



UNIVERSITÀ  
DI PAVIA

Dipartimento di Scienze della Terra e dell'Ambiente  
Direttore: Prof. S. Seno

Corso di Laurea Magistrale in  
Conservazione della Biodiversità, Didattica e  
Comunicazione Scientifica

**Studio delle comunità di invertebrati associati agli  
alberi urbani in siti a differente gestione  
arboricolturale**

Relatrice: Dott.ssa Elisa Cardarelli

Correlatrice: Dott.ssa Claudia Canedoli

Tesi di Laurea Magistrale in  
Conservazione della Biodiversità,  
Didattica e Comunicazione Scientifica di  
ALICE PALMIOTTO  
matr. 537866

Anno Accademico 2024/2025

# SOMMARIO

---

<b>Riassunto - Summary</b> .....	<b>3</b>
<b>1 Introduzione</b> .....	<b>7</b>
1.1 Biodiversità associata agli alberi .....	7
1.1.1 Biodiversità: un concetto che si articola su più livelli .....	7
1.1.2 Gli invertebrati degli ecosistemi forestali .....	8
1. Funzioni ecologiche.....	9
2. Gruppi tassonomici .....	10
3. Gruppi trofici .....	12
1.1.3 Gli alberi-habitat: strutture chiave per la conservazione della biodiversità .....	14
1.1.4 Tipologie di dendromicrohabitat e biodiversità associata .....	17
1.1.5 L'importanza del legno morto per la biodiversità .....	21
1.2 La biodiversità in ambiente urbano .....	24
1.2.1 Servizi e disservizi ecosistemici legati alla presenza degli alberi in ambiente urbano .....	26
1.2.2 Criticità urbane causate dagli alberi.....	29
1.3 Effetti della gestione del patrimonio arboreo sulla biodiversità.....	31
1.3.1 Piano di gestione arboreo.....	31
1.3.2 Valutazione del valore ecologico .....	33
1.3.3 Pratiche di gestione arborea conservativa in ambito urbano .....	33
1.4 Il progetto "Habitat trees: home for biodiversity" .....	35
<b>2 Scopo della ricerca</b> .....	<b>37</b>
<b>3 Materiali e metodi</b> .....	<b>38</b>
3.1 Area studio e tipologie gestionali .....	38
3.1.1 Parco Nord Milano.....	38
3.1.2 Le aree sperimentali a differente gestione arboricoltura .....	38
• Gestione tradizionale .....	40
• Gestione conservativa .....	40
3.2 Monitoraggio della biodiversità.....	46
3.2.1 Cronoprogramma dei rilievi.....	46
3.2.2 Tecniche di raccolta .....	47
3.2.3 Rilievi per la creazione di una <i>baseline</i> (anno 2024) .....	49
3.2.4 Rilievo post-gestione (anno 2025) .....	50
3.3 Analisi di laboratorio .....	54
3.4 Analisi statistiche .....	55
<b>4 Risultati</b> .....	<b>57</b>
4.1 Baseline - anno 2024.....	57

4.1.1	Descrizione generale .....	57
4.1.2	Specie arborea.....	58
4.1.3	Tipologia di trappola .....	58
4.1.4	Posizione della trappola.....	60
	Distribuzione nello strato erbaceo.....	62
4.2	Primo anno di gestione - anno 2025 .....	64
4.2.1	Descrizione generale a livello di ordini.....	64
4.2.2	Composizione delle comunità a livello di ordini nelle diverse tipologie di trappole .....	65
	• Window traps .....	65
	• Sfalci .....	66
	• Cataste .....	68
4.2.3	Descrizione generale a livello di famiglie di coleotteri .....	69
4.2.4	Effetto della specie arborea e del modello gestionale .....	72
4.2.5	Effetto della specie arborea e dell'habitat (strato erbaceo vs cataste) nei plot a gestione conservativa.....	77
<b>5</b>	<b>Discussione .....</b>	<b>82</b>
5.1	Baseline - Anno 2024.....	83
5.1.1	Comunità intercettate dai diversi metodi di campionamento.....	83
5.1.2	Comunità associate ai diversi strati del bosco .....	85
5.2	Primo anno di gestione - Anno 2025 .....	88
5.2.1	Effetto della specie arborea e del modello gestionale .....	89
5.2.2	Effetto della specie arborea e dell'habitat (strato erbaceo vs cataste) nei plot a gestione conservativa.....	91
<b>6</b>	<b>Conclusioni.....</b>	<b>93</b>
<b>7</b>	<b>Bibliografia.....</b>	<b>96</b>
<b>8</b>	<b>Sitografia .....</b>	<b>110</b>
<b>9</b>	<b>Ringraziamenti .....</b>	<b>111</b>

## RIASSUNTO - SUMMARY

---

Gli alberi, soprattutto quelli di grandi dimensioni noti come *alberi habitat*, presenti nelle città sono elementi di grande valore ecologico in quanto fungono da habitat per moltissime specie e sostengono il funzionamento dei servizi ecosistemici urbani. Nonostante la loro importanza, gli alberi possono essere oggetto di situazioni conflittuali che portano alla loro rimozione o a pratiche di manutenzione che li danneggiano e ne aumentano la pericolosità. Si presenta la necessità di comprendere quali pratiche di gestione arborea permettano di mantenere gli alberi urbani in condizioni di sicurezza, preservandone allo stesso tempo la biodiversità associata.

