una crescente densità della popolazione di daini; probabilmente la competizione con il daino è la causa primaria del declino demografico del capriolo, poiché il primo riduce la qualità degli habitat, mettendo a rischio la sopravvivenza del secondo. Con la collaborazione dell'Istituto per la Fauna Selvatica di Bologna sono in atto, nell'ambito del piano faunistico della Tenuta, efficaci misure di conservazione di questa importante sottospecie. Ampi studi sono documentati anche per numerose altre specie di vertebrati che abitano la Riserva Naturale, tra le quali è da ricordare il tasso (*Meles meles*) e il Rospo smeraldino (*Bufo viridis*), e per le comunità ornitiche, tutelate dalla tranquillità dei siti di nidificazione e dalla disponibilità delle risorse alimentari.

Nonostante la grande importanza della fauna selvatica dal punto di vista naturalistico, non si può dimenticare che il territorio di Castelporziano, come altre aree lungo la costa laziale, è da tempi lontani luogo di **allevamenti zootecnici**, particolarmente bovini, ovini ed equini (le prime testimonianze risalgono al XV secolo). Verso la metà degli anni Settanta fu deciso di dare un assetto stabile e qualificante all'allevamento della Tenuta e fu avviato un piano per la costruzione di un centro di selezione di bovini ed equini maremmani, nel rispetto della tradizione di allevamento brado. Il piano trovò valido supporto nel programma sperimentale, promosso dalla Regione Lazio, volto "alla salvaguardia e alla valorizzazione dei bovini e degli equini di razza maremmana". Oggi la Tenuta garantisce la stabilità di popolazioni pure di questa razza, preservandole dall'estinzione. I quattrocentocinquanta ettari della Tenuta destinati alla coltivazione non intensiva di foraggio forniscono tutto il sostentamento necessario agli animali d'allevamento. La gestione dei pascoli non si limita solo alla scelta del giusto carico animale, ma tiene conto anche delle modalità di conduzione degli animali al pascolo (turni, carichi istantanei, momenti e frequenze di utilizzazione) (AA.VV. 2001).

5.2 Scopo

Da un punto di vista ecologico, le **invasioni biologiche** rappresentano **comunità in flusso**. Sebbene la stasi non sia la regola, in natura le componenti biologiche che interagiscono all'interno di una comunità condividono, di solito, la stessa storia evolutiva ed ecologica. Perciò le invasioni biologiche offrono l'opportunità di studiare interazioni dinamiche, difficilmente osservabili in altro modo (ELTON 1958).

Le specie invasive della mirmecofauna sono modelli eccellenti per perseguire questo scopo, grazie soprattutto al ruolo chiave che le formiche rivestono all'interno delle comunità biologiche (HÖLLDOBLER & WILSON 1990). Date le loro abilità superiori nella competizione per interferenza e per sfruttamento delle risorse (HOLWAY et al. 2002), queste specie invasive diventano i **top competitor** delle comunità naturali in cui si introducono.

Caratterizzata da un'ampia diffusione a livello globale, la specie invasiva *Linepithema humile* (formica argentina) è largamente distribuita anche nel bacino mediterraneo (LACH et al. 2010), colonizzando, in particolare, le zone costiere e ripariali. In Italia, è penetrata agli inizi del secolo scorso in Liguria e, attualmente, si sta diffondendo lungo la costa tirrenica.

D'altra parte, diversi studi attestano la superiorità competitiva della specie nativa dominante *Tapinoma nigerrimum* nelle interazioni con la formica argentina (BLIGHT et al. 2010). *T. nigerrimum* presenta un'ampia distribuzione mediterranea (BERVILLE et al. 2013) e mostra caratteristiche etoecologiche simili a quelle di *L. humile* (ARNAN et al. 2012). Inoltre, questa specie appartiene alla categoria ecologica delle Dominant Dolichoderinae (*sensu* ANDERSEN 1995), monopolizzando le risorse trofiche e difendendo il proprio territorio grazie all'elevata abbondanza e aggressività (ARNAN et al. 2012; CARPINTERO et al. 2007; CERDÁ et al. 1989); essa nidifica in ambienti aperti, dalla scarsa copertura vegetazionale (BLIGHT et al. 2014).

Date queste premesse, lo scopo dell'ultima parte della mia tesi di Dottorato è stato quello di valutare l'**effetto della competizione** da parte di una specie invasiva, ovvero altamente dominante, sulla struttura di comunità della mirmecofauna. A tal fine, il presente studio ha previsto la collaborazione con il gruppo di ricerca di cui è responsabile il Prof. A. Fanfani (Università della Sapienza, Roma) e che sta, attualmente, conducendo una ricerca sulle potenzialità di *T. nigerrimum* come agente biologico per il controllo della diffusione di *L. humile*. Il modello ambientale è costituito dalla **Tenuta Presidenziale di Castelporziano**, Riserva Naturale che comprende tutti i tipici habitat mediterranei e ospita entrambe le suddette specie dominanti.

5.3 Materiali & Metodi

5.3.1 Area di studio

I siti di campionamento sono stati scelti nella zona denominata Duna nuova, all'interno della Tenuta Presidenziale di Castelporziano. Nell'anno precedente al presente studio, sono stati individuati in quest'area diversi territori adiacenti, presieduti dalle specie *L. humile* e *T. nigerrimum*. I confini sono stati accuratamente mappati così come le linee di fronte tra i territori appartenenti alle due specie (**Fig 5.4**).

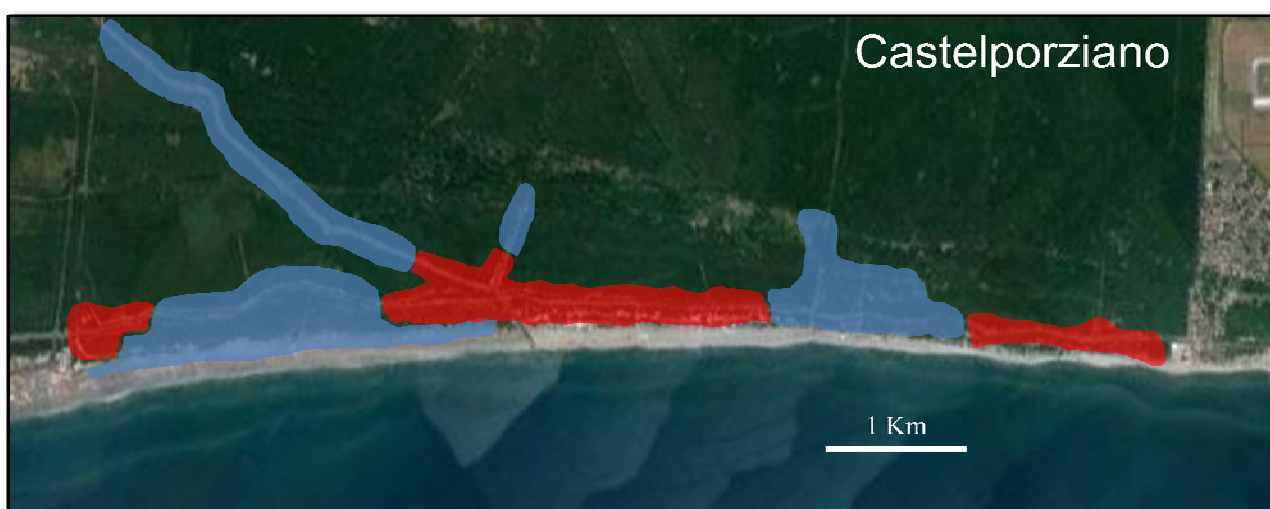


Fig 5.4 Territori di *T. nigerrimum* (in blu) e di *L. humile* (in rosso), lungo la costa tirrenica all'interno della Tenuta Presidenziale di Castelporziano.

In particolare, sono stati selezionati **quattro ambienti** come siti di campionamento: due aree dunali, un ambiente ripariale lungo il canale artificiale che attraversa la Tenuta (Canal Palocco) e una strada sterrata che costeggia, da un lato, i confini della Tenuta, mentre, dall'altro, una zona caratterizzata da una densa macchia mediterranea (**Fig 5.5**).

Il campionamento si è svolto nel corso dell'estate 2014, ripetendo la raccolta dati in ogni ambiente per ogni sessione, secondo il seguente calendario:

- prima sessione: 19-31 maggio 2014
- seconda sessione: 23 giugno-5 luglio 2014
- terza sessione: 25 agosto-3 settembre 2014



Fig 5.5 Siti di campionamento. In basso, i due ambienti dunali. In alto, a sinistra, Canal Palocco, a destra, lo sterrato presso il confine della Tenuta.

5.3.2 Campionamento

L'attività di raccolta dati ha impiegato le stesse metodologie di campionamento descritte nei **paragrafi 3.3.2 e 4.3.2**.

In ogni sito, è stato predisposto un transetto lineare, perpendicolare al fronte dei territori e lungo 100 m (**Fig 5.6**). Le estremità del transetto erano localizzate nel territorio di *L. humile* (plot Linepithema) e nel territorio di *T. nigerrimum* (plot Tapinoma); in aggiunta, un terzo plot era costituito dalla zona del fronte (plot Fronte). In ciascun plot, sono state predisposte 5 stazioni per la raccolta dati: quattro ai vertici di un ipotetico quadrato (lato 5 m) e una al centro.

Durante **ogni sessione di campionamento**, sono state quindi impiegate **in ciascun sito**:

- 15 pitfall trap (5 in ogni plot) x 3 ripetizioni
- 88 bait (32 nel plot Fronte, 28 nel plot Linepithema e 28 nel plot Tapinoma)

Pertanto, lo sforzo di campionamento ha previsto un totale di **540 pitfall**, **1104 bait** e **552 ore** di osservazione.

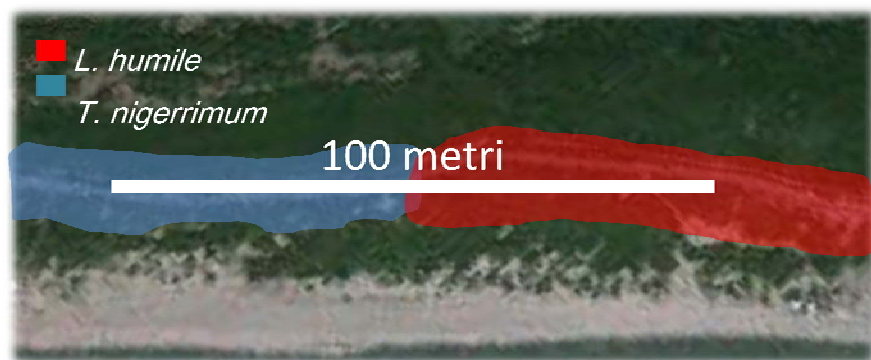


Fig 5.6 Transetto nel sito di campionamento. In blu: territorio di *T. nigerrimum*; in rosso: territorio di *L. humile*

5.4 Risultati

L'attività di raccolta dati ha permesso di campionare **292194 individui**, di cui 5022 raccolti nelle pitfall e 287172 osservati presso le bait.

In totale, sono state documentate **16 specie**, appartenenti a 3 sottofamiglie e 11 generi (**Tab 5.1**)

1. <i>Aphaenogaster subterranea</i> (Latreille, 1798)	9. <i>Tapinoma nigerrimum</i> Nylander, 1856
2. <i>Camponotus aethiops</i> (Latreille, 1798)	10. <i>Temnothorax exilis</i> (Emery, 1869)
3. <i>CreMATogaster scutellaris</i> (Olivier, 1792)	11. <i>Temnothorax flavicornis</i> (Emery, 1870)
4. <i>Linepithema humile</i> (Mayr, 1868)	12. <i>Temnothorax lichtensteini</i> (Bondroit, 1918)
5. <i>Messor minor</i> (Latreille, 1798)	13. <i>Temnothorax racovitzai</i> (Bondroit, 1918)
6. <i>Pheidole pallidula</i> (Nylander, 1849)	14. <i>Temnothorax specularis</i> (Emery, 1916)
7. <i>Plagiolepis pygmaea</i> (Latreille, 1798)	15. <i>Temnothorax unifasciatus</i> (Latreille, 1798)
8. <i>Solenopsis fugax</i> (Latreille, 1798)	16. <i>Tetramorium caespitum</i> s.l. (Linnaeus, 1758)

Tab 5.1 Check-list delle specie di formiche raccolte a Castelporziano nel corso di questo studio (2014). Le colorazioni indicano l'appartenenza alla sottofamiglia: Formicinae (in arancio), Myrmicinae (in giallo), Dolichoderinae (in verde). s.l. = sensu lato.

5.4.1 Dominanza numerica

Le specie risultate complessivamente più abbondanti sono: *Tapinoma nigerrimum* (68%), *Linepithema humile* (24%), *Messor minor* (6%), e *Pheidole pallidula*, *Plagiolepis pygmaea* e *Solenopsis fugax* (1%) (**Fig 5.7**).

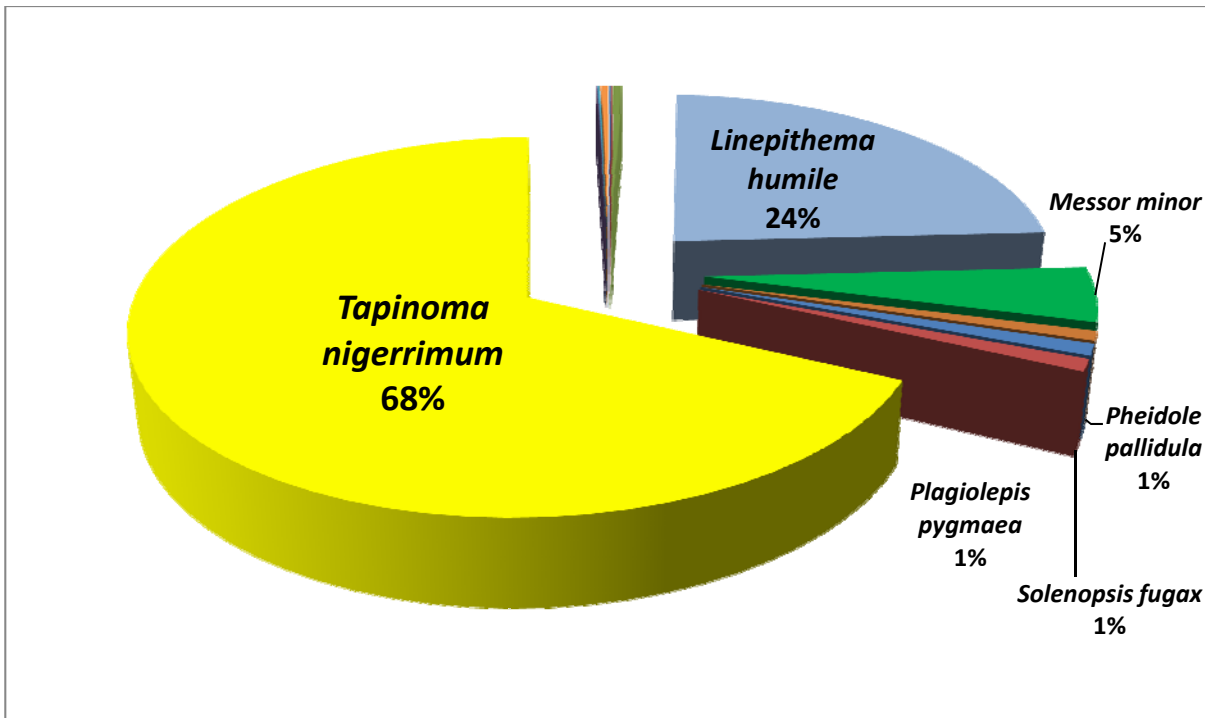


Fig 5.7 Abbondanze delle specie campionate mediante pitfall trapping nell'intera area di studio. Per maggiore chiarezza, sono indicati solo i nomi delle specie più abbondanti.

Come in precedenza, prima di effettuare l'ANOVA univariata sulle dominanze, i dati di abbondanza specifica relativi a ciascuna trappola sono stati trasformati mediante la formula $[\log_{10}(n+1)]$.

L'analisi della varianza è stata condotta sui valori medi di abbondanza specifica in ogni pitfall ed ha permesso di evidenziare differenze altamente significative a livello dell'intera area di studio ($F_{(11,6468)} = 109,652$; $p < 0,0001^{***}$).

Il test post hoc di Bonferroni per i confronti multipli (**Tab 5.2**) ha mostrato che le specie *T. nigerrimum* e *L. humile* si differenziano significativamente dalle altre, con una prevalenza numerica della prima sulla seconda (**Fig 5.8**).

Confronti multipli nell'intera area di studio

Variabile dipendente: Abbondanza

Bonferroni

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Aphaenogaster subterranea</i>	<i>Camponotus aethiops</i>	0,001	0,012	1,000	-0,041289	0,042404
	<i>Crematogaster scutellaris</i>	-0,008	0,012	1,000	-0,050072	0,033622
	<i>Linepithema humile</i>	-,2007565*	0,012	0,000	-0,242603	-0,15891
	<i>Messor minor</i>	-0,039	0,012	0,128	-0,080363	0,003331
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,011	0,012	1,000	-0,052576	0,031117
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,016	0,012	1,000	-0,05818	0,025514
	<i>Solenopsis fugax</i>	-0,009	0,012	1,000	-0,050943	0,032751
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-,2779888*	0,012	0,000	-0,319836	-0,236142
	<i>Temnothorax lichtensteini</i>	0,001	0,012	1,000	-0,040732	0,042962
	<i>Temnothorax specularis</i>	-0,001	0,012	1,000	-0,042404	0,041289
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-0,004	0,012	1,000	-0,046255	0,037439
<i>Camponotus aethiops</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	-0,001	0,012	1,000	-0,042404	0,041289
	<i>Crematogaster scutellaris</i>	-0,009	0,012	1,000	-0,05063	0,033064
	<i>Linepithema humile</i>	-,2013139*	0,012	0,000	-0,243161	-0,159467
	<i>Messor minor</i>	-0,039	0,012	0,110	-0,08092	0,002773
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,011	0,012	1,000	-0,053134	0,03056
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,017	0,012	1,000	-0,058738	0,024956
	<i>Solenopsis fugax</i>	-0,010	0,012	1,000	-0,0515	0,032193
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-,2785462*	0,012	0,000	-0,320393	-0,236699
	<i>Temnothorax lichtensteini</i>	0,001	0,012	1,000	-0,041289	0,042404
	<i>Temnothorax specularis</i>	-0,001	0,012	1,000	-0,042962	0,040732
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-0,005	0,012	1,000	-0,046812	0,036882
<i>Crematogaster scutellaris</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,008	0,012	1,000	-0,033622	0,050072
	<i>Camponotus aethiops</i>	0,009	0,012	1,000	-0,033064	0,05063
	<i>Linepithema humile</i>	-,1925312*	0,012	0,000	-0,234378	-0,150684
	<i>Messor minor</i>	-0,030	0,012	0,974	-0,072138	0,011556
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,003	0,012	1,000	-0,044351	0,039343
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,008	0,012	1,000	-0,049955	0,033739
	<i>Solenopsis fugax</i>	-0,001	0,012	1,000	-0,042718	0,040976
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-,2697635*	0,012	0,000	-0,31161	-0,227917
	<i>Temnothorax lichtensteini</i>	0,009	0,012	1,000	-0,032507	0,051187
	<i>Temnothorax specularis</i>	0,008	0,012	1,000	-0,034179	0,049515
	<i>Tetramorium caespitum</i>	0,004	0,012	1,000	-0,038029	0,045664
<i>Linepithema humile</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	-,2007565*	0,012	0,000	0,15891	0,242603
	<i>Camponotus aethiops</i>	-,2013139*	0,012	0,000	0,159467	0,243161
	<i>Crematogaster scutellaris</i>	-,1925312*	0,012	0,000	0,150684	0,234378
	<i>Messor minor</i>	-,1622404*	0,012	0,000	0,120394	0,204087
	<i>Pheidole pallidula</i>	-,1900271*	0,012	0,000	0,14818	0,231874