Il lavoro di tesi presentato in questo elaborato è inserito all'interno del progetto "*Habitat trees: home for biodiversity*" che ha come obiettivo lo studio delle comunità biologiche associate agli alberi habitat. Lo scopo della tesi è stato quello di studiare l'entomofauna associata agli alberi habitat presenti in contesti urbani, nello specifico a Parco Nord Milano, valutando gli effetti di diverse tecniche di gestione arboricoltura.

Lo studio è stato svolto nella zona del Parco ricadente nel comune di Bruzzano, nella quale sono state individuate quattro aree costituite da alberi coetanei, soggetti da sempre alla stessa gestione tradizionale, appartenenti a popolamenti monospecifici di *Quercus rubra* (n = 2) e *Platanus occidentalis* (n = 2). Il lavoro svolto si è articolato in due anni.

Durante l'estate 2024 è stato svolto il campionamento della biodiversità presente al fine di fotografarne lo *status* iniziale, prima dell'inizio degli interventi gestionali differenziali. I rilievi sono stati impostati in modo che interessassero tutto lo sviluppo verticale della pianta, lo strato erbaceo sottostante e il suolo. I rilievi dell'entomofauna si sono avvalsi di differenti tecniche di trappolaggio, specifiche per i diversi gruppi oggetto di studio: trappole a caduta, sfalci entomologici, trappole a finestra, bottiglie attrattive e ombrelli entomologici. Le trappole sono state installate a diverse altezze, grazie all'ausilio di operatori *tree-climbers*, e lasciate in sede tre settimane per intercettare gli organismi secondo le rispettive esigenze ecologiche. Dopo averle ritirate, il contenuto di ogni trappola è stato conservato in alcool (70°) e gli individui sono stati quantificati e identificati a livello di ordine in laboratorio.

Gli interventi di gestione differenziale sono iniziati dopo i rilievi, in autunno 2024, e sono stati così articolati: due aree, una di platano e un'altra di quercia rossa, sono state gestite tradizionalmente mentre nelle rimanenti due aree è stata adottata una gestione di tipo

conservativo. Secondo l'arboricoltura tradizionale, gli alberi vengono potati intensivamente, lo strato erbaceo viene sfalciato e la lettiera rimossa. I metodi gestionali conservativi, invece, prevedono di potare solo nei casi necessari alla sicurezza e stabilità dell'albero, di mantenere il legno morto in quota e a terra tramite la creazione di cataste, la preservazione della lettiera e dello strato erbaceo.

Nel corso dell'estate 2025 sono stati effettuati i primi campionamenti volti a misurare gli effetti delle differenti gestioni, focalizzandosi sulle comunità di invertebrati legati al suolo in quanto strato ecologico interessato dalla maggior parte delle azioni gestionali. Il campionamento ha previsto l'utilizzo di trappole a caduta per tutto il periodo estivo (giugno-settembre 2025), mentre solo un piccolo numero di rilievi è stato realizzato anche con le altre tecniche di trappolaggio (trappole a finestra e sfalci entomologici). Il contenuto delle trappole è stato trattato e smistato come per l'anno precedente. Inoltre, durante la stesura dell'elaborato è stato possibile disporre dell'identificazione in famiglie dei coleotteri rilevati nel 2025.

I dati raccolti nei due anni sono stati analizzati separatamente. Per il 2024, avvalendosi di modelli *dbRDA* (*distance-based Redundancy Analysis*), sono state confrontate le comunità sulle specie arboree, nelle diverse porzioni della pianta, in diverse zone dello strato erbaceo e quelle associate ai differenti metodi di campionamento. Dai dati analizzati è emerso che le comunità sono composte diversamente nei vari strati ecologici e che metodi di campionamento diversi intercettano comunità di organismi differenti, evidenziando l'importanza di campionare con tecniche complementari tra loro.

Per quanto riguarda il 2025, tramite modelli lineari misti (*Linear Mixed Effects Models - LME*), sono state confrontate le abbondanze e le ricchezze dei diversi ordini di artropodi e famiglie di coleotteri campionati nelle due tipologie gestionali oltre che, per i soli plot conservativi, tra cataste e strato erbaceo. Dai risultati è emerso che la specie arborea è un fattore discriminante nel regolare la risposta alle differenti tecniche gestionali, le quali necessitano di essere testate in relazione alle diverse condizioni ambientali del sito di interesse.

I dati raccolti finora costituiscono il punto di partenza del progetto in atto a Parco Nord Milano, il cui cronoprogramma prevede rilievi in tutti gli strati del bosco urbano ogni due anni, al fine di individuare al meglio gli effetti delle gestioni differenziali sulla biodiversità che richiedono un tempo intrinseco per potersi manifestare e apprezzare.

## Summary

Trees in cities, particularly large ones known as habitat trees, have great ecological value as they provide habitats for a vast number of species and support the functioning of urban ecosystem services. Despite their importance, trees can be caught up in conflicting situations that lead to their removal or to maintenance practices that damage them and increase the risks they pose. There is a need to understand which tree management practices enable urban trees to be maintained in a safe condition, whilst at the same time preserving their associated biodiversity.

The thesis presented in this paper takes part in the “*Habitat trees: home for biodiversity*” project, which aims to study the biological communities associated with habitat trees. The aim of the thesis was to study the insect fauna associated with habitat trees in urban settings, specifically in Parco Nord Milano, and to assess the effects of various tree management techniques.

The study was carried out in the part of the Park located within the municipality of Bruzzano, where four areas were identified consisting of trees of the same age, which have always been managed in the same traditional manner, belonging to monospecific stands of *Quercus rubra* (n = 2) and *Platanus occidentalis* (n = 2). The work was carried out over a period of two years.

During the summer of 2024, biodiversity sampling was carried out to establish a baseline, before the start of the management measures. The surveys were designed to cover the entire vertical extent of the plant, the underlying herbaceous layer and the soil. Surveys of the entomofauna utilised various trapping techniques, specific to the different groups under study: pitfall traps, entomological mowing, window traps, attractant bottles and entomological umbrellas. The traps were installed at various heights, with the assistance of tree-climbing operators, and left in place for three weeks to capture organisms according to their respective ecological requirements. After retrieval, the contents of each trap were preserved in alcohol (70°), and the individuals were counted and identified to order level in the laboratory.

Differential management measures began, following the surveys in autumn 2024, and were organised as follows: two areas, one with plane trees and the other with red oaks, were managed using traditional methods, whilst a conservation-oriented approach was adopted in the remaining two areas. Under traditional arboriculture, trees are pruned intensively, the herbaceous layer is mown and the litter removed. Conservative management methods, on the

other hand, involve pruning only where necessary for the safety and stability of the tree, leaving dead wood *in situ* and on the ground by creating piles, and preserving the litter and herbaceous layer.

During the summer of 2025, the first sampling was carried out to assess the effects of different management approaches, focusing on soil-dwelling invertebrate communities, as soil was the ecological layer most affected by the majority of management actions. The sampling involved the use of pitfall traps throughout the summer period (June–September 2025), whilst only a small number of surveys were also carried out using other trapping techniques (window traps and entomological mowing). The contents of the traps were processed and sorted in the same way as in the previous year. Furthermore, during the drafting of this report, it was possible to identify the beetles recorded in 2025 to family level.

The data collected over the two years were analysed separately. For 2024, using dbRDA (*distance-based Redundancy Analysis*) models, comparisons were made between tree species communities in different parts of the plant, in various zones of the herbaceous layer, and those associated with different sampling methods. The analysed data revealed that communities are composed differently across the various ecological layers and that different sampling methods capture different communities of organisms, highlighting the importance of complementary sampling methods.

Regarding 2025, linear mixed-effects models (*LMEs*) were used to compare the abundance and diversity of the various orders of arthropods and families of beetles sampled across the two management types, as well as – for the conservation plots only – between the litter layer and the herbaceous layer. The results showed that tree species is a key factor in determining the response to different management techniques, which need to be tested in relation to the varying environmental conditions of the site in question.

So far, the data collected form the starting point for the project currently underway at Parco Nord Milano, whose schedule includes surveys throughout all layers of the urban forest every two years, in order to best identify the effects of differential management on biodiversity, which require time to manifest and to be fully appreciated.

# 1 INTRODUZIONE

---

## 1.1 BIODIVERSITÀ ASSOCIATA AGLI ALBERI

### 1.1.1 Biodiversità: un concetto che si articola su più livelli

Il termine biodiversità, contrazione di “diversità biologica” (*biological diversity*), fu usato per la prima volta da Lovejoy nel 1980 (Lovejoy, 1997) e ripreso otto anni dopo dall’entomologo americano Edward O. Wilson, per poi diventare una parola chiave in diversi ambiti dalla ricerca alla politica. La parola “biodiversità” è stata ampiamente descritta nel corso degli anni con diverse definizioni, più o meno complesse e articolate. Di seguito è riportata la definizione data dalla convenzione ONU sulla diversità biologica (CBD), firmata a Rio de Janeiro nel 1992, che ha descritto la biodiversità come “la variabilità degli organismi viventi di ogni origine, inclusi, tra l’altro, gli ecosistemi terrestri, marini e gli altri ecosistemi acquatici e i complessi ecologici dei quali fanno parte; essa comprende la diversità all’interno di ogni specie, tra le specie e degli ecosistemi” (Convention on Biological Diversity, 1993). Da questa definizione si evince che la diversità della vita sulla Terra è un concetto ampio che può essere articolato e descritto su più livelli.

- **Diversità genetica**

Include la totalità del patrimonio genetico di una specie, comprendendo anche la variabilità che esiste tra popolazioni diverse di individui appartenenti alla stessa specie (Verma, 2016). Infatti, la diversità genetica permette alle popolazioni di potersi adattare alle diverse condizioni ambientali ed è quindi fondamentale l’esistenza di queste popolazioni distinte per poter mantenere la variabilità genetica di una specie.

- **Diversità specifica**

Si riferisce alla diversità delle specie presenti in un determinato territorio o all’interno di una comunità. Ancora oggi il numero delle specie presenti sul pianeta rimane approssimativo, con studi le cui stime variano dai 2 milioni (Costello et al., 2012) ai 3 trilioni (Locey & Lennon, 2016). Lo studio accreditato, secondo il lavoro di Wiens (2023), condotto da Mora et al. (2011) ha stimato la presenza di 8.75 milioni di specie. Di tutta questa potenziale biodiversità, ad oggi, la comunità scientifica è riuscita a descrivere e catalogare circa 2.5 milioni di specie vegetali e animali, che rappresentano solo una porzione esigua della varietà della vita sulla Terra. Il concetto di specie costituisce l’unità

base usata per la classificazione degli organismi ed è inoltre spesso impiegato per misurare la biodiversità, in termini di ricchezza specifica, nonostante non sia una misura sempre esaustiva. Infatti, secondo Swingland (2001) tra i limiti di questa misurazione vi è la difficoltà di poter distinguere tra specie molto simili con assoluta precisione, dato che a volte solo le analisi genetiche possono dare la certezza che un individuo appartenga ad una specie piuttosto che ad un'altra.