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Linepithema humile</i>	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	,1844232*	0,012	0,000	0,142576	0,22627
	<i>Solenopsis fugax</i>	,1916603*	0,012	0,000	0,149813	0,233507
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-,0772323*	0,012	0,000	-0,119079	-0,035386
	<i>Temnothorax lichtensteini</i>	,2018714*	0,012	0,000	0,160025	0,243718
	<i>Temnothorax specularis</i>	,2001990*	0,012	0,000	0,158352	0,242046
	<i>Tetramorium caespitum</i>	,1963487*	0,012	0,000	0,154502	0,238195
<i>Messor minor</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,039	0,012	0,128	-0,003331	0,080363
	<i>Camponotus aethiops</i>	0,039	0,012	0,110	-0,002773	0,08092
	<i>Crematogaster scutellaris</i>	0,030	0,012	0,974	-0,011556	0,072138
	<i>Linepithema humile</i>	-,1622404*	0,012	0,000	-0,204087	-0,120394
	<i>Pheidole pallidula</i>	0,028	0,012	1,000	-0,01406	0,069634
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	0,022	0,012	1,000	-0,019664	0,06403
	<i>Solenopsis fugax</i>	0,029	0,012	1,000	-0,012427	0,071267
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-,2394727*	0,012	0,000	-0,28132	-0,197626
	<i>Temnothorax lichtensteini</i>	0,040	0,012	0,094	-0,002216	0,081478
	<i>Temnothorax specularis</i>	0,038	0,012	0,148	-0,003888	0,079805
<i>Tetramorium caespitum</i>	0,034	0,012	0,399	-0,007739	0,075955	
<i>Pheidole pallidula</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,011	0,012	1,000	-0,031117	0,052576
	<i>Camponotus aethiops</i>	0,011	0,012	1,000	-0,03056	0,053134
	<i>Crematogaster scutellaris</i>	0,003	0,012	1,000	-0,039343	0,044351
	<i>Linepithema humile</i>	-,1900271*	0,012	0,000	-0,231874	-0,14818
	<i>Messor minor</i>	-0,028	0,012	1,000	-0,069634	0,01406
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,006	0,012	1,000	-0,047451	0,036243
	<i>Solenopsis fugax</i>	0,002	0,012	1,000	-0,040214	0,04348
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-,2672594*	0,012	0,000	-0,309106	-0,225413
	<i>Temnothorax lichtensteini</i>	0,012	0,012	1,000	-0,030003	0,053691
	<i>Temnothorax specularis</i>	0,010	0,012	1,000	-0,031675	0,052019
<i>Tetramorium caespitum</i>	0,006	0,012	1,000	-0,035525	0,048168	
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,016	0,012	1,000	-0,025514	0,05818
	<i>Camponotus aethiops</i>	0,017	0,012	1,000	-0,024956	0,058738
	<i>Crematogaster scutellaris</i>	0,008	0,012	1,000	-0,033739	0,049955
	<i>Linepithema humile</i>	-,1844232*	0,012	0,000	-0,22627	-0,142576
	<i>Messor minor</i>	-0,022	0,012	1,000	-0,06403	0,019664
	<i>Pheidole pallidula</i>	0,006	0,012	1,000	-0,036243	0,047451
	<i>Solenopsis fugax</i>	0,007	0,012	1,000	-0,03461	0,049084
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-,2616556*	0,012	0,000	-0,303502	-0,219809
	<i>Temnothorax lichtensteini</i>	0,017	0,012	1,000	-0,024399	0,059295
	<i>Temnothorax specularis</i>	0,016	0,012	1,000	-0,026071	0,057623
<i>Tetramorium caespitum</i>	0,012	0,012	1,000	-0,029921	0,053772	

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Solenopsis fugax</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,009	0,012	1,000	-0,032751	0,050943
	<i>Camponotus aethiops</i>	0,010	0,012	1,000	-0,032193	0,0515
	<i>Crematogaster scutellaris</i>	0,001	0,012	1,000	-0,040976	0,042718
	<i>Linepithema humile</i>	-,1916603*	0,012	0,000	-0,233507	-0,149813
	<i>Messor minor</i>	-0,029	0,012	1,000	-0,071267	0,012427
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,002	0,012	1,000	-0,04348	0,040214
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,007	0,012	1,000	-0,049084	0,03461
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-,2688926*	0,012	0,000	-0,310739	-0,227046
	<i>Temnothorax lichtensteini</i>	0,010	0,012	1,000	-0,031636	0,052058
	<i>Temnothorax specularis</i>	0,009	0,012	1,000	-0,033308	0,050386
	<i>Tetramorium caespitum</i>	0,005	0,012	1,000	-0,037158	0,046535
<i>Tapinoma nigerrimum</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	,2779888*	0,012	0,000	0,236142	0,319836
	<i>Camponotus aethiops</i>	,2785462*	0,012	0,000	0,236699	0,320393
	<i>Crematogaster scutellaris</i>	,2697635*	0,012	0,000	0,227917	0,31161
	<i>Linepithema humile</i>	,0772323*	0,012	0,000	0,035386	0,119079
	<i>Messor minor</i>	,2394727*	0,012	0,000	0,197626	0,28132
	<i>Pheidole pallidula</i>	,2672594*	0,012	0,000	0,225413	0,309106
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	,2616556*	0,012	0,000	0,219809	0,303502
	<i>Solenopsis fugax</i>	,2688926*	0,012	0,000	0,227046	0,310739
	<i>Temnothorax lichtensteini</i>	,2791037*	0,012	0,000	0,237257	0,320951
	<i>Temnothorax specularis</i>	,2774313*	0,012	0,000	0,235585	0,319278
	<i>Tetramorium caespitum</i>	,2735810*	0,012	0,000	0,231734	0,315428
<i>Temnothorax lichtensteini</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	-0,001	0,012	1,000	-0,042962	0,040732
	<i>Camponotus aethiops</i>	-0,001	0,012	1,000	-0,042404	0,041289
	<i>Crematogaster scutellaris</i>	-0,009	0,012	1,000	-0,051187	0,032507
	<i>Linepithema humile</i>	-,2018714*	0,012	0,000	-0,243718	-0,160025
	<i>Messor minor</i>	-0,040	0,012	0,094	-0,081478	0,002216
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,012	0,012	1,000	-0,053691	0,030003
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,017	0,012	1,000	-0,059295	0,024399
	<i>Solenopsis fugax</i>	-0,010	0,012	1,000	-0,052058	0,031636
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-,2791037*	0,012	0,000	-0,320951	-0,237257
	<i>Temnothorax specularis</i>	-0,002	0,012	1,000	-0,043519	0,040174
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-0,006	0,012	1,000	-0,04737	0,036324
<i>Temnothorax specularis</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,001	0,012	1,000	-0,041289	0,042404
	<i>Camponotus aethiops</i>	0,001	0,012	1,000	-0,040732	0,042962
	<i>Crematogaster scutellaris</i>	-0,008	0,012	1,000	-0,049515	0,034179
	<i>Linepithema humile</i>	-,2001990*	0,012	0,000	-0,242046	-0,158352
	<i>Messor minor</i>	-0,038	0,012	0,148	-0,079805	0,003888

	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,010	0,012	1,000	-0,052019	0,031675
(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Temnothorax specularis</i>	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,016	0,012	1,000	-0,057623	0,026071
	<i>Solenopsis fugax</i>	-0,009	0,012	1,000	-0,050386	0,033308
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-,2774313*	0,012	0,000	-0,319278	-0,235585
	<i>Temnothorax lichtensteini</i>	0,002	0,012	1,000	-0,040174	0,043519
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-0,004	0,012	1,000	-0,045697	0,037996
<i>Tetramorium caespitum</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,004	0,012	1,000	-0,037439	0,046255
	<i>Camponotus aethiops</i>	0,005	0,012	1,000	-0,036882	0,046812
	<i>Crematogaster scutellaris</i>	-0,004	0,012	1,000	-0,045664	0,038029
	<i>Linepithema humile</i>	-,1963487*	0,012	0,000	-0,238195	-0,154502
	<i>Messor minor</i>	-0,034	0,012	0,399	-0,075955	0,007739
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,006	0,012	1,000	-0,048168	0,035525
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,012	0,012	1,000	-0,053772	0,029921
	<i>Solenopsis fugax</i>	-0,005	0,012	1,000	-0,046535	0,037158
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-,2735810*	0,012	0,000	-0,315428	-0,231734
	<i>Temnothorax lichtensteini</i>	0,006	0,012	1,000	-0,036324	0,04737
	<i>Temnothorax specularis</i>	0,004	0,012	1,000	-0,037996	0,045697

*. La differenza media è significativa al livello 0.05

Tab 5.2 Confronti multipli di Bonferroni tra le abbondanze medie di ciascuna specie nell'intera area di studio.

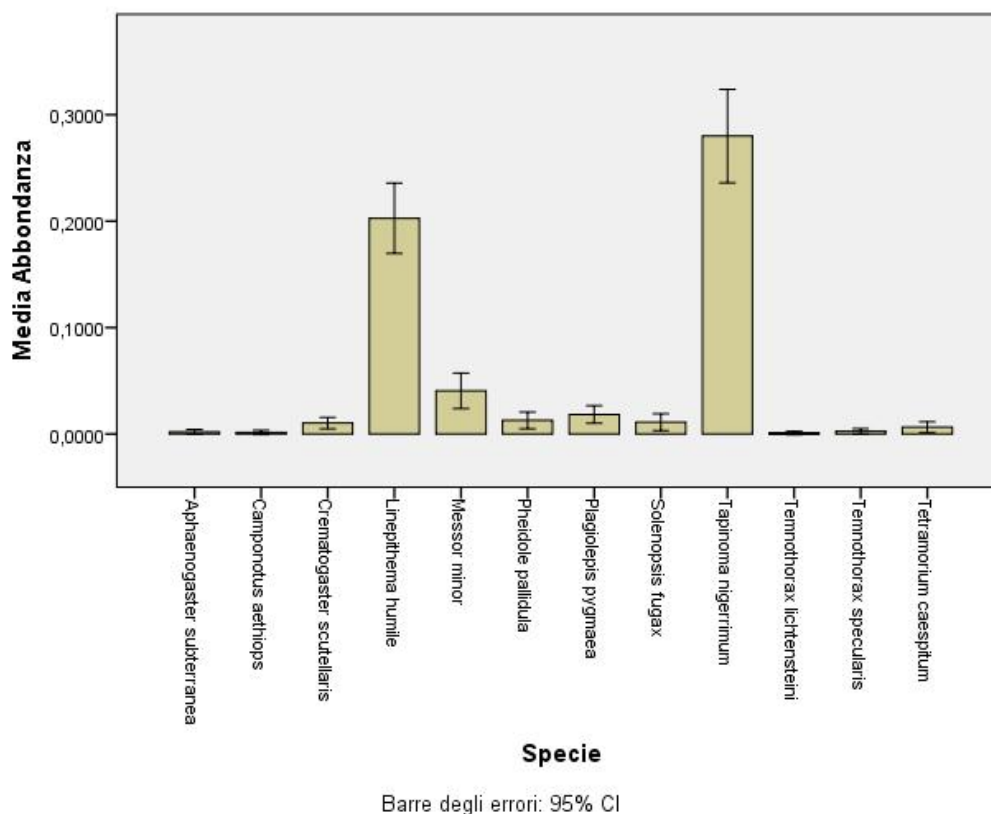


Fig 5.8 Abbondanze medie specifiche nell'area di studio complessiva.

5.4.2 Dominanza comportamentale

Per quanto riguarda l'analisi delle **dominanze comportamentali** nell'area di studio considerata complessivamente, l'impiego del coefficiente di correlazione per ranghi di Kendall (come per i modelli precedenti) ha permesso di evidenziare ben tre tendenze significative nelle abilità comportamentali delle specie. In particolare, è emersa una **correlazione positiva significativa** tra **MI** e **BDI** ($\tau = 0.52$, $p = 0.022^*$) e tra **DAI** e **BDI** ($\tau = 0.46$, $p = 0.035^*$), **molto significativa** tra **MI** e **DAI** ($\tau = 0.71$, $p = 0.001^{**}$). Inoltre nel confronto tra dominanza numerica e comportamentale sono emerse due relazioni tra indici e abbondanza: **correlazione positiva molto significativa** tra **MI** e **Abbondanza** ($\tau = 0.69$, $p = 0.006^{**}$) e tra **BDI** e **Abbondanza** ($\tau = 0.80$, $p = 0.001^{**}$). Tutte queste relazioni sono illustrate nelle **Fig 5.9**.

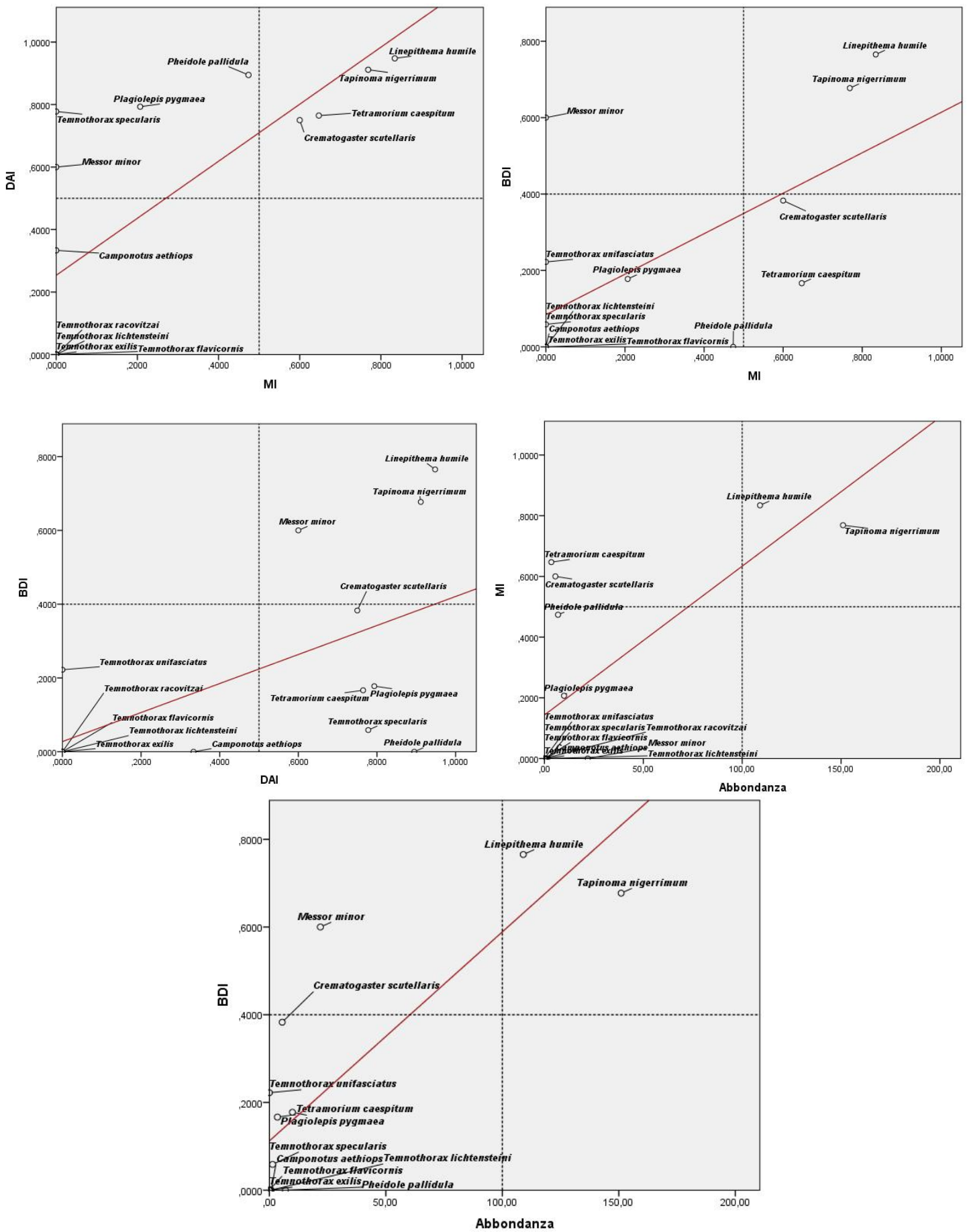


Fig 5.9 Correlazioni tra indici comportamentali e tra abbondanza media e indici nell'area di campionamento.

5.4.3 Effetto della competizione di specie dominanti sulla struttura di comunità

Considerando separatamente i singoli plot e le dominanze numeriche:

- per il plot Linepithema, il risultato dell'ANOVA e del post-hoc di Bonferroni indica che la specie dominante numerica è chiaramente *L. humile* ($F_{(5,1074)} = 81,041$; $p < 0,0001^{***}$) (**Tab 5.3, Fig 5.10**)
- per il plot Tapinoma, il risultato dell'ANOVA e del post-hoc di Bonferroni indica che la specie dominante numerica è chiaramente *T. nigerrimum* ($F_{(10,1969)} = 100,270$; $p < 0,0001^{***}$) (**Tab 5.4, Fig 5.11**)
- per il plot Fronte, il risultato dell'ANOVA e del post-hoc di Bonferroni indica *T. nigerrimum* e *L. humile* si equivalgono ($F_{(8,1611)} = 36,547$; $p < 0,0001^{***}$) (**Tab 5.5, Fig 5.12**)

Considerando separatamente i singoli plot e le dominanze comportamentali:

- per il plot Linepithema, esiste una correlazione positiva significativa tra MI e DAI ($\tau = 0.52$, $p = 0.039^*$), estremamente significativa tra MI e BDI ($\tau = 0.87$, $p < 0.001^{***}$) (**Fig 5.13**)
- per il plot Tapinoma, esiste una correlazione positiva estremamente significativa tra MI e DAI ($\tau = 0.77$, $p < 0.001^{***}$), mentre non c'è significatività tra MI e BDI né DAI e BDI (**Fig 5.14**)
- Per il Fronte, esiste una correlazione positiva molto significativa tra MI e DAI ($\tau = 0.65$, $p = 0.003^{**}$), tra MI e BDI ($\tau = 0.67$, $p = 0.006^{**}$) e tra DAI e BDI ($\tau = 0.69$, $p = 0.002^{**}$) (**Fig 5.15**)

Confronti multipli: **Plot Linepithema**

Variabile dipendente: Abbondanza

Bonferroni

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Crematogaster scutellaris</i>	<i>Linepithema humile</i>	-,3909515*	0,024	0,000	-0,462384	-0,319519
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,018	0,024	1,000	-0,089134	0,05373
	<i>Solenopsis fugax</i>	-0,021	0,024	1,000	-0,092725	0,050139
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-0,026	0,024	1,000	-0,097762	0,045102
	<i>Temnothorax specularis</i>	-0,001	0,024	1,000	-0,07241	0,070454
<i>Linepithema humile</i>	<i>Crematogaster scutellaris</i>	,3909515*	0,024	0,000	0,319519	0,462384
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	,3732493*	0,024	0,000	0,301817	0,444681
	<i>Solenopsis fugax</i>	,3696584*	0,024	0,000	0,298226	0,44109
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	,3646214*	0,024	0,000	0,293189	0,436053
	<i>Temnothorax specularis</i>	,3899732*	0,024	0,000	0,318541	0,461405
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	<i>Crematogaster scutellaris</i>	0,018	0,024	1,000	-0,05373	0,089134
	<i>Linepithema humile</i>	-,3732493*	0,024	0,000	-0,444681	-0,301817
	<i>Solenopsis fugax</i>	-0,004	0,024	1,000	-0,075023	0,067841
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-0,009	0,024	1,000	-0,08006	0,062804
	<i>Temnothorax specularis</i>	0,017	0,024	1,000	-0,054708	0,088156
<i>Solenopsis fugax</i>	<i>Crematogaster scutellaris</i>	0,021	0,024	1,000	-0,050139	0,092725
	<i>Linepithema humile</i>	-,3696584*	0,024	0,000	-0,44109	-0,298226
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	0,004	0,024	1,000	-0,067841	0,075023
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-0,005	0,024	1,000	-0,076469	0,066395
	<i>Temnothorax specularis</i>	0,020	0,024	1,000	-0,051117	0,091747
<i>Tapinoma nigerrimum</i>	<i>Crematogaster scutellaris</i>	0,026	0,024	1,000	-0,045102	0,097762
	<i>Linepithema humile</i>	-,3646214*	0,024	0,000	-0,436053	-0,293189
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	0,009	0,024	1,000	-0,062804	0,08006
	<i>Solenopsis fugax</i>	0,005	0,024	1,000	-0,066395	0,076469
	<i>Temnothorax specularis</i>	0,025	0,024	1,000	-0,04608	0,096784
<i>Temnothorax specularis</i>	<i>Crematogaster scutellaris</i>	0,001	0,024	1,000	-0,070454	0,07241
	<i>Linepithema humile</i>	-,3899732*	0,024	0,000	-0,461405	-0,318541
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,017	0,024	1,000	-0,088156	0,054708
	<i>Solenopsis fugax</i>	-0,020	0,024	1,000	-0,091747	0,051117
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-0,025	0,024	1,000	-0,096784	0,04608

*. La differenza media è significativa al livello 0.05

Tab 5.3 Confronti multipli di Bonferroni tra le abbondanze specifiche nel plot Linepithema.

Confronti multipli: Plot **Tapinoma**

Variabile dipendente: Abbondanza
Bonferroni

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Aphaenogaster subterranea</i>	<i>Camponotus aethiops</i>	-0,002	0,025	1,000	-0,083773	0,080428
	<i>Crematogaster scutellaris</i>	-0,025	0,025	1,000	-0,106776	0,057424
	<i>Linepithema humile</i>	-0,022	0,025	1,000	-0,103915	0,060285
	<i>Messor minor</i>	-,0963835*	0,025	0,005	-0,178484	-0,014283
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,031	0,025	1,000	-0,112616	0,051584
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,030	0,025	1,000	-0,111725	0,052475
	<i>Solenopsis fugax</i>	-0,008	0,025	1,000	-0,089768	0,074432
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-,5963752*	0,025	0,000	-0,678475	-0,514275
	<i>Temnothorax specularis</i>	-0,001	0,025	1,000	-0,082794	0,081406
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-0,017	0,025	1,000	-0,098668	0,065532
<i>Camponotus aethiops</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,002	0,025	1,000	-0,080428	0,083773
	<i>Crematogaster scutellaris</i>	-0,023	0,025	1,000	-0,105104	0,059097
	<i>Linepithema humile</i>	-0,020	0,025	1,000	-0,102243	0,061957
	<i>Messor minor</i>	-,0947111*	0,025	0,007	-0,176811	-0,012611
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,029	0,025	1,000	-0,110943	0,053257
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,028	0,025	1,000	-0,110053	0,054147
	<i>Solenopsis fugax</i>	-0,006	0,025	1,000	-0,088096	0,076105
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-,5947028*	0,025	0,000	-0,676803	-0,512603
	<i>Temnothorax specularis</i>	0,001	0,025	1,000	-0,081122	0,083078
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-0,015	0,025	1,000	-0,096996	0,067204
<i>Crematogaster scutellaris</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,025	0,025	1,000	-0,057424	0,106776
	<i>Camponotus aethiops</i>	0,023	0,025	1,000	-0,059097	0,105104
	<i>Linepithema humile</i>	0,003	0,025	1,000	-0,07924	0,084961
	<i>Messor minor</i>	-0,072	0,025	0,206	-0,153808	0,010393
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,006	0,025	1,000	-0,08794	0,07626
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,005	0,025	1,000	-0,087049	0,077151
	<i>Solenopsis fugax</i>	0,017	0,025	1,000	-0,065092	0,099108
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-,5716993*	0,025	0,000	-0,653799	-0,489599
	<i>Temnothorax specularis</i>	0,024	0,025	1,000	-0,058118	0,106082
	<i>Tetramorium caespitum</i>	0,008	0,025	1,000	-0,073992	0,090208
<i>Linepithema humile</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,022	0,025	1,000	-0,060285	0,103915
	<i>Camponotus aethiops</i>	0,020	0,025	1,000	-0,061957	0,102243
	<i>Crematogaster scutellaris</i>	-0,003	0,025	1,000	-0,084961	0,07924
	<i>Messor minor</i>	-0,075	0,025	0,142	-0,156668	0,007532
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,009	0,025	1,000	-0,0908	0,0734
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,008	0,025	1,000	-0,08991	0,07429
	<i>Solenopsis fugax</i>	0,014	0,025	1,000	-0,067953	0,096248
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-,5745599*	0,025	0,000	-0,65666	-0,49246

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Linepithema humile</i>	<i>Temnothorax specularis</i>	0,021	0,025	1,000	-0,060979	0,103221
	<i>Tetramorium caespitum</i>	0,005	0,025	1,000	-0,076853	0,087347
<i>Messor minor</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	,0963835*	0,025	0,005	0,014283	0,178484
	<i>Camponotus aethiops</i>	,0947111*	0,025	0,007	0,012611	0,176811
	<i>Crematogaster scutellaris</i>	0,072	0,025	0,206	-0,010393	0,153808
	<i>Linepithema humile</i>	0,075	0,025	0,142	-0,007532	0,156668
	<i>Pheidole pallidula</i>	0,066	0,025	0,426	-0,016232	0,147968
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	0,067	0,025	0,383	-0,015342	0,148859
	<i>Solenopsis fugax</i>	,0887157*	0,025	0,019	0,006616	0,170816
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-,4999917*	0,025	0,000	-0,582092	-0,417892
	<i>Temnothorax specularis</i>	,0956894*	0,025	0,006	0,013589	0,17779
<i>Tetramorium caespitum</i>	0,080	0,025	0,069	-0,002285	0,161915	
<i>Pheidole pallidula</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,031	0,025	1,000	-0,051584	0,112616
	<i>Camponotus aethiops</i>	0,029	0,025	1,000	-0,053257	0,110943
	<i>Crematogaster scutellaris</i>	0,006	0,025	1,000	-0,07626	0,08794
	<i>Linepithema humile</i>	0,009	0,025	1,000	-0,0734	0,0908
	<i>Messor minor</i>	-0,066	0,025	0,426	-0,147968	0,016232
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	0,001	0,025	1,000	-0,08121	0,082991
	<i>Solenopsis fugax</i>	0,023	0,025	1,000	-0,059252	0,104948
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-,5658595*	0,025	0,000	-0,64796	-0,483759
	<i>Temnothorax specularis</i>	0,030	0,025	1,000	-0,052279	0,111922
	<i>Tetramorium caespitum</i>	0,014	0,025	1,000	-0,068153	0,096048
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,030	0,025	1,000	-0,052475	0,111725
	<i>Camponotus aethiops</i>	0,028	0,025	1,000	-0,054147	0,110053
	<i>Crematogaster scutellaris</i>	0,005	0,025	1,000	-0,077151	0,087049
	<i>Linepithema humile</i>	0,008	0,025	1,000	-0,07429	0,08991
	<i>Messor minor</i>	-0,067	0,025	0,383	-0,148859	0,015342
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,001	0,025	1,000	-0,082991	0,08121
	<i>Solenopsis fugax</i>	0,022	0,025	1,000	-0,060143	0,104057
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-,5667501*	0,025	0,000	-0,64885	-0,48465
	<i>Temnothorax specularis</i>	0,029	0,025	1,000	-0,053169	0,111031
	<i>Tetramorium caespitum</i>	0,013	0,025	1,000	-0,069043	0,095157
<i>Solenopsis fugax</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,008	0,025	1,000	-0,074432	0,089768
	<i>Camponotus aethiops</i>	0,006	0,025	1,000	-0,076105	0,088096
	<i>Crematogaster scutellaris</i>	-0,017	0,025	1,000	-0,099108	0,065092
	<i>Linepithema humile</i>	-0,014	0,025	1,000	-0,096248	0,067953
	<i>Messor minor</i>	-,0887157*	0,025	0,019	-0,170816	-0,006616
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,023	0,025	1,000	-0,104948	0,059252

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Solenopsis fugax</i>	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,022	0,025	1,000	-0,104057	0,060143
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-,5887073*	0,025	0,000	-0,670807	-0,506607
	<i>Temnothorax specularis</i>	0,007	0,025	1,000	-0,075126	0,089074
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-0,009	0,025	1,000	-0,091	0,0732
<i>Tapinoma nigerrimum</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	,5963752*	0,025	0,000	0,514275	0,678475
	<i>Camponotus aethiops</i>	,5947028*	0,025	0,000	0,512603	0,676803
	<i>Crematogaster scutellaris</i>	,5716993*	0,025	0,000	0,489599	0,653799
	<i>Linepithema humile</i>	,5745599*	0,025	0,000	0,49246	0,65666
	<i>Messor minor</i>	,4999917*	0,025	0,000	0,417892	0,582092
	<i>Pheidole pallidula</i>	,5658595*	0,025	0,000	0,483759	0,64796
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	,5667501*	0,025	0,000	0,48465	0,64885
	<i>Solenopsis fugax</i>	,5887073*	0,025	0,000	0,506607	0,670807
	<i>Temnothorax specularis</i>	,5956811*	0,025	0,000	0,513581	0,677781
<i>Tetramorium caespitum</i>	,5798070*	0,025	0,000	0,497707	0,661907	
<i>Temnothorax specularis</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,001	0,025	1,000	-0,081406	0,082794
	<i>Camponotus aethiops</i>	-0,001	0,025	1,000	-0,083078	0,081122
	<i>Crematogaster scutellaris</i>	-0,024	0,025	1,000	-0,106082	0,058118
	<i>Linepithema humile</i>	-0,021	0,025	1,000	-0,103221	0,060979
	<i>Messor minor</i>	-,0956894*	0,025	0,006	-0,17779	-0,013589
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,030	0,025	1,000	-0,111922	0,052279
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,029	0,025	1,000	-0,111031	0,053169
	<i>Solenopsis fugax</i>	-0,007	0,025	1,000	-0,089074	0,075126
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-,5956811*	0,025	0,000	-0,677781	-0,513581
	<i>Tetramorium caespitum</i>	-0,016	0,025	1,000	-0,097974	0,066226
<i>Tetramorium caespitum</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,017	0,025	1,000	-0,065532	0,098668
	<i>Camponotus aethiops</i>	0,015	0,025	1,000	-0,067204	0,096996
	<i>Crematogaster scutellaris</i>	-0,008	0,025	1,000	-0,090208	0,073992
	<i>Linepithema humile</i>	-0,005	0,025	1,000	-0,087347	0,076853
	<i>Messor minor</i>	-0,080	0,025	0,069	-0,161915	0,002285
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,014	0,025	1,000	-0,096048	0,068153
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,013	0,025	1,000	-0,095157	0,069043
	<i>Solenopsis fugax</i>	0,009	0,025	1,000	-0,0732	0,091
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-,5798070*	0,025	0,000	-0,661907	-0,497707
	<i>Temnothorax specularis</i>	0,016	0,025	1,000	-0,066226	0,097974

*. La differenza media è significativa al livello 0.05

Tab 5.4 Confronti multipli di Bonferroni tra le abbondanze specifiche nel plot *Tapinoma*.

Confronti multipli: Plot **Fronte**

Variabile dipendente: Abbondanza

Bonferroni

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Aphaenogaster subterranea</i>	<i>Crematogaster scutellaris</i>	0,002	0,020	1,000	-0,063488	0,066833
	<i>Linepithema humile</i>	-,1878302*	0,020	0,000	-0,252991	-0,122669
	<i>Messor minor</i>	-0,019	0,020	1,000	-0,084325	0,045996
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,002	0,020	1,000	-0,066833	0,063488
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	0,000	0,020	1,000	-0,065161	0,065161
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-,2095887*	0,020	0,000	-0,274749	-0,144428
	<i>Temnothorax lichtensteini</i>	0,001	0,020	1,000	-0,064467	0,065855
	<i>Temnothorax specularis</i>	0,002	0,020	1,000	-0,063488	0,066833
<i>Crematogaster scutellaris</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	-0,002	0,020	1,000	-0,066833	0,063488
	<i>Linepithema humile</i>	-,1895026*	0,020	0,000	-0,254663	-0,124342
	<i>Messor minor</i>	-0,021	0,020	1,000	-0,085998	0,044324
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,003	0,020	1,000	-0,068506	0,061816
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,002	0,020	1,000	-0,066833	0,063488
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-,2112611*	0,020	0,000	-0,276422	-0,1461
	<i>Temnothorax lichtensteini</i>	-0,001	0,020	1,000	-0,066139	0,064182
	<i>Temnothorax specularis</i>	0,000	0,020	1,000	-0,065161	0,065161
<i>Linepithema humile</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	,1878302*	0,020	0,000	0,122669	0,252991
	<i>Crematogaster scutellaris</i>	,1895026*	0,020	0,000	0,124342	0,254663
	<i>Messor minor</i>	,1686656*	0,020	0,000	0,103505	0,233826
	<i>Pheidole pallidula</i>	,1861578*	0,020	0,000	0,120997	0,251319
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	,1878302*	0,020	0,000	0,122669	0,252991
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-0,022	0,020	1,000	-0,086919	0,043402
	<i>Temnothorax lichtensteini</i>	,1885243*	0,020	0,000	0,123364	0,253685
	<i>Temnothorax specularis</i>	,1895026*	0,020	0,000	0,124342	0,254663
<i>Messor minor</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,019	0,020	1,000	-0,045996	0,084325
	<i>Crematogaster scutellaris</i>	0,021	0,020	1,000	-0,044324	0,085998
	<i>Linepithema humile</i>	-,1686656*	0,020	0,000	-0,233826	-0,103505
	<i>Pheidole pallidula</i>	0,017	0,020	1,000	-0,047669	0,082653
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	0,019	0,020	1,000	-0,045996	0,084325
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-,1904241*	0,020	0,000	-0,255585	-0,125263
	<i>Temnothorax lichtensteini</i>	0,020	0,020	1,000	-0,045302	0,08502
	<i>Temnothorax specularis</i>	0,021	0,020	1,000	-0,044324	0,085998
<i>Pheidole pallidula</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,002	0,020	1,000	-0,063488	0,066833
	<i>Crematogaster scutellaris</i>	0,003	0,020	1,000	-0,061816	0,068506
	<i>Linepithema humile</i>	-,1861578*	0,020	0,000	-0,251319	-0,120997
	<i>Messor minor</i>	-0,017	0,020	1,000	-0,082653	0,047669
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	0,002	0,020	1,000	-0,063488	0,066833
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-,2079163*	0,020	0,000	-0,273077	-0,142756

(I) Specie	(J) Specie	Differenza fra medie (I-J)	Errore std.	Sig.	Intervallo di confidenza 95%	
					Limite inferiore	Limite superiore
<i>Pheidole pallidula</i>	<i>Temnothorax lichtensteini</i>	0,002	0,020	1,000	-0,062794	0,067527
	<i>Temnothorax specularis</i>	0,003	0,020	1,000	-0,061816	0,068506
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	0,000	0,020	1,000	-0,065161	0,065161
	<i>Crematogaster scutellaris</i>	0,002	0,020	1,000	-0,063488	0,066833
	<i>Linepithema humile</i>	-,1878302*	0,020	0,000	-0,252991	-0,122669
	<i>Messor minor</i>	-0,019	0,020	1,000	-0,084325	0,045996
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,002	0,020	1,000	-0,066833	0,063488
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-,2095887*	0,020	0,000	-0,274749	-0,144428
	<i>Temnothorax lichtensteini</i>	0,001	0,020	1,000	-0,064467	0,065855
	<i>Temnothorax specularis</i>	0,002	0,020	1,000	-0,063488	0,066833
<i>Tapinoma nigerrimum</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	,2095887*	0,020	0,000	0,144428	0,274749
	<i>Crematogaster scutellaris</i>	,2112611*	0,020	0,000	0,1461	0,276422
	<i>Linepithema humile</i>	0,022	0,020	1,000	-0,043402	0,086919
	<i>Messor minor</i>	,1904241*	0,020	0,000	0,125263	0,255585
	<i>Pheidole pallidula</i>	,2079163*	0,020	0,000	0,142756	0,273077
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	,2095887*	0,020	0,000	0,144428	0,274749
	<i>Temnothorax lichtensteini</i>	,2102828*	0,020	0,000	0,145122	0,275444
	<i>Temnothorax specularis</i>	,2112611*	0,020	0,000	0,1461	0,276422
<i>Temnothorax lichtensteini</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	-0,001	0,020	1,000	-0,065855	0,064467
	<i>Crematogaster scutellaris</i>	0,001	0,020	1,000	-0,064182	0,066139
	<i>Linepithema humile</i>	-,1885243*	0,020	0,000	-0,253685	-0,123364
	<i>Messor minor</i>	-0,020	0,020	1,000	-0,08502	0,045302
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,002	0,020	1,000	-0,067527	0,062794
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,001	0,020	1,000	-0,065855	0,064467
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-,2102828*	0,020	0,000	-0,275444	-0,145122
	<i>Temnothorax specularis</i>	0,001	0,020	1,000	-0,064182	0,066139
<i>Temnothorax specularis</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	-0,002	0,020	1,000	-0,066833	0,063488
	<i>Crematogaster scutellaris</i>	0,000	0,020	1,000	-0,065161	0,065161
	<i>Linepithema humile</i>	-,1895026*	0,020	0,000	-0,254663	-0,124342
	<i>Messor minor</i>	-0,021	0,020	1,000	-0,085998	0,044324
	<i>Pheidole pallidula</i>	-0,003	0,020	1,000	-0,068506	0,061816
	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	-0,002	0,020	1,000	-0,066833	0,063488
	<i>Tapinoma nigerrimum</i>	-,2112611*	0,020	0,000	-0,276422	-0,1461
	<i>Temnothorax lichtensteini</i>	-0,001	0,020	1,000	-0,066139	0,064182

*. La differenza media è significativa al livello 0.05

Tab 5.5 Confronti multipli di Bonferroni tra le abbondanze specifiche nel plot Fronte.