#### ▪ **Diversità ecosistemica**

Questa fa riferimento alla diversità degli ecosistemi come ad esempio le foreste, i deserti, gli ambienti alpini, gli agroecosistemi e così via. Il termine ecosistema fu utilizzato nel 1935 dall'ecologo e botanico Arthur George Tansley per indicare l'insieme degli esseri viventi e dell'ambiente fisico-chimico che li circonda e con il quale interagiscono, scambiando materia ed energia (Tansley, 1935). La diversità ecosistemica può essere interpretata a diversi livelli (Verma, 2016).

- Diversità alfa ( $\alpha$ -diversità): si riferisce al numero di specie presenti all'interno di un singolo ecosistema;
- Diversità beta ( $\beta$ -diversità), analizza la diversa composizione di specie tra due o più ecosistemi diversi;
- Diversità gamma ( $\gamma$ -diversità), indica la diversità complessiva ritrovabile in un'area geografica più ampia.

### **1.1.2 Gli invertebrati degli ecosistemi forestali**

Di tutta la biodiversità presente sul nostro pianeta, gli invertebrati ne rappresentano la maggior parte e tra questi gli artropodi risultano essere il phylum più vasto e ricco, all'interno del quale spicca il subphylum Hexapoda con la classe Insecta. Nel lavoro "*How Many Species of Insects and Other Terrestrial Arthropods Are There on Earth?*" di Stork (2017), l'autore ha provato a fornire una stima del numero di specie di insetti e altri artropodi terrestri presenti sulla Terra, calcolandone 7.0 milioni e 5.5 milioni rispettivamente. Gli insetti sono dotati di caratteristiche particolarmente vantaggiose (dimensioni ridotte, potenziale riproduttivo elevato e rapidi tempi di generazione) che hanno permesso loro di poter colonizzare la quasi totalità di tutti gli habitat terrestri, ad eccezione delle profondità dell'oceano, delle cime delle montagne più alte in assoluto e i ghiacciai (Wermelinger, 2021). Nel Catalogue of Life (Zhang, 2011) sono state stimate 1.013.825 specie di insetti conosciute e classificate ed è emerso che gli ordini predominanti, in termini di ricchezza specifica, sono coleotteri, lepidotteri, ditteri e imenotteri.

In Europa gli habitat forestali coprono il 40% della superficie, circa 180 milioni di ettari (EEA, 2016) e ospitano un'abbondante biodiversità, grazie alla varietà di microclimi e alla stratificazione verticale che offrono. Le piante, con le loro dimensioni, detengono certamente la maggior parte della biomassa mentre altri gruppi di organismi animali, meno rilevanti in termini di biomassa, detengono una maggiore diversità specifica. In Europa centrale i conteggi arrivano a 2.000 specie di piante vascolari, 2.000 muschi e licheni, da 3.000 a 4.000 funghi, 300/400 vertebrati e circa 30.000 specie di insetti (Wermelinger, 2021; Wermelinger et al. 2013). Nonostante la stabilità intrinseca di questi ecosistemi, la biodiversità presente all'interno di una foresta dipende ampiamente dall'integrità, dalla salute e dalla vitalità della foresta stessa (Cardinale et al., 2012) per cui è bene tenere a mente l'impatto che i fattori di disturbo, specialmente antropici, come la deforestazione o una silvicoltura produttiva, hanno sull'ecosistema e i suoi abitanti.

La presenza di un gran numero di specie di insetti è l'effetto di diversi fattori. Primo fra tutti, la composizione specifica delle piante presenti influenza il numero delle specie dato che le latifoglie, come querce e salici, generalmente ospitano più specie di insetti rispetto alle conifere (Dajoz, 1998). Anche il grado di radiazione solare è un fattore chiave per lo sviluppo degli insetti: sono favorevoli un microclima più caldo associato ad una vegetazione del sottobosco diversificata (Wermelinger, 2021). Infine, l'età dell'habitat può determinare la presenza di più o meno specie dato che habitat più longevi, duraturi nel tempo, hanno avuto modo di sviluppare una specifica entomofauna (Wermelinger, 2021).