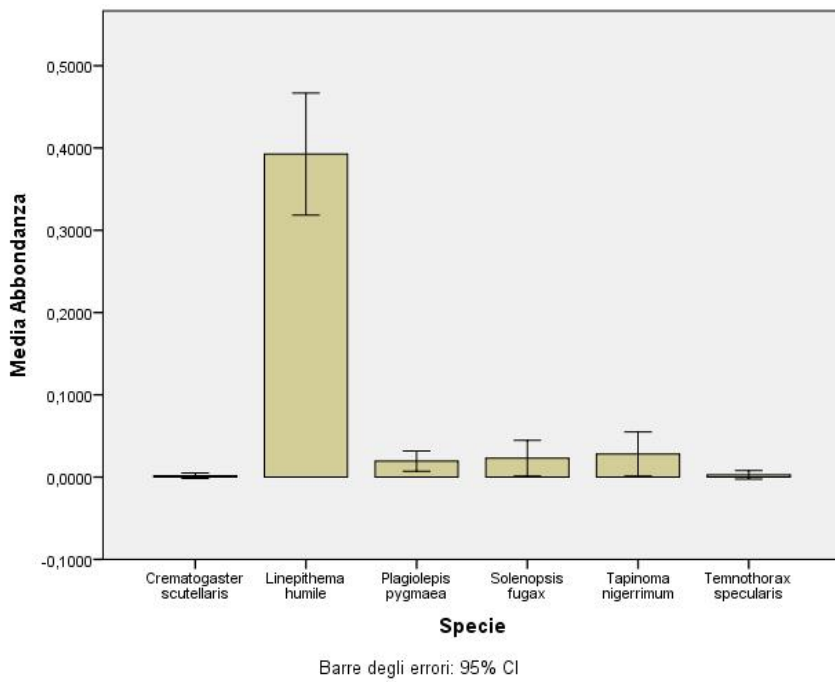


Fig 5.10 Dominanze numeriche nel plot Linepithema

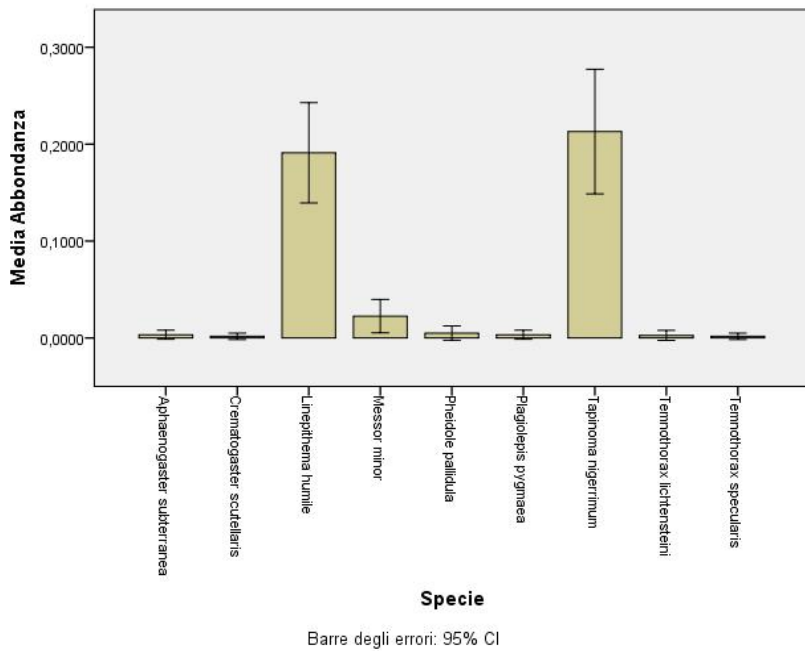


Fig 5.12 Dominanze numeriche nel plot Fronte

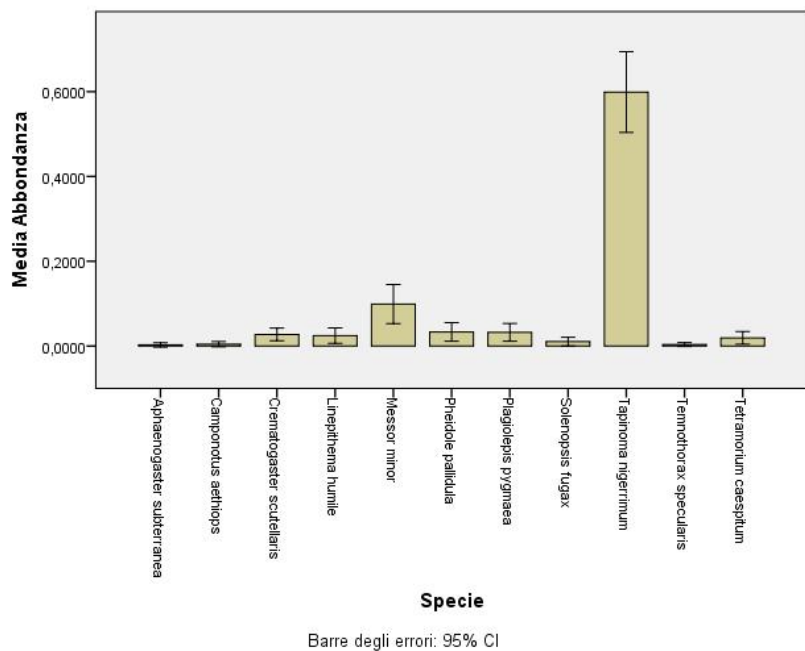


Fig 5.11 Dominanze numeriche nel plot Tapinoma

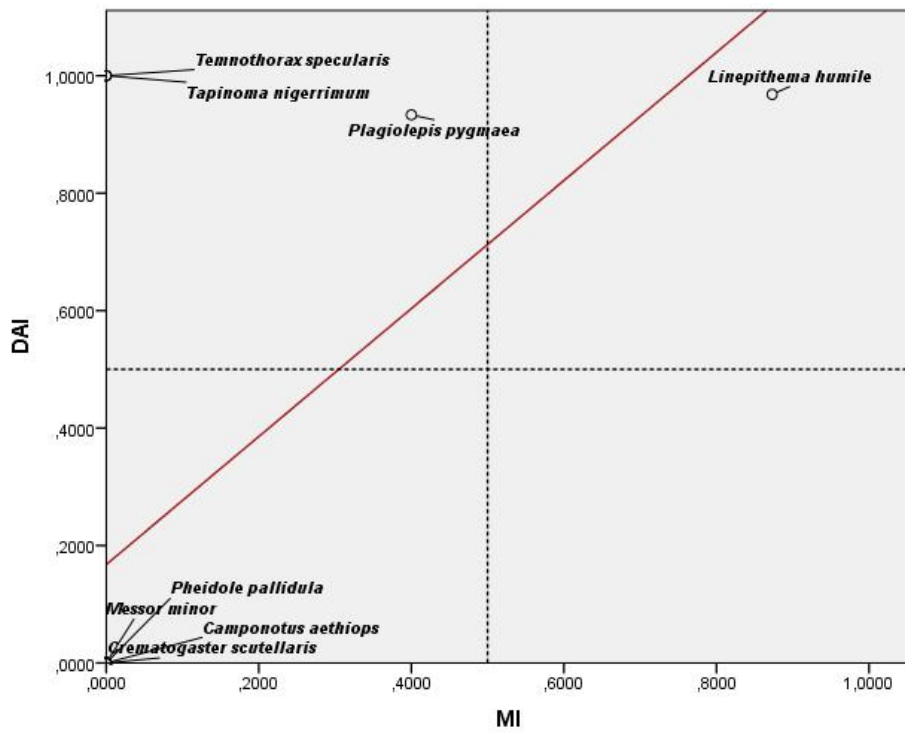
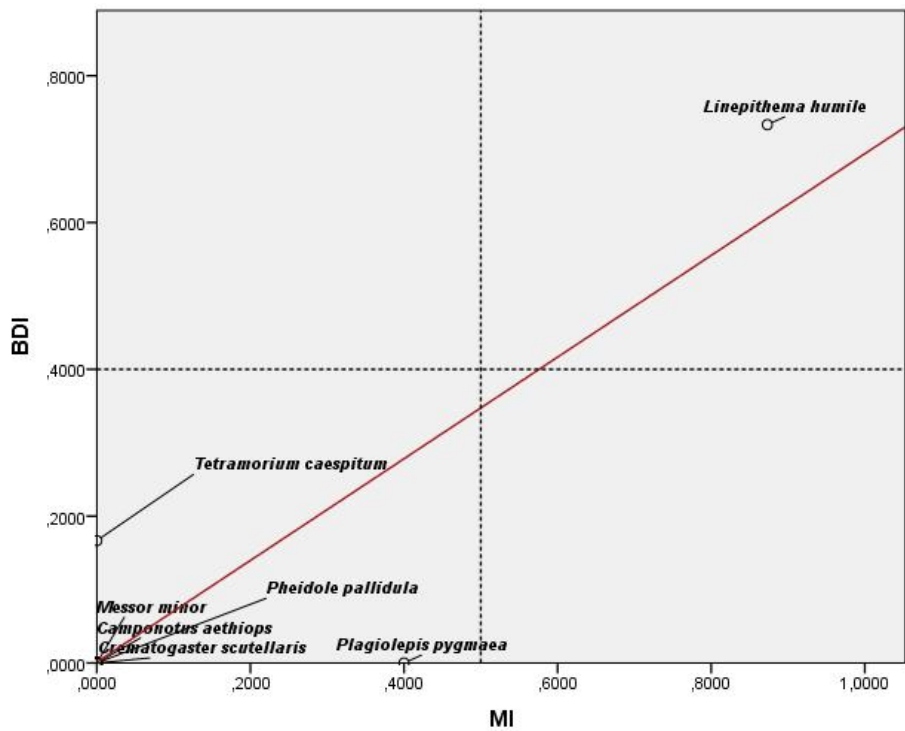


Fig 5.13 Correlazioni tra indici comportamentali nel plot *Linepithema*



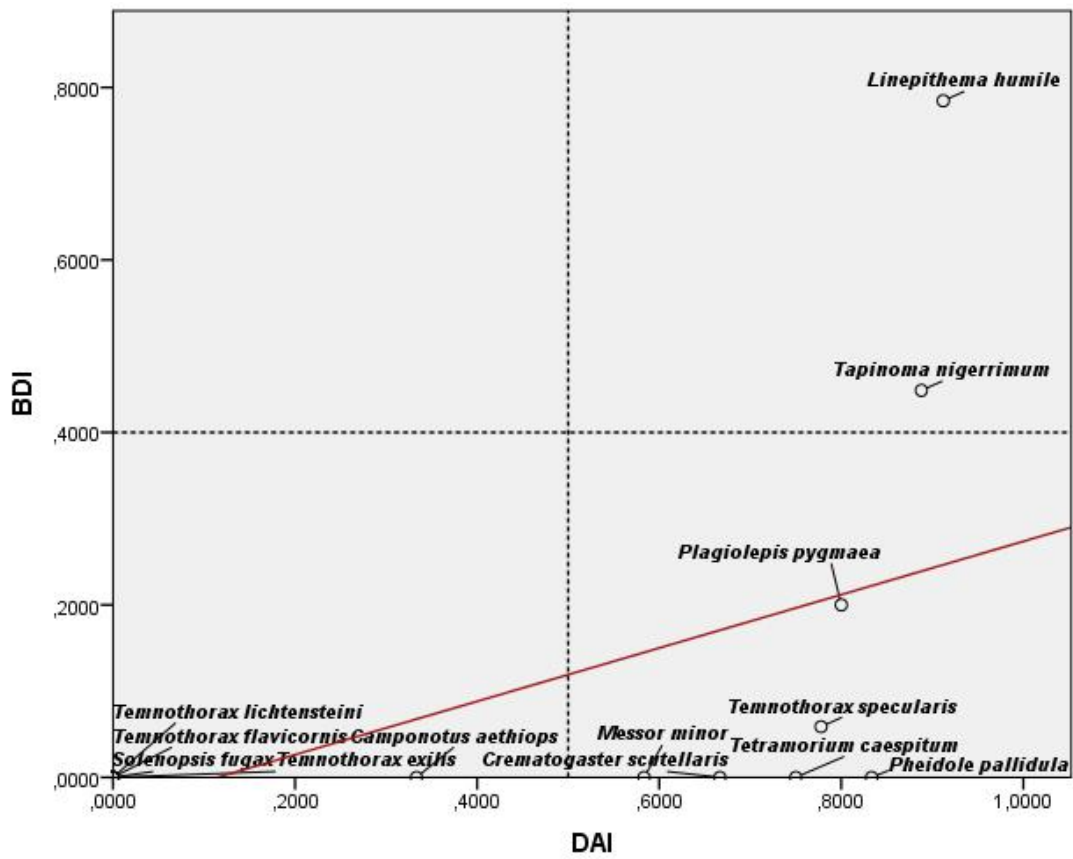
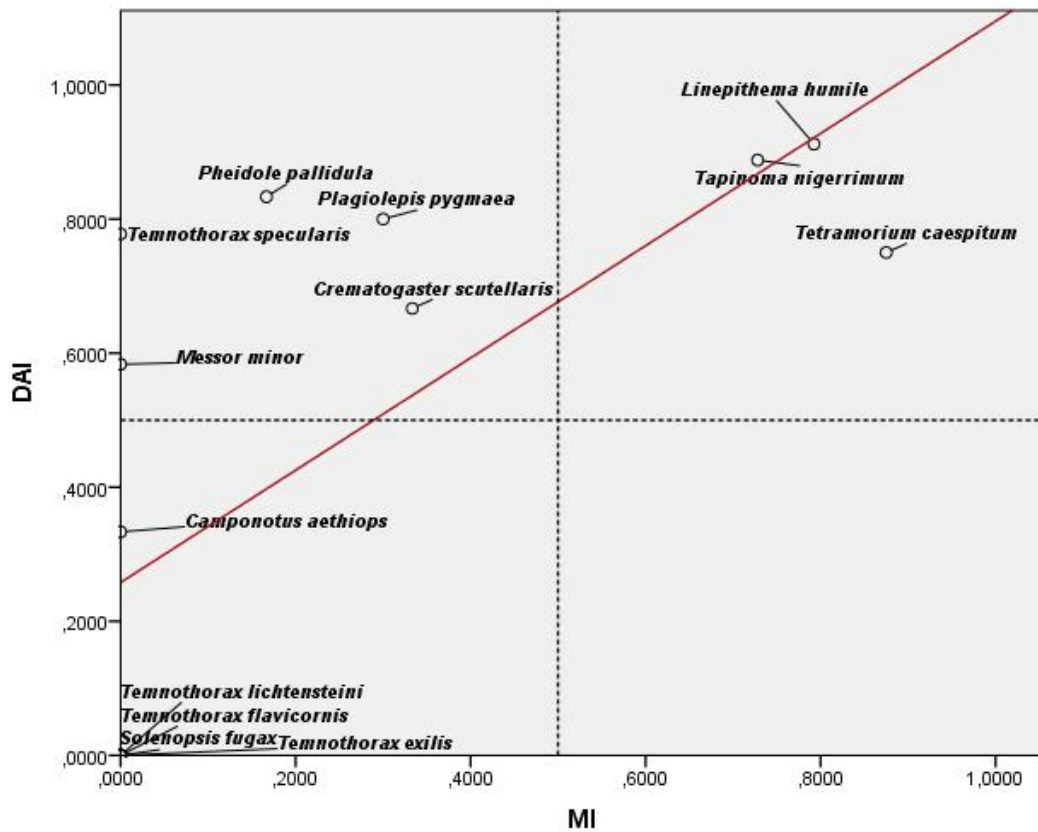


Fig 5.15 Correlazioni tra indici comportamentali nel plot Fronte



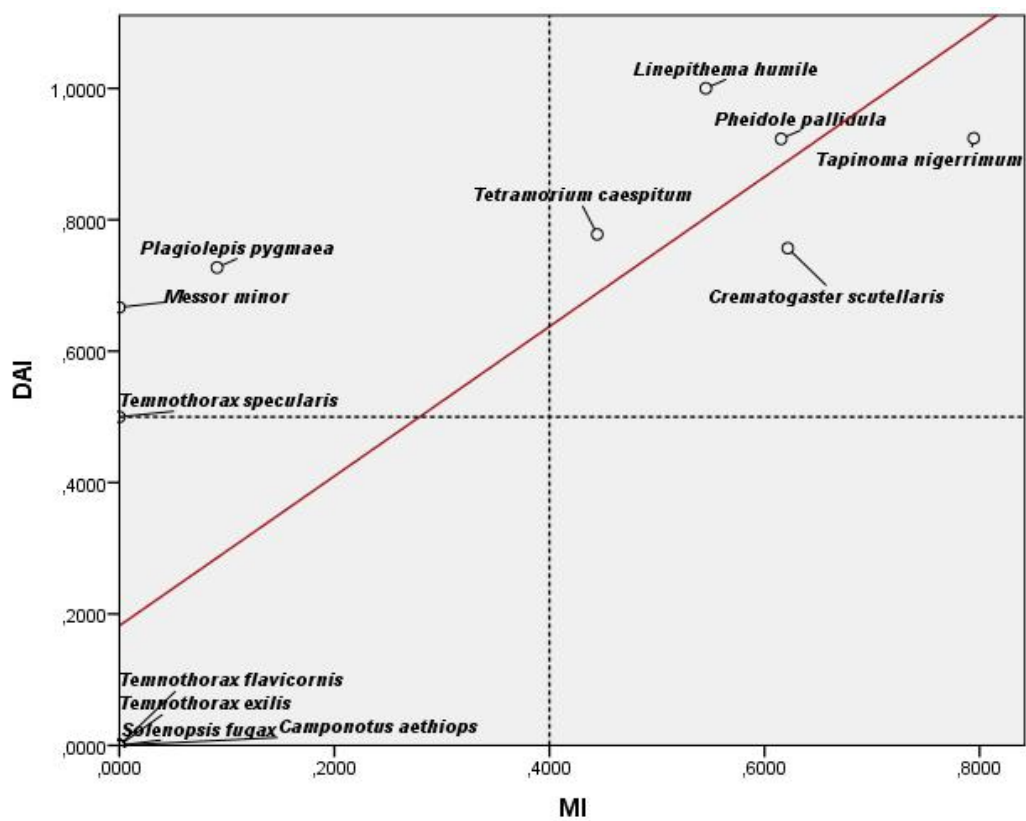


Fig 5.14 Correlazioni tra indici comportamentali nel plot *Tapinoma*

5.5 Conclusioni

Il presente studio è stato condotto all'interno della Tenuta Presidenziale di Castelporziano. Nonostante la ricchezza ambientale e biocenotica del territorio, nel secolo scorso solo pochi gruppi di insetti (Odonati, Ditteri Tabanidi e Chironomidi, Coleotteri Lamellicorni e Carabidi) sono stati oggetto di uno studio approfondito (BAZZANTI et al. 1997; CARPANETO et al. 1998; CASTELLANI & CRIVARO 1967; RIVOSECCHI & STELLA 1983; UTZERI et al. 1977). Per quanto concerne la mirmecofauna, negli ultimi anni diversi studi ecologici hanno portato alla documentazione di 43 specie (CASTRACANI et al. 2010; SPOTTI et al. 2010), che corrispondono al 20% della mirmecofauna italiana e che rappresentano un incremento della check-list precedente (FANFANI et al. 2006).

Al contrario, la ricchezza in specie delle comunità considerate nella presente ricerca si è rivelata piuttosto scarsa: in totale, sono state riscontrate **soltanto 16 specie**. Ciò conferma le aspettative: la presenza di specie estremamente dominanti comporta una riduzione della biodiversità e una semplificazione della struttura di comunità (HOLWAY et al. 2002). Infatti, le comunità considerate sono risultate chiaramente dominate dalle due specie **top competitor** *L. humile* e *T. nigerrimum*.

I risultati hanno mostrato che nell'area di studio complessiva sembra esistere una leggera prevalenza della specie nativa *T. nigerrimum* sulla specie invasiva *L. humile*: questa stima è basata sui dati di abbondanza riferiti ai campioni raccolti con le pitfall. In realtà, in questo caso, le trappole a caduta non si sono, probabilmente, rivelate adeguate ad offrire una rappresentazione fedele della proporzione di ciascuna specie nell'ambiente. Osservazioni sul campo hanno riscontrato la capacità della formica argentina di camminare sulle pareti delle trappole e, in alcuni casi, anche sulla superficie del liquido conservante. Pertanto, la sua abbondanza potrebbe essere stata sottostimata.

In ogni caso, sia l'analisi della dominanza numerica che quella della dominanza comportamentale hanno messo in luce le strategie attraverso le quali queste specie riescono a distinguersi nella competizione. Non solo esse sono estremamente abbondanti nell'ambiente, ma riescono a monopolizzare la risorsa sia in virtù del loro numero sia grazie alla maggiore aggressività che dimostrano nelle interazioni interspecifiche. Inoltre, queste specie si sono dimostrate anche abili nella scoperta della risorsa. Quindi, di fatto, possiedono tutte le caratteristiche per essere definite **dominanti ecologiche** (DAVIDSON 1998).

Analizzando l'**effetto del plot**, è emerso che i territori di queste due specie sono mutualmente esclusivi, ovvero solo raramente si riscontra la presenza di *L. humile* nel territorio di *T. nigerrimum* e viceversa. Inoltre, nella zona del fronte tra i due territori, le due specie sono risultate equivalenti in numero; al contrario, la formica argentina ha dimostrato un'abilità superiore a scacciare i competitori dalla risorsa.

D'altra parte, nonostante le somiglianze etoecologiche, le due specie supportano **comunità diverse**: nel territorio di *T. nigerrimum* il numero di specie presenti è doppio rispetto a quello del territorio di *L. humile*. Quest'ultima tollera solo specie poco abbondanti e che foraggiano individualmente, come quelle del genere *Temnothorax*, oppure specie criptiche come *Plagiolepis pygmaea* e *Solenopsis fugax*. Di conseguenza, è auspicabile un monitoraggio a lungo termine di questi ambienti per verificare se l'autoctona *T. nigerrimum* è effettivamente in grado di contenere l'avanzata dell'invasiva *L. humile*.

In conclusione, lo studio condotto sul modello mediterraneo ha permesso di dimostrare, in misura ancora più marcata rispetto ai casi precedenti, che il solo confronto delle abbondanze specifiche non può esaurire l'analisi dei meccanismi che regolano una particolare comunità.

Capitolo 6 – CONCLUSIONI GENERALI

La mia tesi di Dottorato ha permesso di evidenziare diversi aspetti dell'etologia di comunità:

1. Come sostenuto ampiamente in letteratura (CERDÀ et al. 2013; HÖLLDOBLER & WILSON 1990; LACH et al. 2010), la **mirmecofauna** si è dimostrata un **modello adatto** per questo tipo di studi. Infatti, in ognuno degli ambienti considerati si è rivelata ubiquitaria, diversificata, estremamente diffusa e abbondante.
2. Tra i fattori che regolano una comunità di formicidi, la **competizione** è effettivamente sempre presente (HÖLLDOBLER & WILSON 1990). In ciascuna comunità considerata, le specie interagivano aggressivamente, a vari livelli, per assicurarsi l'accesso e il controllo della risorsa che veniva offerta.
3. In un'unica comunità è stato riscontrato un **trade-off tra dominanza e abilità di scoperta** (FELLERS 1987). Al contrario, nella maggior parte dei casi sono state evidenziate relazioni positive tra le abilità comportamentali misurate. I risultati concordano, quindi, con PARR & GIBB (2012) che affermano che il trade-off in questione è un'eccezione più che una regola.
4. Il protocollo sperimentale e la metodologia d'analisi impiegati si sono rivelati adeguati per caratterizzare le due componenti della dominanza. Da una parte, la determinazione della **dominanza numerica** ha permesso in ognuno dei casi considerati di individuare le specie vincenti all'interno della comunità. Dall'altra, la valutazione della **dominanza comportamentale** ha spiegato, di volta in volta, le modalità e le strategie messe in atto dalle specie per risultare dominanti. Inoltre, un effetto interattivo tra i due tipi di dominanza è stato riscontrato in tutti i modelli ambientali analizzati.
5. L'utilizzo di una **metodologia attiva di campionamento**, costituita dalle trappole alimentari, non solo ha reso possibile l'osservazione delle interazioni competitive, ma, in tutti i casi considerati, ha permesso di ampliare il range delle specie campionate, grazie all'attrattività delle trappole stesse.
6. I **modelli ambientali** scelti hanno permesso di rispondere alle domande sperimentali. In particolare è stata verificata l'influenza di pressioni quali lo stress, il disturbo e una forte competizione sulla struttura di comunità. In tutti i casi, è risultato che i fattori considerati

incidono decisamente nel differenziare la struttura delle comunità. In particolare, nel modello alpino, è emerso che anche la complessità ambientale gioca un ruolo di primo piano sugli equilibri di comunità.

7. Ciascuna problematica affrontata ha messo in luce possibili **aspetti applicativi** dello studio della mirmecofauna, ovvero la valutazione dei cambiamenti climatici globali e della qualità ambientale, nonché la ricerca di agenti biologici per il controllo di specie invasive.
8. Poiché **in Italia** la mirmecofauna è scarsamente studiata, tutti i dati raccolti hanno permesso di approfondire le conoscenze di base sull'etoecologia dei formicidi italiani e hanno offerto spunti interessanti per progettare studi futuri.

Capitolo 7 – RIASSUNTO

La mirmecofauna (Hymenoptera, Formicidae) riveste un ruolo critico all'interno del proprio ecosistema, in quanto è presente a vari livelli trofici. Ciò significa che il taxon dei formicidi comprende numerose specie keystone: esse si relazionano con tutte le componenti di un ecosistema ed intervengono nel regolare gli equilibri alla base di una comunità. Le formiche agiscono, inoltre, come ingegneri ecologici nel modellare la struttura e la composizione del suolo. Di conseguenza, è possibile affermare che le formiche rappresentano, sotto alcuni aspetti, il proprio ecosistema e che lo studio della struttura di comunità si rivela un valido strumento, insieme ad altri, per descrivere lo stato dell'ecosistema stesso. In ambienti caratterizzati da un livello moderato di stress e di disturbo, il fattore cruciale che regola la struttura di comunità è la competizione interspecifica, che si risolve con la formazione di gerarchie di dominanza alimentare. In particolare, la dominanza si distingue in numerica e comportamentale; stimata con valori di abbondanza e frequenza, la prima è ampiamente descritta in letteratura, poiché richiede metodologie di più rapido e semplice impiego, mentre la seconda è più difficilmente misurabile, visto che necessita la stima di diversi parametri e l'uso di una metodologia attiva, che prevede l'osservazione diretta delle interazioni comportamentali.

Poiché, attualmente, la documentazione sull'etoeologia delle formiche italiane è assai scarsa, questo progetto di ricerca si propone di analizzare la struttura di comunità della mirmecofauna in Italia. In particolare, lo scopo principale è quello di misurare in modo standardizzato le due componenti della dominanza in tre varietà distinte di ecosistema: montano, urbano e mediterraneo. L'applicazione di un protocollo sperimentale ad hoc si propone di evidenziare il ruolo della dominanza comportamentale nel descrivere la struttura di comunità. Inoltre, è stato valutato l'effetto del gradiente altitudinale associato allo stress ambientale (I anno), del disturbo associato allo sfruttamento antropico (II anno) e della competizione da parte di una specie invasiva (III anno) sulla struttura di comunità.

I risultati hanno mostrato che l'analisi della sola dominanza numerica non esaurisce la spiegazione dei meccanismi alla base della struttura di comunità. Al contrario la stima della dominanza comportamentale mette in luce aspetti diversi delle abilità competitive delle varie specie. Inoltre, i modelli ambientali scelti si sono rivelati adeguati per rispondere alle domande sperimentali. Sono, infine, emersi spunti interessanti per la progettazione di ulteriori studi sull'etoeologia di comunità dei formicidi.

Capitolo 8 ~ BIBLIOGRAFIA

- AA.VV. 1997. Manuale per tecnici del verde urbano. Città di Torino. – Torino.
- AA.VV. 2001. Il sistema ambientale della Tenuta Presidenziale di Castelporziano. Ricerche sulla complessità di un ecosistema forestale costiero mediterraneo. – Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL, Scritti e Documenti, 26, 2 volumi, 866 pp.
- AA.VV. 2011. Welcome to the School of Ants! – <http://schoolofants.org/>. Scaricato nel mese di novembre 2012.
- A.A.V.V. 2010. La Tenuta di Castelporziano. – <http://www.quirinale.it/qrnw/statico/residenze/castelporziano/castelporziano-a.htm>. Scaricato nel mese di dicembre 2014.
- AA.VV. 2014. Parma. – <http://it.wikipedia.org/wiki/Parma>. Scaricato nel mese di dicembre 2014.
- A.A.V.V. 2014. Tizzano Val Parma. – http://it.wikipedia.org/wiki/Tizzano_Val_Parma. Scaricato nel mese di dicembre 2014.
- ABBOTT K.L. 2005. Supercolonies of the invasive yellow crazy ant, *Anoplolepis gracilipes*, on an oceanic island: forager patterns, density and biomass. – *Insectes Sociaux* 52: 266-273.
- ABBOTT K.L., GREAVES S., RITCHIE P., LESTER P. 2007. Behaviourally and genetically distinct populations of an invasive ant provide insight into invasion history and impacts on a tropical ant community. – *Biological Invasions* 9: 453-463.
- AGOSTI D. & ALONSO L.E. 2000. The All Protocol. A standard protocol for the collection of ground dwelling ants. – In: AGOSTI D., MAJER J.D., ALONSO L.E., SCHULTZ T.R. *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. – Washington and London, Smithsonian Institution Press, pp. 204-206.
- AGRAWAL A.A. & FORDYCE J.A. 2000. Induced indirect defence in a lycaenid-ant association: the regulation of a resource in a mutualism. – *Proceedings of the Royal Society of London B* 267: 1857-1961.
- ALLEGRO G. & VITERBI R. 2009. Note faunistiche ed ecologiche sui carabidi del Parco Nazionale del Gran Paradiso (Coleoptera, Carabidae). – *Rivista Piemontese di Storia Naturale, Associazione Naturalistica Piemontese* 30: 129-147.
- ALLEN C.R., EPPERSON D.M., GARMESTANI A.S. 2004. Red imported fire ant impacts on wildlife: a decade of research. – *American Midland Naturalist* 152: 88-103.
- ALLEN C.R., FORYS E.A., RICE K.G., WOJCIK D.P. 2002. Effects of fire ants (Hymenoptera: Formicidae) on hatchling turtles and prevalence of fire ants on sea turtle nesting beaches in Florida. – *Florida Entomologist* 84: 250-253.
- ANGOLD P.G., SADLER J.P., HILL M.O., PULLIN A., RUSHTON S., AUSTIN K., SMALL E., WOOD B., WADSWORTH R., SANDERSON R., THOMPSON K. 2006. Biodiversity in urban habitat patches. – *Sci. Total Environ.* 360: 196-204.
- ANDERSEN A.N. 1991a. Parallels between ants and plants: implications for community ecology. In: HUXLEY C.R. & CUTLER D.F. (Eds.). *Ant-plant interactions*. – Oxford University Press, Oxford, pp. 539-558.
- ANDERSEN A.N. 1991b. Sampling communities of ground-foraging ants: pitfall catches compared with quadrat counts in an Australian tropical savanna. – *Australian Journal of Ecology* 16: 273-279.
- ANDERSEN A.N. 1992. Regulation of "momentary" diversity by dominant species in exceptionally rich ant communities of the Australian seasonal. – *The American Naturalist* 140: 401-420.

- ANDERSEN A.N. 1995. A classification of Australian ant communities based on functional groups which parallel plant life-forms in relation to stress and disturbance. – *Journal of Biogeography* 22: 15-29.
- ANDERSEN A.N. 1997. Functional groups and patterns of organisation in North American ant communities: a comparison with Australia. – *Journal of Biogeography* 24: 433-460.
- ANDERSEN A.N. 2000: Global ecology of rainforest ants: functional groups in relation to environmental stress and disturbance. In: AGOSTI D., MAJER J.D., ALONSO L.E. e SCHULTZ T.R. (Eds.). *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for ground-living ants.* – Smithsonian Institution Press, Washington D.C., pp. 25-34.
- ANDERSEN A.N. & MAJER J.D. 2004. Ants show the way Down Under: invertebrates as bioindicators in land management. – *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 291-298.
- ANDERSEN A.N. & SPARLING G.P. 1997. Ants as indicators of restoration success: relationship with soil microbial biomass in the Australian seasonal tropics. – *Restoration Ecology* 5: 109-114.
- ANDERSEN A.N., PARR C.L., LOWE L.M., MÜLLER W.J. 2007. Contrasting fire-related resilience of ecologically dominant ants in tropical savannas of northern Australia. – *Diversity & Distributions* 13: 438-446.
- ANTROP M. 2004. Landscape change and the urbanization process in Europe. – *Landscape and Urban Planning* 67: 9-26.
- ARNAN X., CERDÁ X., RETANA J. 2012. Distinctive life traits and distribution along environmental gradients of dominant and subordinate Mediterranean ant species. – *Oecologia* 170: 489-500.
- ARNAN X., GAUCHEREL C., ANDERSEN A.N. 2011: Dominance and species co-occurrence in highly diverse ant communities: a test of the interstitial hypothesis and discovery of a competition cascade. – *Oecologia* 166: 783-794.
- ARNAN X., GRACIA M., COMAS L. & RETANA J. 2009: Forest management conditioning ground ant community structure and composition in temperate conifer forests in the Pyrenees Mountains. – *Forest Ecology and Management* 258: 51-59.
- ARNAN X., RODRIGO A. & RETANA J. 2006: Post-fire recovery of Mediterranean ground ant communities follows vegetation and dryness gradients. – *Journal of Biogeography* 33: 1246-1258.
- ARNAN X., RODRIGO A. & RETANA J. 2007. Uncoupling the effects of shade and food resources of vegetation on Mediterranean ants: an experimental approach at the community level. – *Ecography* 30: 161-172.
- ATKIN L. & PROCTOR J. 1988. Invertebrates in litter and soil on Volcano Barva, Costa Rica. – *Journal of Tropical Ecology* 4: 307-310.
- AUER I., BÖHM R., JURKOVIC A., LIPA W., ORLIK A., POTZMANN R., SCHÖNER W. 2007. HISTALP - Historical Instrumental climatological Surface Time series of the greater Alpine region. – *International Journal of Climatology* 27: 17-46.
- AUSDEN M. 1996. Invertebrates. – In: Sutherland W.J. *Ecological census techniques: a handbook.* – Cambridge University Press, Cambridge.
- BALLINGER A., LAKE P.S., MAC NALLY R. 2007: Do terrestrial invertebrates experience floodplains as landscape mosaic? Immediate and longer-term effects of flooding on ant assemblages in a floodplain forest. – *Oecologia* 152: 227-238.
- BARBER T.C. 1916. The Argentine ant: distribution and control in the United States. – *USDA Bureau of Entomology Bulletin* 377: 1-23.

- BASU P. 1997. Seasonal and spatial patterns in ground foraging ants in a rain forest in the Western Ghats, India. – *Biotropica* 29: 489-500.
- BAZZANTI M., SEMINARA M., BALDONI S. 1997. Chironomids (Diptera Chironomidae) from three temporary ponds of different wet phase duration in Central Italy – *Journal of Freshwater Ecology* 12: 89-99.
- BEATTIE A.J. 1985. The evolutionary ecology of ant–plant mutualisms. – New York: Cambridge, University Press.
- BEDETTI S. 2009. Studio della biodiversità terrestre nel sito di Rovenaud (Parco Nazionale del Gran Paradiso, AO): Formicidae, Carabidae, Araneae. Tesi di Laurea Triennale in Biologia Ecologica. Università degli Studi di Parma.
- BERNARD F. 1958. Fourmis des villes et fourmis du Bled entre Rabat et Tanger. – *Bull Soc Sci Nat Phys Maroc* 38:131–142.
- BERNASCONI C., MAEDER A., FREITAG A. & CHERIX D. 2006. *Formica paralugubris* (Hymenoptera, Formicidae) in the Italian Alps from new data and old data revisited. – *Myrmecological News* 8: 251–256.
- BERVILLE L., HEFETZ A., ESPADALER X., LENOIR A., RENUCCI M., BLIGHT O. et al. 2013. Differentiation of the ant genus *Tapinoma* (Hymenoptera: Formicidae) from the Mediterranean Basin by species-specific cuticular hydrocarbon profiles. – *Myrmecological News* 18: 77-92.
- BESTELMEYER B.T. 1997. Stress tolerance in some Chacoan dolichoderine ants: implications for community organization and distribution. – *Journal of Arid Environments* 35: 297-310.
- BESTELMEYER B.T. 2000. The trade-off between thermal tolerance and behavioural dominance in a subtropical South American ant community. – *Journal of Animal Ecology* 69: 998-1009.
- BESTELMEYER & CASANOVA 2010. Field techniques for sampling ants. Field techniques for the study of ground-dwelling ants: an overview, description and evaluation. – In: LACH L., PARR C.L., ABBOTT K.L. *Ant Ecology*. – Oxford University Press, Oxford, pp. 39-41.
- BESTELMEYER B.T. & WIENS J.A. 1996. The effects of land use on the structure of ground-foraging ant communities in the Argentine chaco. – *Ecological Applications* 6: 1225-1240.
- BESTELMEYER B.T. & WIENS J.A. 1996. Local and regional-scale responses of ant diversity to a semiarid biome transition. – *Ecography* 24: 381-392.
- BESTELMEYER B.T., AGOSTI D., ALONSO L.E., BRANDAO C.R.F., BROWN W.L., DELABIE J.H.C., SILVESTRE R. 2000. Field techniques for the study of ground-dwelling ants: an overview, description and evaluation. – In: AGOSTI D., MAJER J.D., ALONSO L.E., SCHULTZ T.R. *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. – Washington and London, Smithsonian Institution Press, pp. 122-144.
- BISIO L. 2003. La carabidofauna della Val Soana (Alpi Graie). – *Rivista Piemontese di Storia Naturale* 24: 239-288.
- BLIGHT O., ORGEAS J., RENUCCI M., TIRARD A. & PROVOST E. 2010. A native ant armed to limit the spread of the Argentine ant. – *Biological Invasions* 12: 3785-3793.
- BLIGHT O., ORGEAS J., TORRE F. & PROVOST E. 2014. Competitive dominance in the organisation of Mediterranean ant communities. – *Ecological Entomology* 39: 595-602.
- BOLGER D.T., SUAREZ A.V., CROOKS K.R., MORRISON S.A., CASE T.J. 2000. Arthropods in urban habitat fragments in southern California: area, age and edge effects. – *Ecological Applications* 10: 1230-1248.
- BOLTON B. 1994. Identification guide to the ant genera of the world. – Harvard University Press, Cambridge, MA, 222 pp.

- BOLTON B., ALPERT G., WARD P.S., NASKRECKI P. 2007. Bolton's catalogue of ants of the world. – 1st edition. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- BONELLI B. 1993. Formiche, vespe e api in Val di Fiemme, Trentino. – Manfrini, Trento, 126 pp.
- BORGHESIO L., PALESTRINI C., PASSERIN D'ENTRÈVES P. 2001. The dung beetles of Gran Paradiso National Park: a preliminary analysis. – *Journal of Mountain Ecology* 6: 41-48.
- BORGMANN K.L. & RODEWALD A.D. 2005. Forest restoration in urbanizing landscapes: interactions between land uses and exotic shrubs. – *Restoration Ecology* 13: 334-340.
- BOTELHO J.B. & WEIGEL V. 2011. The Satere-Mawe community of Y'Apyrehyt: ritual and health on the urban outskirts of Manaus. – *Historia Ciencias Saude-Manguinhos* 18: 723-744.
- BOTES A., MCGEOCH M.A., ROBERTSON H.G., VAN NIEKERK A., DAVIDS H.P., CHOWN S.L. 2006. Ants, altitude and change in the northern Cape Floristic Region. – *Journal of Biogeography* 33: 71-90.
- BRADY S.G., SCHULTZ T.R., FISHER B.L., WARD P.S. 2006. Evaluating alternative hypotheses for the early evolution and diversification of ants. – *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103:18172-18177.
- BRIAN M.V., ELMES G., KELLY A.F. 1967. Populations of the ant *Tetramorium caespitum* Latreille. – *Journal of Animal Ecology* 36: 337-342.
- BRIAN M.V. & ELMES G. 1974. Production by the ant *Tetramorium caespitum* in a Southern English heath. – *Journal of Animal Ecology* 43: 889-903.
- BROWN J.H. 2001. Mammals on mountainsides: elevational patterns of diversity. – *Global Ecology and Biogeography* 10: 101-109.
- BROWN J.H. & LOMOLINO J.W. 1998. *Biogeography*. – Sinauer Associate, Sunderland, Massachusetts.
- BROWN S.G.A., WIESE M.D., BLACKMAN K.E., HEDDLE R.J. 2003. Ant venom immunotherapy: a double-blind, placebo-controlled, crossover trial. – *The Lancet* 361: 1001-1006.
- BROWN S.G.A., HAAS M.A., BLACK J.A., PARAMESWARAN A., WOODS J.M., HEDDLE R.J. 2004. In vitro testing to diagnose venom allergy and monitor immunotherapy: a placebo-controlled, crossover trial. – *Clinical and Experimental Allergy* 34: 792-800.
- BROWN W.L. 1973. A comparison of the Hylean and Congo-West African rain forest ant faunas. – In: MEGGERS B.-J., AYENSU E.S., DUCKWORTH W.D. (Eds.). *Tropical forest ecosystems in Africa and South America: a comparative review*. – Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 161-185.
- BRÜHL C.A., MOHAMED M., LINSENMAIR K.E. 1999. Altitudinal distribution of leaf litter ants along a transect in primary forest on Mount Kinabulu, Sabah, Malaysia. – *Journal of Tropical Ecology* 15: 265-267.
- BUCZKOWSKI G. & BENNET G.W. 2008. Aggressive interactions between the introduced Argentine ant, *Linepithema humile* and the native odorous house ant *Tapinoma sessile*. – *Biological Invasions* 10: 1001-1011.
- CADENASSO M.L. & PICKETT S.T.A. 2001. Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors. – *Conservation Biology* 15: 91-97.
- CALDERA E.J., ROSS K.G., DEHEER C.J., SHOEMAKER D.D. 2008. Putative native source of the invasive fire ant *Solenopsis invicta*. – *Biological Invasions* 10:1457-1479.

- CAMANNI E. 2007. Grande dizionario enciclopedico delle Alpi. – Priuli & Verlucca, Vol. 12, 160 pp.
- CANNONE N., SGORBATI S., GUGLIELMIN M. 2007. Unexpected impacts of climate change on alpine vegetation. – *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 360-364.
- CARNIEL A. 1988. Contributo alla conoscenza della mirmecofauna del Cansiglio (Prealpi Carniche). – *Bollettino della Società Entomologica Italiana* 119: 179-190.
- CARNIEL A. 1998. Ricerche sulla mirmecofauna delle Prealpi Orobiche (Lombardia) (Insecta, Hymenoptera, Formicidae). – *Atti del Museo Civico di Storia Naturale di Morbegno* 9: 29-39.
- CARPANETO G. M., MALTZEFF P., PIATTELLA E., PONTUALE G. 1998. I Coleotteri Lamellicorni della Tenuta Presidenziale di Castelporziano e delle aree limitrofe (Coleoptera Lamellicornia) – *Bollettino dell'Associazione Romana di Entomologia* 52: 9-54.
- CARPINTERO S. & REYES-LOPEZ J. 2008. The role of competitive dominance in the invasive ability of the Argentine ant (*Linepithema humile*). – *Biological Invasions* 10: 25-35.
- CARPINTERO S., RETANA J., CERDA X., REYES-LOPEZ J., ARIAS DE REYNA L. 2007. Exploitative strategies of the invasive Argentine ant (*Linepithema humile*) and native ant species in a southern Spanish pine forest. – *Environmental Entomology* 36: 1100-1111.
- CARPINTERO S., REYES-LÓPEZ J., ARIAS DE REYNA L. 2003. Impact of human dwellings on the distribution of the exotic Argentine ant: a case study in Doñana National Park, Spain. – *Biological Conservation* 115: 279-289.
- CASALE A., BALLETO E., CAMERON-CURRY V. 1994. Butterfly conservation and protected areas in Piedmont (N-W Italy) (Lepidoptera). – *Memorie della Società Entomologica Italiana* 72: 485-489.
- CASE T.J. & GILPIN M.E. 1974. Interference competition and niche theory. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 71: 3073-3077.
- CASTELLANI O. & CRIVARO G. 1967. Materiali per la conoscenza della distribuzione dei Tabanidi in Italia (Diptera Brachycera Tabanidae) – *Bollettino dell'Associazione Romana di Entomologia* 22: 52-58.
- CASTRACANI C., GRASSO D.A., FANFANI A., MORI A. 2010 – The ant fauna of Castelporziano Presidential Reserve (Rome, Italy) as a model for the analysis of ant community structure in relation to environmental variation in Mediterranean ecosystems. – *Journal of Insect Conservation* 14: 585-594.
- CASTRACANI C., SPOTTI F.A., GRASSO D.A., FANFANI A., MORI A. 2014. A new exception to the dominance-discovery trade-off rule in ant communities. – *Redia* XCVII: 171-175.
- CERDÁ X., ARNAN X., RETANA J. 2013. Is competition a significant hallmark of ant (Hymenoptera: Formicidae) ecology? – *Myrmecological News* 18: 131-147.
- CERDÁ X., RETANA J., BOSH J., ALSINA A. 1989. Exploitation of food resources by the ant *Tapinoma nigerrimum* (Hym., Formicidae). – *Acta Oecologica* 10: 419-429.
- CERDÁ X., RETANA J., CROS S. 1997. Thermal disruption of transitive hierarchies in Mediterranean ant communities. – *Journal of Animal Ecology* 66: 363-374.
- CERDÁ X., RETANA J., CROS S. 1998. Critical thermal limits in Mediterranean ant species: trade-off between mortality risk and foraging performance. – *Functional Ecology* 12: 45-55.
- CHANG V.C.S. 1985. Colony revival and notes on rearing and life history of the big-headed ant. – *Proceedings of the Hawaiian Entomological Society* 25: 53-58.