### **1. Funzioni ecologiche**

Le funzioni ecologiche degli insetti forestali sono numerose e non categorizzano rigidamente gli organismi dato che una specie può cambiare il ruolo ecologico durante le fasi del suo sviluppo; ad esempio, le larve di lepidotteri sono erbivore mentre gli adulti sono impollinatori. La funzione che viene immediatamente attribuita agli insetti, anche dal grande pubblico, è quella di impollinazione di quelle piante, erbacee e arbusti per lo più, che dipendono dagli insetti pronubi per potersi propagare (Wermelinger, 2021). Oltre all'impollinazione, alcune specie di formiche disperdono i semi di specifiche piante nel fenomeno della mirmecocoria (Allison et al., 2023). Altre irrinunciabili funzioni svolte da questi organismi riguardano il mantenimento del bosco vitale tramite la colonizzazione e invasione degli alberi più deboli, in termini di salute, presenti nel bosco; gli esemplari erbivori accelerano il *turn-over* delle risorse e dei nutrienti della pianta tramite consumo delle foglie o della linfa; le specie saproxiliche

sono poi coinvolte nei processi di degradazione del legno morto mentre altre ancora contribuiscono alla degradazione delle carcasse animali e degli escrementi permettendo il riciclo dei nutrienti (Wermelinger, 2021; Allison et al., 2023). Alcune specie di emitteri ma anche di altri invertebrati come acari, miriapodi e collemboli sono responsabili della formazione e della fertilità del suolo (Allison et al., 2023). Infine, la dieta di numerosi invertebrati stessi o vertebrati (avifauna, chiroterri o altri insettivori) si basa sul consumo di insetti o altri artropodi, alcuni dei quali possono anche avere il ruolo di regolatori delle dinamiche di popolazioni di altre specie (Ollerton et al., 2011; Wermelinger, 2021, Allison et al., 2023).

## **2. Gruppi tassonomici**

In un habitat forestale è possibile imbattersi in diversi ordini di artropodi per i quali segue una breve descrizione.

- **Coleotteri:** rappresentano l'ordine maggiormente ricco di specie caratterizzate dalla presenza delle elitre, strutture sclerificate, che ricoprono le ali posteriori membranose. Le numerose famiglie di questo ordine possono differire molto dal punto di vista ecologico, nutrendosi e vivendo su substrati diversi come legno, anche in decomposizione, parti verdi delle piante, radici, muschi, funghi, licheni ma anche escrementi e carcasse (Wermelinger, 2021).
- **Imenotteri:** ordine rappresentato da molte specie, caratterizzate da un apparato boccale masticatore o a volte lambente, con ali di diversa dimensione o mancanti; talvolta è presente un pungiglione. Spesso sono predatori o fitofagi, mentre alcune specie hanno sviluppato strategie di parassitoidismo e altre ancora sono organizzate in strutture sociali (Wermelinger, 2021).
- **Ditteri:** numerose specie dotate di un paio di ali anteriori e ali posteriori modificate in bilancieri, strutture utili a stabilizzare il volo. L'apparato boccale è generalmente pungitore-succhiatore oppure lambitore-succhiatore. I ruoli ecologici in ambienti forestali spaziano da predatori o parassiti a impollinatori fino a decompositori della materia organica (Wermelinger, 2021).
- **Lepidotteri:** individui con corpo stretto e due paia di ali ricoperte da scaglie di chitina; spesso l'apparato boccale presenta una struttura chiamata "spirotromba" con funzione lambente. Negli habitat forestali le falene, lepidotteri notturni, sono più frequenti dei ropaloceri, lepidotteri diurni, e sono per lo più fitofagi (Wermelinger, 2021).

- **Emitteri:** questi organismi si distinguono per la presenza di ali posteriori membranose e quelle anteriori per metà coriacee e metà membranose. L'apparato boccale è modificato in un rostro, con funzione pungente-succhiante per potersi nutrire della linfa delle piante (Wermelinger, 2021).
- **Ortotteri:** cospicuo numero di specie dotate di ali anteriori rigide e dritte sotto alle quali sono ripiegate quelle posteriori. Possono presentare anche modificazioni delle zampe in funzione di esigenze specifiche; ad esempio, una maggiore dimensione dell'ultimo paio di zampe per permettere il movimento saltatorio, e in habitat forestali sono spesso fitofagi (Weking et al., 2016).
- **Neurotteri:** individui dal corpo sottile e ali simili tra loro, a volte ricoperte da fitte nervature. Ecologicamente sono predatori importanti di altri invertebrati e sono spesso specie ecotonali (Duelli et al, 2002).
- **Dermatteri:** organismi distinti dalla presenza di appendici caudali a forma di pinza e da un addome appiattito. Sono onnivori e si nutrono anche di detriti, permettendo lo smaltimento della materia organica nel bosco (Kirstová et al., 2017).
- **Psocotteri:** ordine di organismi dalle dimensioni ridotte, per lo più detritivori anche se quelli arborei prediligono il consumo di alghe, funghi e licheni (Thornton, 1985).
- **Tisanotteri:** piccoli animali dal corpo sottile, con ali strette e caratterizzate da frange di setole. L'apparato boccale, con una sola mandibola sviluppata, è pungente-succhiante e presenta uno stiletto utile per prelevare i fluidi vegetali (Mound, 2005).
- **Collemboli:** piccoli artropodi atteri, molto abbondanti nel terreno, sulla vegetazione del sottobosco e nei tronchi degli alberi (Ponge, 1993) e che contribuiscono alla fertilità del suolo e al riciclo dei nutrienti (Wermelinger, 2021; Allison et al., 2023). Sono consumatori opportunisti di funghi, alghe, suolo amorfo e vario materiale presente nella lettiera e talvolta anche di piccoli organismi (Walter, 1987; Ponge, 2000 Scheu & Falca, 2000).
- **Aracnidi:** classe degli artropodi in cui sono compresi ragni, opilioni, acari e pseudoscorpioni. Sono predatori e parassiti di altri organismi ma anche decompositori di materia organica presente nell'ecosistema forestale (Gergócs & Hufnagel, 2009).
- **Miriapodi:** superclasse di artropodi metamericici che comprende le classi dei Diplopodi e Chilopodi. I primi hanno una forma del corpo più cilindrica e presentano due paia di zampe per segmento, svolgono il ruolo di decomposizione della materia organica (Hopkin et al., 1992; Bogyó et al., 2015); i secondi risultano essere più appiattati dorso-

ventralmente e portano un solo paio di zampe per segmento, ecologicamente sono predatori di insetti o larve ma è emerso che alcune specie hanno una dieta più variata e sono considerate come onnivore (Ion & Murariu, 2023; Scheu & Falca, 2000).

- **Isopodi:** noti anche come “porcellini di terra”, appartengono al subphylum Crustacea e sono dotati di piaste dorsali sclerificate. Sono consumatori di materia organica in decomposizione come foglie secche, legno marcio, funghi e resti animali (Paoletti & Hassall, 1999).

Di seguito è riportata una breve descrizione anche di altri importanti organismi ritrovabili nelle foreste, non appartenenti però al phylum Arthropoda bensì ad altri phyla.

- **Anellidi:** in particolare la famiglia Lumbricidae è composta da organismi detritivori, definiti inoltre “ingegneri del suolo” dato che, scavando tunnel nel terreno, migliorano la qualità e la struttura del suolo, aumentando l’infiltrazione da parte di acqua e l’aerazione negli strati profondi (Lee, 1985; Eisenhauer et al., 2007).
- **Gasteropodi** (terrestri): individui appartenenti alla classe del phylum Mollusca, si nutrono di funghi, licheni e altra sostanza organica presente nel suolo (Martin & Sommer, 2004).
- **Nematodi:** phylum di organismi vermiformi molto abbondanti nel suolo forestale che si nutrono di microrganismi e funghi, riciclando i nutrienti del terreno (Ferris et al., 2012; Čerevková et al., 2021).

### 3. **Gruppi trofici**

Oltre alla classificazione tassonomica è possibile suddividere gli insetti in gilde trofiche, ovvero gruppi funzionali basati sul regime alimentare (Wermelinger, 2021; Allison et al., 2023).

#### ➤ **Fitofagi**

Suddivisi a loro volta in base alle modalità con cui si nutrono e in base alla porzione che utilizzano della pianta (Novotny et al., 2010). In questo gruppo troviamo organismi che si cibano di foglie, aghi, erbe. I consumatori delle foglie, i *fillofagi*, tipicamente sono larve di lepidotteri (es. Geometridae) e imenotteri tentredini (Tenthredinidae) (Allison et al., 2023). Altri taxa di questa gilda appartengono a diverse famiglie di coleotteri, emitteri, ditteri, imenotteri, ortotteri e altri artropodi e comprendono minatori di foglie, succhiatori di linfa e insetti galligeni (es. Hymenoptera: Cynipidae, Diptera: Cecidomyiidae, Arachnida: Eriophyidae) (Wermelinger, 2021; Allison et al., 2023). Gli organismi che si nutrono del

legno vengono definiti *xilofagi*. Spesso sono le fasi larvali delle specie ad usare questo substrato dentro il quale scavano gallerie grazie alle mandibole particolarmente forti delle quali sono dotati. Da una prospettiva ecologica, valutando quale parte del legno prediligono, gli insetti che si trovano nel legno possono essere suddivisi in: floeofagi (utilizzano il floema), xilematici (utilizzano lo xilema), cortico-lignicoli (si avvalgono sia del floema che dello xilema) e saproxilici (usano lo xilema in varie fasi di decomposizione). Tra i taxa xilofagi dominano i coleotteri con diverse famiglie: Scolytinae, Curculionidae, Buprestidae e Cerambycidae. Anche altri ordini presentano taxa xilofagi come la famiglia Siricidae (Hymenoptera), alcuni ditteri e lepidotteri (es. *Cossus cossus*) (Wermelinger, 2021; Allison et al., 2023).

➤ **Zoofagi**

Questi organismi necessitano di altri artropodi come fonte di nutrimento. Possono essere *predatori* che si cibano direttamente delle prede che uccidono, anche in microhabitat diversi da quelli usati dai predatori (Allison et al., 2023). Ad esempio, le formiche predano diversi artropodi sia a livello del terreno sia sugli alberi a livello della chioma; i carabidi sono predatori particolarmente voraci degli artropodi presenti nel suolo. Vi sono poi i *parassiti* che si nutrono di un organismo ospite ma senza ucciderlo, diversi dai *parassitoidi* per i quali il ciclo vitale prevede che lo stadio larvale si sviluppi all'interno di un ospite che verrà consumato dalla larva fino a causarne la morte (Allison et al., 2023). I predatori sono ben rappresentati in tutto il phylum degli artropodi mentre gli altri zoofagi sono ditteri, acari e imenotteri parassitoidi come alcune specie di vespe (Wermelinger, 2021; Allison et al., 2023).

➤ **Saprofagi**

Questi organismi si nutrono di sostanze organiche in decomposizione; in base alla sostanza organica possono essere individuate diverse categorie: i *saproxilofagi* che si nutrono del legno in marcescenza, i *necrofagi* che si cibano delle carcasse di altri animali e i *coprofagi* la cui dieta si basa sul consumo di escrementi (Allison et al., 2023). Nel suolo sono poi presenti dei piccoli artropodi *detritivori*, come collemboli e acari, che si nutrono del detrito ovvero frammenti di materia organica decomposta spesso associata alla presenza di microrganismi (Allison et al., 2023). I saprofagi sono rappresentati nei ditteri, imenotteri e molte specie di coleotteri (Wermelinger, 2021; Allison et al., 2023).