- CHEMINI C. & RIZZOLI A. 2003. Land use change and biodiversity conservation in the Alps. – *Journal of Mountain Ecology* 7: 1-7.
- CHERIX 1986. Les fourmis des bois. – Atlas visuels. Payot, Lausanne.
- CHERUBINI P. 2012. Analisi dei ritmi di attività della mirmecofauna alpina del Parco Nazionale del Gran Paradiso. Tesi di Laurea Triennale in Biologia. Università degli Studi di Parma.
- CHOATE B. & DRUMMOND F.A. 2012. Ant diversity and distribution (Hymenoptera: Formicidae) throughout Maine lowbush blueberry fields in Hancock and Washington Counties. – *Environmental Entomology* 41: 222-232.
- COLAUTTI R. & RICHARDSON D. 2009. Subjectivity and flexibility in invasion terminology: too much of a good thing? – *Biological Invasions* 11: 225-229.
- COLE F.R., MEDEIROS A.C., LOOPE L.L., ZUEHLKE W.W. 1992. Effects of the Argentine ant on arthropod fauna of Hawaiian high-elevation shrubland. – *Ecology* 73: 1313-1322.
- COLLIGNON B. & DETRAIN C. 2010. Distributed leadership and adaptive decision-making in the ant *Tetramorium caespitum*. – *Proceedings of the Royal Society* 277: 1267-1273.
- COLLINS N.M. 1980. The distribution of the soil macrofauna on the west ridge of Gunung Mulu. – *Oecologia* 44: 263-275.
- COLWELL R.K., BREHM G., CARDELÚS C.L., GILMAN A.C., LONGINO J.T. 2008. Global warming, elevational range shift, and lowland biotic attrition in the wet tropics. – *Science* 322: 258-261.
- COMMISSIONE REALE DEL PARCO 1932. Il Parco Nazionale del Gran Paradiso, Volume III. – L. Cecchini, Torino, 153 pp.
- CORIN S.E., ABBOTT K.L., RITCHIE P.A., LESTER P.J. 2007b. Large scale unicoloniality: the population and colony structure of the invasive Argentine ant (*Linepithema humile*) in New Zealand. – *Insectes Sociaux* 54: 275-282.
- CORIN S.E., LESTER P.J., ABBOTT K.L., RICHIE P.A. 2007a. Inferring historical introduction pathways with mitochondrial DNA: the case of introduced Argentine ants (*Linepithema humile*) into New Zealand. – *Diversity and Distribution* 13: 510-518.
- CROS S., CERDÁ X., RETANA J. 1997. Spatial and temporal variations in the activity patterns of Mediterranean ant communities. – *Ecoscience* 4: 269-278.
- CZECHOWSKI W. 1982. Occurrence of carabids (Coleoptera, Carabidae) in the urban greenery of Warsaw according to the land utilization and cultivation. – *Memorabilia Zool.* 39: 3-108.
- CZECHOWSKI W. 2000. Interference of territorial ant species in the course of raids of *Formica sanguinea* Latr. (Hymenoptera, Formicidae) – *Annales Zoologici Fennici* 50: 35-38.
- CZECHOWSKI W. & VEPSÄLÄINEN K. 2001. *Formica rufa* L. protects indirectly *F. fusca* L. against raids of *F. sanguinea* Latr. (Hymenoptera: Formicidae) – *Annales Zoologici Fennici* 51: 267-273.
- CZECHOWSKI W. & MARKÓ B. 2005. Competition between *Formica cinerea* Mayr (Hymenoptera: Formicidae) and co-occurring ant species, with special reference to *Formica rufa* L.: direct and indirect interferences. – *Polish Journal of Ecology* 53: 467-489.
- DARWIN C. 1859. On the origin of species by means of natural selection, or the preservation of favoured races in the struggle of life. – Murray, London, 502 pp.
- DAVIDSON D.W. 1998. Resource discovery versus resource domination in ants: a functional mechanism for breaking the trade-off. – *Ecological Entomology* 23: 484-490.
- DAVIDSON D.W., COOK S.C., SNELLING R.R., CHUA T.H. 2003. Explaining the abundance of ants in lowland tropical rainforest canopies. – *Science* 300: 969-972.

- DE BRUYN G.J. 1978. Food territories in *Formica polyctena* Foerst. – Netherlands Journal of Zoology 28: 55–61.
- DECANDIDO R. 2004. Recent changes in plant species diversity in urban Pelham Bay park, 1947-1998. – Biological Conservation 120: 129-136.
- DEFOLIART G.R. 1999. Insect as food: why the Western attitude is important. – Annual Review of Entomology 44: 21-50.
- DEL TORO I., FLOYD K., GARDEA-TORRESDEY J. & BORROK D. 2010. Heavy metal distribution and bioaccumulation in Chihuahuan Desert Rough Harvester ant (*Pogonomyrmex rugosus*) populations. – Environmental Pollution 158: 1281-1287.
- DEL TORO I., RIBBONS R.R., PELINI S.L. 2012. The little things that run the world revisited: a review of ant-mediated ecosystem services and disservices (Hymenoptera: Formicidae). – Myrmecological News 17: 133-146.
- DEJEAN A., KENNE M., MOREAU C.S. 2007. Predatory abilities favour the success of the invasive ant *Pheidole megacephala* in an introduced area. – Journal of Applied Entomology 131: 625-629.
- DES GRANGES J.L. 1979. Organization of a tropical nectar feeding bird guild in a variable environment. – Living Bird 17:199–236.
- DESLIPPE R.J. & SAVOLAINEN R. 1995. Mechanisms of competition in a guild of formicine ants. – Oikos 72: 67-73.
- DIAMOND J. M. 1975. Assembly of species communities. – In: CODY M. L. & DIAMOND J. M. (Eds). Ecology and evolution of communities. – Harvard Press, pp. 342-444.
- DIGIROLAMO L.A. & FOX L.R. 2006. The influence of abiotic factors and temporal variation on local invasion patterns of the Argentine ant (*Linepithema humile*). – Biological Invasions 8: 125-135.
- DILLON M.E., FRAZIER M.R., DUDLET R. 2006. Into thin air: physiology and evolution of alpine insects. – Integrative and Comparative Biology 46: 49-61.
- DOBZANSKI J. & DOBZANSKA J. 1975. Ethological studies in the ant *Tetramorium caespitum* MAYR. – Acta Neurobiologiae Experimentalis 35: 299-309.
- DOSSEY A.T. 2010. Insects and their chemical weaponry: new potential for drug discovery. – Natural Product Reports 27: 1737-1757.
- DUGUAY S., EIGENBROD F., FAHRIG L. 2007. Effects of surrounding urbanization on non-native flora in small forest patches. – Landscape Ecology 22: 589-599.
- DUNN R.R. 2012. The mystery of the Italian ants. – <http://www.myrmecos.net/2012/04/23/the-mystery-of-the-italian-ants/>. Scaricato nel mese di novembre 2014.
- DUNN R.R., GUÉNARD B., WEISER M.D., SANDERS N.J. 2010. Geographic gradients. – In: LACH L., PARR C.L., ABBOTT K.L. Ant Ecology. – Oxford University Press, Oxford, pp. 38-58.
- DUPLANTIER J.E., FREEMAN T.M., BAHNA S.L., GOOD R.A., SHER M.R. 1998: Successful rush immunotherapy for anaphylaxis to imported fire ants. – Journal of Allergy and Clinical Immunology 101: 855-856.
- EEA 2002. Europe's biodiversity: biogeographical regions and seas. Biogeographical regions in Europe: the Alpine region. – Report n. 1/2002. European Environment Agency, Copenhagen, 52 pp.
- EEA 2009. Regional climate change and adaptation. The Alps facing the challenge of changing water resources. – Report n. 8/2009. European Environment Agency, Copenhagen, 148 pp.
- EEA 2010. Assessing biodiversity in Europe. – Report n. 5/2010. European Environment Agency, Copenhagen, 64 pp.

- EASTWOOD R. & FRAZER A.M. 1999. Associations between lycaenid butterflies and ants in Australia. – *Australian Journal of Ecology* 24: 503-537.
- ELTON C.S. 1958. *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. – Methuen & Co. Ltd.
- ENTE PARCO PNGP 2014a. Green List IUCN: il Parco nell'elite mondiale delle aree protette. – <http://www.pngp.it/notizie/green-list-iucn-il-parco-nellelite-mondiale-delle-aree-protette>. Scaricato nel mese di Novembre 2014.
- ENTE PARCO PNGP 2014b. Dati riassuntivi sulla Flora. – http://www.pngp.it/sites/default/files/documenti/Pubblicazioni/tabelle_risassuntive_flora_vegetaz_matt_2014.pdf. Scaricato nel mese di Novembre 2014.
- ENTE PARCO PNGP 2014c. Checklists fauna e flora. – <http://www.pngp.it/natura-e-ricerca/conservazione-e-ricerca/checklists>. Scaricato nel mese di Novembre 2014.
- ENTE PARCO PNGP 2014d. Monitoraggio della biodiversità animale in ambiente alpino. – <http://www.pngp.it/node/218>. Scaricato nel mese di Novembre 2014.
- ENTE PARCO PNGP 2014e. La mirmecofauna del Parco. – <http://www.pngp.it/natura-e-ricerca/conservazione-e-ricerca/ricerca-faunistica/la-mirmecofauna-del-parco>. Scaricato nel mese di Novembre 2014.
- EVANS K.L., NEWSON S.E., GASTON K.J. 2009. Habitat influences on urban avian assemblages. – *Ibis* 151 : 19-39.
- FANFANI A., NARDI G., FOLLETTO A., TINELLI A. 2006. Elenco (checklist) degli organismi segnalati nella Tenuta Presidenziale di Castelporziano. – In: Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL (ed) *Il Sistema Ambientale della Tenuta Presidenziale di Castelporziano. Ricerche sulla complessità di un ecosistema forestale costiero mediterraneo. Seconda Serie*. – Tipografia della Pace, Roma, pp 1607-1846.
- FEENER D.H. Jr. 2000. Is the assembly of ant communities mediated by parasitoids? – *Oikos* 90: 79-88.
- FEENER D.H. JR., ORR M.R., WACKFORD K.M., LONGO J.M., BENSON W.W. & GILBERT L.E. 2008. Geographic variation in resource dominance-discovery in Brazilian ant communities. – *Ecology* 89: 1824-1836.
- FELLERS J.H. 1987. Interference and exploitation in a guild of woodland ants. – *Ecology* 68: 1466-1478.
- FISCHER A., BLASCHKE M., BÄSSLER C. 2011. Altitudinal gradients in biodiversity research: the state of the art and future perspectives under climate change aspects. – *Waldökologie, Landschaftsforschung Und Naturschutz* 11: 35-47.
- FISHER B.L. 1996. Ant diversity patterns along an elevational gradient in the Reserve Naturelle d'Andrinigitra, Madagascar. – *Fieldiana Zoology* 85: 93-108.
- FLEISHMAN E., AUSTIN G.T., WEISS A.D. 1998. An empirical test of Rapoport's rule: elevational gradients in montane butterfly communities. – *Ecology* 79: 2482-2493.
- FLOREN A. & LINSENMAIR K.E. 2001. The influence of anthropogenic disturbances on the structure of arboreal arthropod communities. – *Plant Ecology* 153:153-167.
- FLUKER S.S. & BEARDSLEY J.W. 1970. Sympatric associations of three ants: *Iridomyrmex humilis*, *Pheidole megacephala* and *Anoplolepis longipes* in Hawaii. – *Annals of the Entomological Society of America* 63: 1290-1296.
- FOLGARAIT P.J. 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. – *Biodiversity Conservation* 7: 1221-1244.

- FREITAG A. & CHERIX D. 2009. Fourmis de Vallon de Nant - Premières données. – Mémoires de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles 23:145-152.
- FRIZZO T.L.M., CAMPOS R.I., VASCONCELOS H.L. 2012. Contrasting effects of fire on arboreal and ground-dwelling ant communities of a Neotropical savanna. – *Biotropica* 44: 254-261.
- FROUZ J. & JILKOVA V. 2008. The effect of ants on soil properties and processes (Hymenoptera: Formicidae). – *Myrmecological News* 11: 191-199.
- GAMBINO R., MAGGI M., QUAGLIO G., PEYRON A., BERTETTI G., DELLA BEFFA G., SCOTTA M., SINDACO R., VARESE P., THOMASSET F., LEPORATI P., D'ANDREA L. 2000. Studi propedeutici per il Piano del Parco. – Tipografia Valdostana SPA, Aosta.
- GASTON K.J. 2000. Global patterns in biodiversity. – *Nature* 405: 220-227.
- GIBB H. & HOCHULI D.F. 2003. Colonization by a dominant ant facilitated by anthropogenic disturbance: effects on ant assemblage composition, biomass and resource use. – *Oikos* 103: 469-478.
- GIBB H. & HOCHULI D.F. 2004. Removal experiment reveals limited effects of a behaviorally dominant species on ant assemblages. – *Ecology* 85: 648-657.
- GILADI I. 2006. Choosing benefits or partners: a review of the evidence for the evolution of myrmecochory. – *Oikos* 112: 481-492.
- GILL A.M., GROVES R.H., NOBLE I.R. 1981. Fire and the Australian biota. – Australian Academy of Science, Canberra, 582 pp.
- GINZBURG O., WHITFORD W.G., STEINBERGER Y. 2008. Effects of harvester ant (*Messor* spp.) activity on soil properties and microbial communities in a Negev Desert ecosystem. – *Biology and Fertility of Soils* 45: 165-173.
- GIRAUD T., PEDERSEN J.S., KELLER L. 2002. Evolution of supercolonies: the Argentine ants of southern Europe. – *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 99: 6075-6079.
- GIULIANO W. 1985. Il Parco Nazionale del Gran Paradiso. – Giunti-Martello.
- GLASER F. 2006. Biogeography, diversity and vertical distribution of ants in Vorarlberg, Austria. – *Myrmecologische Nachrichten* 8: 263-270.
- GLENN S. & HOLWAY D. 2008. Consumption of introduced prey by native predators: Argentine ants and pit-building ant lions. – *Biological Invasions* 10: 273-280.
- GODDARD M.A., DOUGILL A.J.H., BENTON T.G. 2010. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. – *Trends in Ecology and Evolution* 25: 90-98.
- GOMEZ C. & OLIVERAS J. 2003. Can the Argentine ant (*Linepithema humile* Mayr) replace native ants myrmecochory? *Acta Oecologica* 24: 47-53.
- GOTELLI N.J. 1996. Ant community structure: effects of predatory ant lions. – *Ecology* 77: 630-638.
- GOTELLI N.J. 2000. Null model analysis of species co-occurrence patterns. – *Ecology* 81: 2606-2621.
- GOTELLI N.J. & GRAVES G.R. 1996. Null models in ecology. – Smithsonian Institution Press, Washington, DC, 368 pp.
- GRABHERR G., GOTTFRIED M., PAULI H. 1994. Climate effects on mountain plants. – *Nature* 369: 448.
- GRATANI L. & MARINUCCI C. 1984. Castelporziano – Coopsit, Cecchina, pp. 79.

- GREENSLADE P. & GREENSLADE P.J.M. 1971. The use of baits and preservatives in pitfall traps. – *Journal of the Australian Entomological Society* 10: 253-260.
- GREENSLADE P.J.M. 1971. Interspecific competition and frequency changes among ants in Solomon Islands coconut plantations. – *Journal of Applied Ecology* 8: 323–52.
- GREENSLADE P.J.M. 1973. Sampling ants with pitfall traps: digging-in effects. – *Insectes Sociaux* 20: 343-353.
- GREENSLADE P.J.M. 1976. The meat ant *Iridomyrmex purpureus* (Hymenoptera: Formicidae) as a dominant member of ant communities. – *Journal of the Australian Entomological Society* 15: 237-240.
- GRIME J.P. 1979. Plant strategies and vegetation processes. – Wiley J. and Son. Chichester.
- GRIMM N.B., FAETH S.H., GOLUBIEWSKI N.E., REDMAN C.L., WU J., BAI X., BRIGGS J.M. 2008. Global change and the ecology of cities. – *Science* 319: 756-760.
- GRISELLI B., MAGNONI M., BERTINO S., GALLO R., BARI A., PIERVITTORI R., ISOCRONO D. 1993. Biomonitoraggio della qualità ambientale nella Valle dell’Orco. – ARPA Dipartimento subprovinciale di Ivrea.
- HAINES I.H. & HAINES J.B. 1978. Colony structure, seasonality and food requirements of the crazy ant, *Anoplepis longipes* (Jerd.) in the Seychelles. – *Ecological Entomology* 3: 109-118.
- HANSEN A.J., KNIGHT R.L., MARZLUFF J.M., POWELL S., BROWN K., GUDE P.H., JONES K. 2005. Effects of exurban development on biodiversity: patterns, mechanisms, and research needs. – *Ecological Applications* 15: 1893-1905.
- HARKNESS R.D. 1977. Further observations on the relation between an ant, *Cataglyphis bicolor* (F.) (Hym., Formicidae) and a spider, *Zodarium frenatum* (SIMON) (Araneae, Zodariidae). – *Entomologist's Monthly Magazine* 112: 111-121.
- HARPER L.H. 1989. The persistence of ant-following birds in small Amazonian forest fragments. – *Acta Amazonica* 19: 249-263.
- HAWKINS B.A. 2001. Ecology’s oldest pattern? – *Trends in Ecology and Evolution* 16: 470.
- HEANEY L.R. 2001. Small mammals diversity along elevational gradients in the Philippines: an assessment of patterns and hypotheses. – *Global Ecology and Biogeography* 10: 15-39.
- HEATWOLE H. & MUIR R. 1989. Seasonal and daily activity of ants in the pre-Saharan steppe of Tunisia. – *Journal of Arid Environments* 16: 49-67.
- HEE J.J., HOLWAY D.A., SUAREZ A.V., CASE T.J. 2000. Role of propagule size in the success of incipient colonies of the invasive Argentine ant. – *Conservation Biology* 14: 559-563.
- HELLER N.E. 2004. Colony structure in introduced and native populations of the invasive Argentine ant, *Linepithema humile*. – *Insectes Sociaux* 51: 378-386.
- HELLER N.E., SANDERS N.J., SHORS J.W., GORDON D.M. 2008. Rainfall facilitates the spread, and time alters the impact of the invasive Argentine ant. – *Oecologia* 155: 385-395.
- HOFFMANN B.D. & ANDERSEN A.N. 2003. Responses of ants to disturbance in Australia, with particular reference to functional groups. – *Austral Ecology* 28: 444-464.
- HOFFMANN B.D. & O’CONNOR S. 2004. Eradication of two exotic ants from Kakadu National Park. – *Ecological Management and Restoration* 5: 98-105.
- HOFFMANN B.D. & PARR C.L. 2008. An invasion revisited: the African big-headed ant (*Pheidole megacephala*) in northern Australia. – *Biological Invasions* 10: 1171-1181.

- HOFFMANN B.D., ABBOTT K. L., DAVIS P. 2010. Invasive ant management – In: LACH L., PARR C.L., ABBOTT K.L. *Ant Ecology*. – Oxford University Press, Oxford, pp. 287-304.
- HÖLLDOBLER B. & TAYLOR R.W. 1983. A behavioral study of the primitive ant *Nothomyrmecia macrops*. – *Insectes Sociaux* 30: 384-401.
- HÖLLDOBLER B. & WILSON E.O. 1990. *The Ants*. – Springer, Berlin, 732 pp.
- HOLWAY D.A. 1998. Factors governing rate of invasion: a natural experiment using Argentine ants. – *Oecologia* 115: 206-212.
- HOLWAY D.A. 1999. Competitive mechanisms underlying the displacement of native ants by the invasive Argentine ant. – *Ecology* 80: 238-251.
- HOLWAY D.A. & CASE T.J. 2001. Effects on colony-level variation on competitive ability in the invasive Argentine ant. – *Animal Behaviour* 61: 1181-1192.
- HOLWAY D.A. & SUAREZ A.V. 2006. Homogenization of ant communities in Mediterranean California: the effects of urbanization and invasion. – *Biological Conservation* 127: 319-326.
- HOLWAY D.A., LACH L., SUAREZ A.V., TSUTSUI N.D., CASE T.J. 2002. The causes and consequences of ant invasions. – *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 181-233.
- HUMAN K.G. & GORDON D.M. 1996. Exploitation and interference competition between the invasive Argentine ant *Linepithema humile*, and native ant species. – *Oecologia* 105: 405-412.
- HUMAN K.G. & GORDON D.M. 1997. Effects of Argentine ants on invertebrate biodiversity in northern California. – *Conservation Biology* 11: 1242-1248.
- HUMAN K.G. & GORDON D.M. 1999. Behavioral interactions of the invasive Argentine ant with native ant species. – *Insectes Sociaux* 46: 159-163.
- HUMAN K.G., WEISS S., WEISS A., SANDLER B., GORDON D.M. 1998. Effects of abiotic factors on the distribution and activity of the invasive Argentine ant (Hymenoptera: Formicidae). – *Environmental Entomology* 27: 822-833.
- HUNTER M.C.R. & HUNTER M.D. 2008. Designing for conservation of insects in the built environment. *Insect Conservation and Diversity* 1: 189-196.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC) 2007. *Climate Change 2007: Synthesis Report*. – Fourth Assessment Report. Available at: <http://www.ipcc.ch/>.
- ISTAT 2013. Verde urbano. – <http://www.istat.it/it/archivio/verde+urbano>. Scaricato nel mese di febbraio 2014.
- JANZEN D.H. 1973. Sweep samples of tropical foliage insects: effects of seasons, vegetation types, elevation, time of day, and insularity. – *Ecology* 54: 687-708.
- JANZEN D.H., ATAROFF M., FARIÑAS M., REYES S., RINCON N., SOLER A., SORIANO P., VERA M. 1976. Changes in the arthropod community along an elevational transect in the Venezuelan Andes. – *Biotropica* 8: 193-203.
- JONES C.G., LAWTON J.H., SHACHAK M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. – *Oikos* 69: 373-386.
- JONES E.J.L. & LEATHER S.R. 2012. Invertebrates in urban areas: a review. – *European Journal of Entomology* 109: 463-478.
- KASPARI M. & YANOVIK S.P. 2009. Biogeochemistry and the structure of tropical brown food webs. – *Ecology* 90: 3342-3351.