## ➤ **Fungivori**

Tradizionalmente gli artropodi che si nutrono di funghi vengono considerati come specie saprofitiche essendo i funghi spesso associati a sostanza organica in marcescenza. Per essere più precisi, è possibile distinguere in *fungivori* gli organismi che si nutrono della parte aerea e visibile del fungo, in *micetofagi* quelli che si nutrono del micelio presente nella lettiera/suolo e in *micofagi* gli organismi che si nutrono di muffe (Allison et al., 2023).

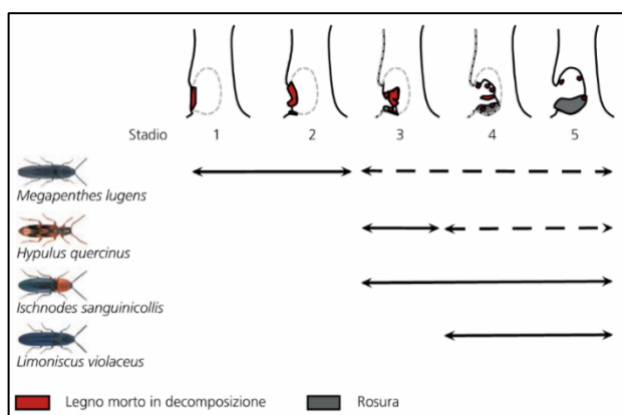
### **1.1.3 Gli alberi-habitat: strutture chiave per la conservazione della biodiversità**

Gli alberi supportano la biodiversità degli ecosistemi forestali in maniera cruciale, fornendo l'habitat ideale a numerose specie. Negli ultimi anni è aumentato l'interesse per i cosiddetti "alberi habitat" (in inglese *habitat trees*) in quanto essenziali per la biodiversità forestale. Come riportato da Bütler et al. (2021), ci si riferisce a un albero come "albero habitat" qualora l'esemplare, vivo o morto in piedi, presenti almeno un dendromicrohabitat. I dendromicrohabitat, indicati in inglese come *tree-related microhabitat* (TreM), vengono definiti come strutture delimitate presenti sull'albero e necessarie a diverse specie, altamente specializzate, di animali, vegetali, funghi e licheni, per almeno una fase del ciclo vitale (Bütler et al., 2021; Larrieu et al., 2018). Questi microhabitat assumono così funzioni diverse: offrono siti di rifugio, svernamento, alimentazione e nidificazione (Bütler et al., 2021). Per poter considerare questi siti come dendromicrohabitat è però necessario accertare l'esistenza di un legame diretto tra il sito e le specie associate, come riportato da Larrieu et al. (2018). Essendo utilizzati da un gran numero di specie, favoriscono la complessità degli ecosistemi in cui sono inseriti generando un aumento della ricchezza specifica. Quest'ultima aumenta quando è maggiore il numero e la tipologia delle nicchie ecologiche offerte dai dendromicrohabitat (Paillet et al., 2018). L'incremento del numero di specie, si traduce in maggiori interazioni tra individui di specie differenti (es. predazione, impollinazione, competizione, simbiosi, catena del detrito) e quindi, complessivamente, in maggiore complessità ecosistemica. Più un ecosistema è complesso, più sarà in grado di essere stabile nel far fronte ai cambiamenti ambientali, grazie alle diverse risposte agli stimoli ambientali fornite dall'ampio numero di specie in esso contenute (Loreau et al., 2001; Zudin et al., 2022). Quanto appena affermato è valido per sia gli ecosistemi naturali sia per quelli inseriti in contesto urbano (vedi paragrafo 1.2.). Grazie alle numerose funzioni ecologiche che questi alberi offrono alle comunità biologiche, gli alberi habitat vengono considerati come strutture chiave (*keystone structures*)

per gli ecosistemi forestali (Tews et al., 2004; Zudin et al., 2022). Il valore ecologico degli alberi habitat, soprattutto degli esemplari più maturi e quindi caratterizzati da un maggiore diametro, è inestimabile e non può essere rimpiazzato con esemplari più giovani che non hanno ancora avuto il tempo fisiologico per lo sviluppo di diversi microhabitat e né tantomeno da strutture artificiali. Per esempio, i siti di nidificazione offerti da un grosso esemplare non possono essere completamente sostituiti dalle cassette nido apposte su un altro albero (Lindenmayer et al., 2009). Il ruolo di strutture chiave nell'ecosistema è di grande responsabilità: la perdita di questi alberi si traduce nella perdita, in termini anche di estinzione locale o globale, delle specie a loro strettamente associate (Lindenmayer et al., 2013). Ad esempio, la diminuzione degli esemplari di *Eucalyptus regnans* nel sud-est dell'Australia ha avuto come conseguenza l'estinzione locale del possum *Gymnobelideus leadbeateri* (Lindenmayer et al., 2012) oppure la rimozione degli alberi habitat a Roma ha ridotto le popolazioni di insetti saproxilici come *Osmoderma eremita* (Carpaneto et al., 2010). Come riportano Lindenmayer et al. (2013), i grandi alberi habitat stanno scomparendo e le cause sono diverse ed eterogenee: vengono intenzionalmente rimossi per motivazioni legate ad un cambio d'uso del suolo (Maron & Fitzsimons 2007), per questioni legate alla sicurezza delle persone e delle infrastrutture (Carpaneto et al., 2010), per la produzione di legname negli ambienti forestali gestiti in maniera tradizionale e a causa di numerosi fattori ambientali che ne determinano la vulnerabilità (come gli incendi, le siccità, la competizione con piante invasive, eventi climatici estremi...). Visto il loro valore ecologico, che li rende elementi cruciali per la biodiversità, invece, dovrebbero essere conservati e protetti tramite pratiche gestionali adatte, sia in contesti forestali sia in ambienti urbani.