- KASPARI M., POWELL S., LATTKE J., O'DONNELL S. 2011. Predation and patchiness in the tropical litter: do swarm-raiding army ants skim the cream or drain the bottle? – *Journal of Animal Ecology* 80: 818-823.
- KEARNS C.A. & OLIVERAS D.M. 2009. Environmental factors affecting bee diversity in urban and remote grassland plots in Boulder, Colorado. – *Journal of Insect Conservation* 13: 655-665.
- KLIMES P., IDIGEL C., RIMANDAI M., FAYLE T.M., JANDA M., WEIBLEN G.D., NOVOTNY V. 2012: Why are there more arboreal ant species in primary than in secondary tropical forests? – *Journal of Animal Ecology* 81: 1103-1112.
- KOFLER A. 1978. Faunistik der Ameisen (Insecta: Hymenoptera, Formicoidea) Osttirols (Tirol, Österreich). – *Berichte des Naturwissenschaftlich-Medizinischen Vereins* 65: 117-128.
- KÖRNER C. 1995. Alpine plant diversity: a global survey and functional interpretations. – In: CHAPIN F.S. & KÖRNER C. *Arctic and alpine biodiversity: patterns, causes and ecosystem consequences*. – *Ecological studies*, 113. Springer, Berlin, pp. 45-62.
- KÖRNER C. 1999. *Alpine plant life: functional plant ecology of high mountain ecosystems*. – Springer, Berlin, 349 pp.
- KÖRNER C. 2000. Why are there global gradients in species richness? Mountains may hold the answer. – *Trends in Ecology and Evolution* 15: 513-514.
- KOWARIK I. 1990. Some responses of flora and vegetation to urbanization in Central Europe. – In: SUKOPP H., HEJNY S., KOWARIK I. (Eds.) *Urban Ecology*. – SPB Academic Publisher, The Hague, pp. 45-74.
- KOWARIK I. 1995. On the role of alien species in urban flora and vegetation. – In PYSEK P., PRACH K., REJMÁNEK M., WADE P.M. (Eds.). *Plant Invasions – General Aspects and Special Problems*. Amsterdam (Netherlands): SPB Academic, pp. 85-103.
- KOWARIK I. 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. – *Environmental Pollution* 159: 1974-1983.
- KOWARIK I. & SÄUMEL I. 2007. Biological flora of central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. – *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 8: 207-237.
- KNAPP S., KÜHN I., BAKKER J.P., KLEYER M., KLOTZ S., OZINGA W.A., POSCHLOD P., THOMPSON K., THUILLER W., RÖMERMANN C. 2009. How species traits and affinity to urban land use control large-scale species frequency. – *Diversity and Distributions* 15: 533-546.
- KNAPP S., KÜHN I., STOLLE J., KLOTZ S. 2010. Changes in the functional composition of a central European urban flora over three centuries. – *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12: 235-244.
- KNEITEL J.M. & Chase J.M. 2004. Disturbance, predator, and resource interactions alter container community composition. – *Ecology* 85: 2088–2093.
- KRUSHELNYCKY P.D. & REIMER N. J. 2005. The ecology, policy and management of ants in Hawaii. – *Proceedings of the Hawaiian Entomological Society* 37: 1-25.
- KRUSHELNYCKY P.D., HOLWAY D.A., LEBRUN E.G. 2010. Invasion processes and causes of success. – In: LACH L., PARR C.L., ABBOTT K.L. *Ant Ecology*. – Oxford University Press, Oxford, pp. 245-260.
- LABORATORIO DI MIRMECOLOGIA 2014. School of ants. A scuola con le formiche. <http://www.ascuolaconleformiche.it/>. Scaricato nel mese di dicembre 2014.
- LACH L. 2003. Invasive ants: unwanted partners in ant-plant interactions? – *Annals of the Missouri Botanical Garden* 90: 91-108.

- LACH L. & HOOPER BUI L.M. 2010. Consequences of ant invasions. – In: LACH L., PARR C.L., ABBOTT K.L. *Ant Ecology*. – Oxford University Press, Oxford, pp. 261-286.
- LACH L. & THOMAS M.L. 2008. Invasive ants in Australia: documented and potential ecological consequences. – *Australian Journal of Entomology* 47: 275-288.
- LAILOLO P. & ROLANDO A. 2005. Forest bird diversity and ski-runs: a case of negative edge effect. – *Animal Conservation* 8: 9-16.
- LATTKE J.E. 2000. Specimen processing: building and curating an ant collection. – In: AGOSTI D., MAJER J.D., ALONSO L.E., SCHULTZ T.R. *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. – Washington and London, Smithsonian Institution Press, pp. 155-171.
- LAVELLE P., DECAENS T., AUBERT M., BAROT S., BLOUIN M., BUREAU F., MARGERIE P., MORA P., ROSSI J.P. 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. – *European Journal of Soil Biology* 42: 3-15.
- LEBRETON J., DELABIE J.H.C., CHAZEAU J., DEJEAN A., JOURDAN H. 2004. Experimental evidence of large-scale unicoloniality in the tramp ant *Wasmannia auropunctata* (Roger). – *Journal of Insect Behaviour* 17: 263-271.
- LEBRETON J., JOURDAN H., CHAZEAU J., ORIVEL J., DEJEAN A. 2005. Niche opportunity and ant invasion: the case of *Wasmannia auropunctata* in a New Caledonian rain forest. – *Journal of tropical Ecology* 21: 93-98.
- LEBRUN E.G. 2005. Who is the top dog in ant communities? Resources, parasitoids, and multiple competitive hierarchies. – *Oecologia* 142: 643-652.
- LEBRUN E.G. & FEENER D.H. Jr. 2002. Linked indirect effects in ant-phorid interactions: impacts on ant assemblage structure. – *Oecologia* 133: 599-607.
- LEBRUN E.G. & FEENER D.H. D.H. Jr. 2007. When trade-offs interact: balance of terror enforces dominance-discovery trade-off in a local ant assemblage. – *Journal of Animal Ecology* 76: 58-64.
- LEBRUN E.G., PLOWES R.M., GILBERT L.E. 2012. Imported fire ants near the edge of their range: disturbance and moisture determine prevalence and impact of an invasive social insect. – *Journal of Animal Ecology* 81: 884-895.
- LEGAMBIENTE 2009. Ecosistema urbano 2009. XV Rapporto sulla qualità ambientale dei comuni capoluogo di provincia. – http://www.ibm.com/smarterplanet/global/files/it_it_it_cities_ecosistemaurbano2009.pdf. Scaricato nel mese di febbraio 2014.
- LEGAMBIENTE 2013. Ecosistema urbano 2013. XX Rapporto sulla qualità ambientale dei comuni capoluogo di provincia. – http://www.legambiente.it/sites/default/files/docs/rapporto_eu2013_web.pdf. Scaricato nel mese di febbraio 2014.
- LE MOLI F. & MORI A. 1986. The aggression test as a possible taxonomic tool in the *Formica rufa* group. – *Aggressive Behaviour* 12: 93-102.
- LE MOLI F. & ZACCONE A. 1995. Ricerche sulla mirmecofauna del Cansiglio (Prealpi Carniche). – *Lavori della Società Veneta di Scienze Naturali* 20: 33-52.
- LENGYEL S., GOVE A.D., LATIMER A.M., MAJER J.D., DUNN R.R. 2010. Convergent evolution of seed dispersal by ants, and phylogeny and biogeography in flowering plants: a global survey. – *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12: 43-55.
- LENOIR J.C. 2006. Structure sociale et stratégie de reproduction chez *Cardiocondyla elegans*. – Ph.D. thesis, Université François Rabelais, Tours, France, 112 pp.

- LENOIR L., BENGTSSON J., PERSSON T. 2003. Effects of *Formica* ants on soil fauna-results from a short-term exclusion and a long-term natural experiment. – *Oecologia* 134: 423-430.
- LESSARD J-P & BUDDLE C.M. 2005. The effects of urbanization on ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) associated with the Molson Nature Reserve, Quebec. – *The Canadian Entomologist* 137: 215-225.
- LESSARD J.P., DUNN R.R., SANDERS N.J. 2009. Temperature-mediated coexistence in temperate forest ant communities. – *Insectes Sociaux* 56: 149-156.
- LESTON D. 1973. The ant mosaic – tropical tree crops and the limiting of pests and diseases. – *PANS (Pest Articles News Summaries)* 19: 311-41.
- LOLLINO G., NIGRELLI G., AUDISIO C. 2005. Bacino idrografico del Torrente Orco: analisi integrata evento-fenomeno-danno. – *Quaderni di Geologia Applicata* 12: 49-62.
- LOMOLINO M.V. 2001. Elevation gradients of species-density: historical and prospective views. – *Global Ecology and Biogeography* 10: 3-13.
- LOWE S. 2000. 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the Global Invasive Species Database – <http://www.issg.org/database>. The Invasive Species Specialist Group (ISSGN) New Zealand. Scaricato nel mese di novembre 2014.
- LUCKY A., SAVAGE A.M., NICHOLS L.M., CASTRACANI C., SHELL L., GRASSO D.A., MORI A., DUNN R.R. 2014. Ecologists, educators, and writers collaborate with the public to assess backyard diversity in The School of Ants Project. – *Ecosphere* 2014 <http://dx.doi.org/10.1890/ES13-00364.1>.
- LUDE A., REICH M., PLACHTER H. 1999. Life strategies of ants in unpredictable floodplain habitats of Alpine Rivers (Hymenoptera: Formicidae). – *Entomologia Generalis* 24: 75-91.
- LUNIAK M. 1994. The development of bird communities in new housing estates in Warsaw. – *Memorabilia Zoologica* 49: 257-267.
- LYNCH J.F., JOHNSON A.K., BALINSKY E.C. 1988. Spatial and temporal variation in the abundance and diversity of ants (Hymenoptera: Formicidae) in the soil and litter layers of a Maryland forest. – *The American Midland Naturalist* 119: 31-44.
- MABELIS A.A. 1983. Interference between wood ants and other ant species (Hymenoptera, Formicidae). – *Netherlands Journal of Zoology* 34: 1–20.
- MACARTHUR R.H. 1969. Patterns of communities in the tropics. – *Biological Journal of the Linnean Society* 1: 19-30.
- MACKAY W.P. 1982. The effect of predation of western widow spiders (Araneae: Theridiidae) on harvester ants (Hymenoptera: Formicidae). – *Oecologia* 53: 406-411.
- MAJER J.D. 1972. The ant mosaic in Ghana cocoa farms. – *Bulletin of Entomological Research* 62: 151-160.
- MAJER J.D., DELABIE J.H.C., SMITH M.R.B. 1994. Arboreal ant community patterns in Brazilian cocoa farms. – *Biotropica* 26: 73-83.
- MARZLUFF J.M. 2001. Worldwide urbanization and its effects on birds. – In: MARZLUFF J.M., BOWMAN R., DONNELLY R. (Eds). *Avian Ecology in an Urbanizing World*. – Norwell (MA): Kluwer, pp. 19-47.
- MARSH A.C. 1988. Activity patterns of some Namib desert ants. – *Journal of Arid Environments* 14: 61-73.
- MARZLUFF J.M., SHULENBERGER E., ENDLICHER W., ALBERTI M., BRADLEY G., RYAN C., SIMON U., ZUMBRUNNEN C. (Eds.) 2008. *Urban Ecology. An International Perspective on the Interaction between Human and Nature*. – Springer, New York.

- MCCOOK 1879. Combats and nidification of the pavement ant, *Tetramorium caespitum*. – Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia 31: 156-161.
- MCCOY E.D. 1990. The distribution of insects along elevational gradients. – *Oikos* 58: 313-322.
- MCDONNELL M.J. & HAHS A.K. 2013. The future of urban biodiversity research: Moving beyond the 'low-hanging fruit'. – *Urban Ecosystems* 16: 397-409.
- MCGLYNN T.P. 1999. The worldwide transfer of ants: geographic distribution and ecological invasions. – *Journal of Biogeography* 26: 535-548.
- MCGLYNN T.P. & KIRKSEY S.E. 2000. The effects of food presentation and microhabitat upon resource monopoly in a ground-foraging ant (Hymenoptera: Formicidae) community. – *Re-vista de Biología Tropical* 48: 629-642.
- MENKE S. B. & HOLWAY D.A. 2006. Abiotic factors control invasion by Argentine ants at the community scale. – *Journal of Animal Ecology* 75: 368- 376.
- MENKE S.B., FISHER R.N., JETZ W., HOLWAY D.A. 2007. Biotic and abiotic controls of Argentine ant invasion success at local and landscape scales. – *Ecology* 88: 3164-3173.
- MENKE S.B., GUENARD B., SEXTON J., SILVERMAN J., DUNN R.R. 2011. Urban areas may serve as habitat and corridors for dry-adapted, heat tolerant species; an example from ants. – *Urban Ecosystems* 14: 135-163.
- MENOZZI C. 1932. Formiche. – In: COMMISSIONE REALE DEL PARCO 1932. Il Parco Nazionale del Gran Paradiso. Volume III. – L. Cecchini, Torino, pp. 103-107.
- MERTL A.L., WILKIE K.T.R., TRANIELLO J.F.A. 2009. Impact of flooding on the species richness, density and composition of Amazonian litter-nesting ants. – *Biotropica* 41: 633-641.
- MIKHEYEV A.S. & MUELLER U.G. 2007. Genetic relationships between native and introduced populations of the little fire ant *Wasmannia auropunctata*. – *Diversity and Distributions* 13: 573-579.
- MILLER J.R. & HOBBS R.J. 2002. Conservation where people live and work. – *Conservation Biology* 16: 330–337.
- MINISTERO DELL'AGRICOLTURA E DELLE FORESTE 1981. Studi sulle formiche utili alle foreste. – Collana Verde 59, Ministero Agricoltura e Foreste, Roma.
- MOREAU C.S., BELL C.D., VILA R., ARCHIBALD S.B., PIERCE N.E. 2006. Phylogeny of the ants: diversification in the age of Angiosperms. – *Science* 312: 101-104.
- MORINI E. 2012. La mirmecofauna del Parco Nazionale del Gran Paradiso: analisi della distribuzione spaziale, altitudinale e temporale. Tesi di Laurea Triennale in Scienze Naturali. Università degli Studi di Parma.
- MORRIS J.R. & STEIGMAN K.L. 1993. Effects of polygyne fire ant invasion on native ants of a blackland prairie in Texas. – *Southwest Naturalist* 38:136-140.
- MORRISON L.W. 1996. Community organization in a recently assembled fauna: the case of Polynesian ants. – *Oecologia* 107: 243-256.
- MORRISON L.W. 2000. Mechanisms of interspecific competition among an invasive and two native fire ants. – *Oikos* 90: 238-252.
- MÜLLER G. 1923. Le formiche della Venezia Giulia e della Dalmazia. – *Bollettino della Società Adriatica di Scienze Naturali* 28: 11-180.

- MUNYAI T.C. & FOORD S.H. 2012. Ants on a mountain: spatial, environmental and habitat associations along an altitudinal transect in a centre of endemism. – *Journal of Insect Conservation* 16: 677-695.
- NAGY L. 2006. European high mountain (alpine) elevation and its suitability for indicating climate change impacts. – *Biology and Environment* 106 B: 335-341.
- NESS J.H. & BRONSTEIN J.L. 2004. The effects of invasive ants on prospective ant mutualists. – *Biological Invasions* 6: 445-461.
- NEWELL W. & BARBER T.C. 1913. The Argentine ant. – USDA Bureau of Entomology Bulletin 122.
- NIEMELÄ J. & KOTZE D.J. 2009. Carabid beetle assemblages along urban to rural gradients: a review. – *Landscape and Urban Planning* 92: 65-71.
- OHIO STATE UNIVERSITY 2014. Hymenoptera online (HOL). – <<http://hol.osu.edu/?id=152>>, Scaricato lo 05 Dicembre 2014.
- OLSON D.M. 1994. The distribution of leaf litter invertebrates along a neotropical altitudinal gradient. – *Journal of Tropical Ecology* 10: 129-150.
- ORR M.R. & SEIKE S.H. 1998. Parasitoids deter foraging by Argentine ants (*Linepithema humile*) in their native habitat in Brazil. – *Oecologia* 117: 420-425.
- ORR M.R., DAHLSTEN D.L. & BENSON W.W. 2003. Ecological interactions among ants in the genus *Linepithema*, their phorid parasitoids, and their competitors. – *Ecological Entomology* 28: 203-210.
- ORR M.R., SEIKE S.H., BENSON W.W., GILBERT L.E. 1995. Flies suppress fire ants. – *Nature* 373: 292-293.
- PARR C.L. 2008. Dominant ants can control assemblage species richness in a South African savanna. – *Journal of Animal Ecology* 77: 1191-1198.
- PARR, C.L. & ANDERSEN A.N. 2008. Fire resilience of ant assemblages in long-unburnt savanna. – *Austral Ecology* 33: 830-838.
- PARR C.L. & GIBB H. 2010. Defining dominance. – In: LACH L., PARR C.L., ABBOTT K.L. *Ant Ecology*. – Oxford University Press, Oxford, pp. 83-84.
- PARR C.L. & GIBB H. 2012. The discovery-dominance trade-off is the exception, rather than the rule. – *Journal of Animal Ecology* 81: 233-241.
- PARR C.L., ROBERTSON H.G., BIGGS H.C., CHOWN S.L. 2004. Response of African savanna ants to long-term fire regimes. – *Journal of Applied Ecology* 41: 630-642.
- PARR C.L., SINCLAIR B.J., ANDERSEN A.N., GASTON K.J., CHOWN S.L. 2005. Constraint and competition in assemblages: cross-continental and modelling approach for ants. – *The American Naturalist* 165: 481-494.
- PASSERA L. 1994. Characteristics of tramp species. – In D.F. WILLIAMS (Ed). *Exotic ants: biology, impact and control of introduced species*. – Westview Press, Boulder, CO, pp. 23-43.
- PAULI H., GOTTFRIED M., HOHENWALLNER D., REITER K., CASALE R., GRABHERR G. 2004. The GLORIA field manual. Multi-summit approach. – DG Research, EUR 21213, Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- PAULI H., GOTTFRIED M., REITER K., KLETTNER C., GRABHERR G. 2007. Signals of range expansions and contractions of vascular plants in the high Alps: observations (1994–2004) at the GLORIA master site Schrankogel, Tyrol, Austria. – *Global Change Biology* 13: 147-156.

- PAVAN M. 1959. Attività italiana per la lotta biologica con formiche del gruppo *Formica rufa* contro gli insetti dannosi alle foreste. – Collana verde 4. Roma: Ministero dell'Agricoltura e delle Foreste.
- PAVAN M. 1981. Utilizzazione delle formiche del gruppo *Formica rufa* nella difesa biologica delle foreste. – Collana verde 59. Roma: Ministero dell'Agricoltura e delle Foreste.
- PEAKALL R. 1989. The unique pollination of *Leporella fimbriata* (Orchidaceae) – pollination by pseudocopulating male ants (*Myrmecia urens*, Formicidae). – Plant Systematics and Evolution 167: 137-148.
- PEARCE J.L., SCHUURMAN D., BARBER K.N., LARRIVÉE M., VENIER L.A., MCKEE J., MCKENNEY D. 2005. Pitfall trap designs to maximize invertebrate captures and minimize captures of nontarget vertebrates. – The Canadian Entomologist 137: 233-250.
- PEKÁR S. 2004. Predatory behavior of two European ant-eating spiders (Araneae, Zodariidae). – Journal of Arachnology 32: 31-41.
- PEKÁR S., TOFT S., HRUSKOVÁ M., MAYNTZ D. 2008. Dietary and prey-capture adaptations by which *Zodarion germanicum*, an ant-eating spider (Araneae: Zodariidae), specialises on the Formicinae. – Naturwissenschaften 95: 233-239.
- PELINI S.L., BOUDREAU M., MCCOY N., ELLISON A.M., GOTELLI N.J., SANDERS N.J., DUNN R.R. 2011. Effects of short-term warming on low and high latitude forest ant communities. – Ecosphere 2: Art62.
- PEROSINO G.C. 1998. Elementi climatici ed idrologici del bacino dell'Orco. – Rivista Piemontese di Storia Naturale 18: 13-55.
- PHILPOTT S.M. & ARMBRECHT I. 2006. Biodiversity in tropical agroforests and the ecological role of ants and ant diversity in predatory function. – Ecological Entomology 31: 369-377.
- PHILPOTT S.M., PERFECTO I., ARMBRECHT I. & PARR C.L. 2009 [2010]: Ant diversity and function in disturbed and changing habitats. – In: LACH L., PARR C.L. & ABBOTT K.L. (Eds.). Ant ecology. – Oxford University Press, Oxford, pp. 137-156.
- PICKETT S.T.A., CADENASSO M.L., GROVE J.M., NILON C.H., POUYAT R.V., ZIPPERER W.C., COSTANZA R. 2001. Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. – Annual Review of Ecology and Systematics 32: 127-157.
- PIGNATTI S. 1976. Geobotanica. – In: Cappelletti C. (Ed). Trattato di botanica. – UTET, Torino.
- PISARSKI B, CZECHOWSKI W. 1978. Influence de la pression urbaine sur la myrmecofaune. – Memorabilia Zool 29:109–128.
- PORTER S.D. & SAVIGNANO D.A. 1990. Invasion of polygyne fire ants decimates native ants and disrupts arthropod community. – Ecology 71: 2095-2106.
- PORTER S.D., VANDER MEER R.K., PESQUERO M.A., CAMPIOLO S., FOWLER H.G. 1995. *Solenopsis* (Hymenoptera: Formicidae) fire ant reactions to attacks of Pseudacteon flies (Diptera: Phoridae) in southeastern Brazil. – Annals of the Entomological Society of America 88: 570-575.
- PRESTON C.D. 2000. Engulfed by suburbia or destroyed by the plough: the ecology of extinction in Middlesex and Cambridgeshire. – Watsonia 23: 59-81.
- PUNTTILA P., HAILA Y., PAJUNEN T. & TUKIA H. 1991. Colonisation of clearcut forests by ants in the southern Finnish taiga: a quantitative survey. – Oikos 61: 250-262.
- PUTMAN R.J. 1994. Community ecology. – Kluwer, Dordrecht, 178 pp.

- PYSEK P. 1998. Alien and native species in central European urban floras: a quantitative comparison. – *Journal of Biogeography* 25: 155-163.
- R Development Core Team 2008. R: A language and environment for statistical computing. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- RAINIO J. & NIEMELA J. 2003. Ground beetles as bioindicators. – *Biodiversity and Conservation* 12: 487-506.
- RAO A. & WINSON S.B. 2004. Ability of resident ants to destruct small colonies of *Solenopsis invicta* (Hymenoptera: Formicidae). – *Environmental Entomology* 33: 587-598.
- REGATO P. & SALMAN R. 2008. Mediterranean mountains in a changing world. Guidelines for developing action plans. – IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, Malaga, 102 pp.
- REMONTI L., BALESTRIERI A., PRIGIONI C. 2007. Role of fruits in the diet of small mustelids (*Mustela* sp.) from the Western Italian Alps. – *European Journal of Wildlife Research* 53: 35-39.
- RETANA J. & CERDÁ X. 2000. Patterns of diversity and composition of Mediterranean ground ant communities tracking spatial and temporal variability in the thermal environment. – *Oecologia* 123: 436-444.
- RIGATO F. & SCIAKY R. 1991. The myrmecofauna of the Gesso Valley (Maritime Alps). – *Ethology, Ecology and Evolution* 1: 87-89.
- RIVOSECCHI L. & STELLA E. 1983. Contributo alla conoscenza dei Tabanidi della Tenuta di Castelporziano. *Atti XII Congresso Italiano di Entomologia, Roma (1980)*, 2: 401-410.
- ROOM P.M. 1971. The relative distributions of ant species in Ghana's cocoa farms. – *Journal of Animal Ecology* 40: 735-751.
- ROSENZWEIG M.L. 1992. Species diversity gradients: we know more and less than we thought. – *Journal of Mammalogy* 73: 715-730.
- ROSTÁS M. & TAUTZ J. 2011. Ants as pollinators of plants and the role of floral scents. – In: DUBINSKY Z. & SECKBACH J. (Eds.). *All flesh is grass: plant-animal interrelationships*. – Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 149-161.
- ROURA-PASCUAL N. 2004. Geographic potential of Argentine ants (Mayr) in the face of global climate change. – *Proceedings of the Royal Society of London B* 571: 2527-2534.
- ROWLES A.D. & O'DOWD D.J. 2007. Interference competition by Argentine ant displaces native ants: implication for biotic resistance to invasion. – *Biological Invasions* 9:73-85.
- SAARINEN E.V. & DANIELS J.C. 2006. Miami blue butterfly larvae (Lepidoptera: Lycaenidae) and ants (Hymenoptera: Formicidae): new information on the symbionts of an endangered taxon. – *Florida Entomologist* 89: 69-74.
- SAMWAYS M.J. 1990. Ant assemblage structure and ecological management in citrus and subtropical fruit orchards in southern Africa. – In: VAN DER MEER R.K., JAFFE K., CEDANO. *Applied Myrmecology*. – Westview Press, Colorado, pp. 570-587.
- SANDERS N.J. 2002. Elevational gradients in ant species richness: area, geometry, and Rapoport's rule. – *Ecography* 25: 25-31.
- SANDERS N.J. & GORDON D.M. 2003. Resource-dependent interactions and the organization of desert ant communities. – *Ecology* 84: 1024-1031.
- SANDERS N.J., BARTON K.E., GORDON D.M. 2001. Long-term dynamics of the distribution of the invasive Argentine ant, *Linepithema humile*, and native ant taxa in northern California. – *Oecologia* 127:123-130.

- SANDERS N.J., GOTELLI N., WITTMAN S.E., RATCHFORD J.S., ELLISON A.M., JULES E.S. 2007. Assembly rules of ground-foraging ant assemblages are contingent on disturbance, habitat, and spatial scale. – *Journal of Biogeography* 34: 1632-1641.
- SANDERS N.J., LESSARD J-P, FITZPATRICK M.C., DUNN R.R. 2007. Temperature, but not productivity or geometry, predicts elevational diversity gradients in ants across spatial grains. – *Global Ecology and Biogeography* 16: 640-649.
- SANTINI G., TUCCI L., OTTONETTI L. & FRIZZI F. 2007. Competition trade-offs in the organisation of a Mediterranean ant assemblage. – *Ecological Entomology* 32: 319-326.
- SARTY M, ABBOTT KL, LESTER P 2006. Habitat complexity facilitates coexistence in a tropical ant community. – *Oecologia* 149: 465-473.
- SARTY M., ABBOTT K.L., LESTER P.J. 2007. Community level impacts of an ant invader and food mediated coexistence. – *Insectes Sociaux* 54: 166-173.
- SAVAGE A.M., HACKETT B., GUÉNARD B., YOUNGSTEADT E.K., DUNN R.R. 2014 – Fine-scale heterogeneity across Manhattan's urban habitat mosaic is associated with variation in ant composition and richness. – *Insect Conservation and Diversity*. doi: 10.1111/icad.12098.
- SAVI I. & CECI F. 2011. Piano Strutturale Comunale. – <http://www.pianificazioneterritoriale.comune.parma.it>. Scaricato nel mese di maggio 2012.
- SAVOLAINEN R. 1991. Interference by wood ant influences size selection and retrieval rate of prey by *Formica fusca*. – *Behavioral Ecology and Sociobiology* 28: 1-7.
- SAVOLAINEN R. & VEPSÄLÄINEN K. 1988. A competition hierarchy among boreal ants: impact on resource partitioning and community structure. – *Oikos* 51: 135-155.
- SAVOLAINEN R. & VEPSÄLÄINEN K. 1989. Niche differentiation of ant species within territories of the wood ant *Formica polyctena*. – *Oikos* 56: 3-16.
- SAVOLAINEN R. & WUORENRINNE H. 1989. Ant assemblages in the taiga biome – testing the role of territorial wood ants. – *Oecologia* 81: 481-486.
- SAVOLAINEN R., VEPSÄLÄINEN K., WUORENRINNE H. 1989. Ant assemblages in the taiga biome: testing the role of territorial wood ants. – *Oecologia* 81: 481-486.
- SCHLICK-STEINER B.C., STEINER F.M., MODER K., SEIFERT B., SANETRA M., DYRESON E., STAUFFER C., CHRISTIAN E. 2006. A multidisciplinary approach reveals cryptic diversity in Western Palearctic *Tetramorium* ants (Hymenoptera: Formicidae). – *Mol. Phylogenet. Evol.* 40: 259–273.
- SCHLICK-STEINER B.C. STEINER, F.M., STEINER H.M. 2005. Effect of extensification of coppice management on Central European ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae). – *Entomologia Generalis* 28: 23-37.
- SCHOENER T.W. 1983. Field experiments on interspecific competition. – *The American Naturalist* 122: 240-285.
- SEIFERT B. 1996. Ameisen: beobachten, bestimmen. – NaturbuchVerlag, Augsburg.
- SFENTHOURAKIS S., ANASTASIOU V., STRUTENSCHI T. 2005. Altitudinal terrestrial isopod diversity. – *European Journal of Soil Biology* 41: 91-98.
- SHU-LI HUANG, CHIA-TSUNG YEH, LI-FANG CHANG 2010. The transition to an urbanizing world and the demand for natural resources. – *Current opinion in environmental sustainability* 2: 1-8.
- SIMBERLOFF D. & WILSON E.O. 1969. Experimental zoogeography of islands - Colonization of empty islands. – *Ecology* 50: 278-296.

- SKALSKI T., KEDZIOR R., MACIEJOWSKI W., KACPRZAK A. 2011. Soil and habitat preferences of ground beetles in natural mountain landscape. *Baltic Journal of Coleopterology* 11: 105-115.
- SLEIGH C. 2004. *Ant*. 1st edition. – University of Chicago Press, Chicago, 216 pp.
- SMITH R.L. & SMITH T.M. 2007. *Elementi di ecologia*. – Pearson Paravia Bruno Mondadori S.p.A., Milano, 690 pp.
- SOUTHWOOD T.R.E. & HENDERSON P.A. 2000. *Ecological Methods*. – Blackwell Science, Oxford, UK.
- SPEHN E.M. 2002. Biodiversity and functioning of selected terrestrial ecosystems: alpine and arctic ecosystems. – In BARTHLOTT W., LINSSENMAIR K.E., POREMBSKI S. *Biodiversity: structure and function*. – Encyclopedia of Life Support Systems, Vol. 1, 277 pp.
- SPOTTI F.A., CASTRACANI C., GRASSO D.A., FANFANI A., MORI A. 2010. The community structure temporal development of Castelporziano ant fauna. – *Redia* XCIII: 89-93.
- SPOTTI F.A., CASTRACANI C., GRASSO D.A., MORI A. 2012. “The Italian School of Ants”. – *Atti V Congresso EuroIUSI*, Montecatini.
- SPOTTI F.A., CASTRACANI C., GRASSO D.A., MORI A. 2014. Daily activity patterns and food preferences in an alpine ant community. – *Ethology, Ecology and Evolution*. Published on line at <http://dx.doi.org/10.1080/03949370.2014.947634>.
- SRIVASTAVA S.K., BABU N., PANDEY H. 2009. Traditional insect bioprospecting – As human food and medicine. – *Indian Journal of Traditional Knowledge* 8: 485-494.
- STEINER F.M., MODER K., STAUFFER C., ARTHOFER W., BUSCHINGER A., ESPADALER X., CHRISTIAN E., EINFINGER K., LORBEER E., SCHAFELLNER C., AYASSE M., CROZIER R.H. 2007. Abandoning aggression but maintaining self-nonsel discrimination as a first stage in ant supercolony formation. – *Current Biology* 17: 1903-1907.
- STEINER F.M., SCHLICK-STEINER B.C., TRAGER J.C., MODER K., SANETRA M., CHRISTIAN E., STAUFFER C. 2006. *Tetramorium tsushimae*, a new invasive ant in North America. – *Biol. Invasions* 8: 117-123.
- STRINGER L.D., HAYWOOD J., LESTER P.J. 2007. The influence of temperature and fine-scale resource distribution on resource sharing and domination in an ant community. – *Ecological Entomology* 32: 732-740.
- STUBLE K.L., KIRKMAN L.K., CARROLL C.R. 2009. Patterns of abundance of fire ants and native ants in a native ecosystem. – *Ecological Entomology* 34: 520-526.
- STUBLE K.L., RODRIGUEZ-CABAL M.A., MCCORMICK G.L., JURIC I., DUNN R.R., SANDERS N.J. 2013. Tradeoffs, competition, and coexistence in eastern deciduous forest ant communities. – *Oecologia* 171: 981-992.
- SUAREZ A.V., HOLWAY D.A., CASE T.J. 2001. Patterns of spread in biological invasions dominated by long-distance jump dispersal: insights from Argentine ants. – *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 98: 1095-1100.
- SUAREZ A.V., HOLWAY D.A., WARD P.S. 2005. The role of opportunity in the unintentional introduction of invasive ants. – *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 102: 17032-17035.
- SUAREZ A.V., MCGLYNN T.P., TSUTSUI N.D. 2010. Biogeographic and taxonomic patterns of introduced ants. – In: LACH L., PARR C.L., ABBOTT K.L. *Ant Ecology*. – Oxford University Press, Oxford, pp. 233-244.

- SUAREZ A.V., YEH P., CASE T.J. 2005. Impacts of Argentine ants on avian nesting success. – *Insectes Sociaux* 52: 378-382.
- SUKOPP H. & WURZEL A. 2003. The effects of climate change on the vegetation of central European cities. – *Urban Habitats* 1: 65-86.
- THEURILLAT J.P. 1995. Climate change and the alpine flora: some perspectives. – In GUISAN A., HOLTEN J.I., SPICHIGER R., TESSIER L. Potential ecological impacts of climate change in the Alps and Fennoscandian mountains. – *Annuaire du Conservatoire et du Jardin Botaniques de Genève*.
- THEURILLAT J.P. & GUISAN A. 2001. Potential impact of climate change on vegetation in European Alps: a review. – *Climatic Change* 50: 77-109.
- THIELE H.U. 1977. Carabid beetles in their environments. – Springer, Heidelberg, 369 pp.
- TILMAN D. 1982. Resource competition and community structure. – Princeton Univ Press. Princeton.
- TINELLI A. & TINELLI P. 1986. La Lontra nella Tenuta Presidenziale di Castelporziano – In: La Lontra in Italia. Censimento, distribuzione e problemi di conservazione di una specie minacciata. - CASSOLA F. (ed.) – WWF Italia, Serie Atti e Studi, 5, 135 pp.
- TODD B.D., ROTHERMEL B.B., REED R.N., LUHRING T.M., SCHLATTER K., TRENKAMP L. & GIBBONS J.W. 2008. Habitat alteration increases invasive fire ant abundance to the detriment of amphibians and reptiles. – *Biological Invasions* 10: 539-546.
- TOUYAMA Y., IHARA Y., ITO F. 2008. Argentine ant infestation affects the abundance of the native myrmecophagic jumping spider *Siler cupreus* Simon in Japan. – *Insectes Sociaux* 55: 144-146.
- TREMPER B.S. 1976. Distribution of the Argentine ant, *Iridomyrmex humilis* Mayr, in relation to certain native ants of California: ecological, physiological and behavioural aspects. – Doctoral dissertation, University of California, Berkeley.
- TSUTSUI N.D., SUAREZ A.V., GROSBURG R.K., HOLWAY D.A., CASE T.J. 2000. Reduced genetic variation and the success of an invasive species. – *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 97: 5948-5953.
- TSUTSUI N.D., SUAREZ A.V., HOLWAY D.A., CASE T.J. 2001. Relationships among native and introduced populations of the Argentine ant (*Linepithema humile*) and the source of introduced populations. – *Molecular Ecology* 10: 2151-2161.
- UNDERWOOD E.C. & FISHER B.L. 2006. The role of ants in conservation monitoring: if, when, and how. – *Biological Conservation* 132: 166-182.
- UNITED NATIONS 2007. World urbanization prospects: the 2007 revision. – <http://www.un.org/esa/population/publications/wup2007/2007wup.htm>. Scaricato nel mese di aprile 2014.
- UNITED NATIONS 2011. World urbanization prospects: the 2011 revision. – <http://www.un.org/esa/population/publications/wup2011/2011wup.htm>. Scaricato nel mese di aprile 2014.
- UNITED NATIONS 2014. World urbanization prospects: the 2014 revision. – <http://esa.un.org/unpd/wup/Highlights/WUP2014-Highlights.pdf>. Scaricato nel mese di dicembre 2014.
- UTZERI C., FALCHETTI E., CONSIGLIO C. 1977. Lista degli Odonati della Tenuta Presidenziale di Castelporziano (Roma). – *Fragmenta entomologica* 13: 9-70.
- VALE T.R. & VALE G.R. 1976. Suburban bird populations in west-central California. – *Journal of Biogeography* 3: 157-165.

- VAN OUDENHOVE L., BILLOIR E., BOULAY R., BERNSTEIN C., CERDÁ X. 2011: Temperature limits trail following behaviour through pheromone decay in ants. – *Naturwissenschaften* 98: 1009-1017.
- VAN OUDENHOVE L., BOULAY R., LENOIR A., BERNSTEIN C., CERDÁ X. 2012: Substrate temperature constrains recruitment and trail following behavior in ants. – *Journal of Chemical Ecology* 38: 802-809.
- VEPSÄLÄINEN K. & PISARSKI B. 1982. Assembly of island ant communities. – *Annales Zoologici Fennici* 19: 327-335.
- VEPSÄLÄINEN K. & SAVOLAINEN R. 1990. The effect of interference by formicine ants on the foraging of *Myrmica*. – *Journal of Animal Ecology* 59:643–654.
- VERANI A. 2012. Analisi della struttura di comunità della mirmecofauna del Parco Nazionale del Gran Paradiso. Tesi di Laurea Triennale in Biologia ecologica. Università degli Studi di Parma.
- VON HUMBOLDT A. 1808. *Ansichten der natur mit wissenschaftlichen Erläuterungen*. – J.G. Cotta, Tübingen, Germany.
- WAGNER D. & JONES J.B. 2006. The impact of harvester ants on decomposition, N mineralization, litter quality, and the availability of N to plants in the Mojave Desert. – *Soil Biology & Biochemistry* 38: 2593-2601.
- WALLACE A.R. 1878. *Tropical nature and other essays*. – MacMillan, London, 380 pp.
- WALTERS A.C. & MACKAY D.A. 2003. An experimental study of the relative humidity preference and survival of the Argentine ant, *Linepithema humile* (Hymenoptera, Formicidae): comparisons with a native *Iridomyrmex* species in South Australia. – *Insectes Sociaux* 50: 355-360.
- WANG C.L., STRAZANAC J., BUTLER L. 2001. A comparison of pitfall traps with bait traps for studying leaf litter ant communities. – *Journal of Economic Entomology* 94: 761-765.
- WARD D.F. 2010. Taxonomy, phylogenetics, and evolution. – In: LACH L., PARR C.L., ABBOTT K.L. *Ant Ecology*. – Oxford University Press, Oxford, pp. 402.
- WARD D.F. & BEGGS J. 2007. Coexistence, habit patterns and the assembly of ant communities in the Yasawa islands, Fiji. – *Acta Oecologica* 32: 215-223.
- WARD D.F. & WETTERER J.K. 2006. Checklist of the ants of Fiji (Hymenoptera: Formicidae). – *British Museum Occasional Papers, Fiji Arthropods III* 85: 23-47.
- WAY M.J. & KHOO K.C. 1992. Role of ants in pest-management. – *Annual Review of Entomology* 37: 479-503.
- WEBER N. 1943. The ants of the Imatong Mountains, Anglo-Egyptian Sudan. – *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology* 93: 261-354.
- WERNERN E.E. 1976. Species interactions in freshwater fish communities. – In DIAMOND J. & CASE T. J. editors. *Community ecology*. – Harper and Row, New York, USA, pp. 344–357.
- WESTOBY M., FRENCH K., HUGHES L., RICE B., RODGERSON L. 1991. Why do more plant species use ants for dispersal on infertile compared with fertile soils. – *Australian Journal of Ecology* 16: 445–455.
- WETTERER J.K. 2002. Ants of Tonga. – *Pacific Science* 56: 125-135.
- WETTERER J.K. & WETTERER A.L. 2006. A disjunct Argentine ant metacolonies in Macaronesia and southwestern Europe. – *Biological Invasions* 8: 1123-1129.
- WIESCHER P.T., PEARCE-DUVET J.M.C., FEENER D.H. Jr. 2012. Assembling an ant community: species functional traits reflect environmental filtering. – *Oecologia* 169: 1063-1074.

- WILLIG M.R. & LYONS S.K. 1998. An analytical model of latitudinal gradients of species richness with an empirical test for marsupials and bats in the New World. – *Oikos* 81: 93-98.
- WILLIG M.R., KAUFMAN D.M., STEVENS R.D. 2003. Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale and synthesis. – *Annual Reviews of Ecology Evolution and Systematics* 34: 273-309.
- WILSON E.O. 1971. *The Insect Societies*. – The Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, MA.
- WILSON E.O. 1987. The little things that run the world (The importance and conservation of invertebrates). – *Conservation Biology* 1: 344-346.
- WILSON E.O. 1990. Success and dominance in ecosystems: the case of the social insects. – *Series Excellence in Ecology* 2, Ecology Institute, Oldendorf / Luhe, 104 pp.
- WILSON E.O. 2005. Early ant plagues in the New World. – *Nature* 433: 32.
- WITT A.B.R. & GILMOR J.H. 1999. Soil-surface temperatures at which six species of ants (Hymenoptera: Formicidae) are active. – *African Entomology* 7: 161-164.
- WITTMAN S.E., SANDERS N.J., ELLISON A.M., JULES E.S., RATCHFORD J.S., GOTELLI N.J. 2010. Species interactions and thermal constraints on ant community structure. – *Oikos* 119: 551-559.
- WRI 2005. *Millennium ecosystem assessment, ecosystems and human wellbeing: a framework for assessment*. 1st edition. – Island Press, Washington D.C., 160 pp.
- WWF 2012. *Living the planet report 2012*. – http://d2ouvy59p0dg6k.cloudfront.net/downloads/lpr_2012_summary_booklet_final.pdf. Scaricato nel mese di aprile 2013.
- ZAPPAROLI M. 1997. Urban development and insect biodiversity of the Rome area, Italy. – *Landsc. Urban Planning* 38: 77-86.
- ZEE J. & HOLWAY D. 2006. Nest raiding by the invasive Argentine ant on colonies of the harvester ant, *Pogonomyrmex subnitidus*. – *Insectes Sociaux* 53: 161-167.
- ZEMP M., PAUL F., HOELZLE M., HAEBERLI W. 2007. Glacier fluctuations in the European Alps, 1850–2000: an overview and spatio-temporal analysis of available data. – In: ORLOVE B., WIEGANDT E., LUCKMAN B. *The darkening peaks: glacial retreat in scientific and social context*. – University of California Press, pp. 152-167.
- ZIMMERMAN S. 1934. Beitrag zur Kenntnis der Ameisenfauna Suddalmatiens. – *Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft* 84: 1-65.