I dendromicrohabitat possono avere origine da perturbazioni biotiche e abiotiche, come ad esempio un'infezione fungina, l'azione dei picidi, frane, tempeste, incendi, ecc. (Bütler et al., 2021). A causa dell'eterogeneità dei fenomeni che concorrono alla loro genesi, i tempi di formazione dei TreM oscillano da lassi temporali molto brevi, ed esempio per l'azione di un fulmine, fino a decenni per la formazione di cavità estese con rosura (Bütler et al., 2021). Inoltre, anche le caratteristiche dell'albero possono influenzare la formazione e la tipologia di questi particolari siti. La specie arborea a cui appartiene una singola pianta può condizionare questi microambienti, in termini di varietà e frequenza (Vuidot et al., 2011). Grazie allo studio condotto da Larrieu e Cabanettes (2012) è possibile affermare che, generalmente, le latifoglie sviluppano i TreM prima e più velocemente rispetto alle conifere; e questo si spiega pensando alla fisionomia delle latifoglie che porta alla formazione di grandi rami soggetti a lesioni ed

eventuale rottura. Conseguentemente si può affermare che le foreste con popolamenti misti presenteranno maggiore ricchezza e variabilità di dendromicrohabitat rispetto alle cenosi forestali monospecifiche. Anche il diametro dell'albero rappresenta un fattore chiave (Vuidot et al., 2011). Da diversi studi è infatti emerso che un maggior numero di TreM correla positivamente ad un maggiore diametro dell'albero (Winter & Möller, 2008). Solitamente un albero dotato di ampio diametro tende ad essere più longevo ed è ragionevole pensare che con l'aumentare dell'età dell'individuo, maggiore sarà stata l'esposizione ai fattori in grado di creare le condizioni ideali per formare numerosi e diversi dendromicrohabitat (Bußler, 2006; Vuidot et al., 2011; Bütler et al., 2021). Lo studio condotto da Ranius et al. (2009) ha messo in relazione l'età di individui di farnia (*Quercus robur*) con la presenza/assenza di cavità: quasi tutte le querce di quattrocento o più anni presentano cavità, la metà degli individui con un'età compresa tra i duecento e trecento anni presenta delle cavità mentre meno dell'1% delle farnie con età inferiore ai cento anni è dotato di queste strutture. Per questo motivo la conservazione degli alberi habitat è di estrema importanza per l'ecosistema, dato che la loro valenza ecologica non può essere sostituita rimpiazzandoli con esemplari più giovani. Quando si parla di dendromicrohabitat in relazione al loro utilizzo da parte delle specie, è bene ricordare che sono spesso strutture effimere in quanto di piccole dimensioni, soggette a continua evoluzione e delimitate dall'ubicazione sull'albero o dalla distanza da altri alberi habitat (Finn, 2001; Bütler et al., 2021). Di conseguenza, quando un microhabitat viene perso, solo la presenza e la disponibilità di un altro ambiente simile ad una distanza raggiungibile, sia sullo stesso albero che su altri alberi habitat, può garantire la sopravvivenza delle specie che erano ad esso collegate (Bütler et al., 2021). I fenomeni che rendono i dendromicrohabitat strutture temporanee sono la rimozione dell'albero, un cambiamento delle condizioni ambientali tale



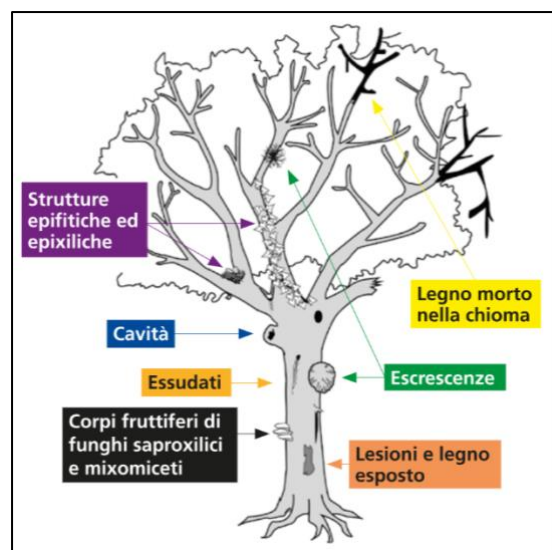
**Figura 1** - Progressione di elateridi a diversi stadi di decomposizione del legno durante la formazione di una cavità con rosura. Le frecce continue indicano gli stadi in cui è possibile ritrovare la specie; mentre quelle tratteggiate gli stadi in cui le specie sono meno frequenti (fonte: Bütler et al., 2021).

da trasformare quel particolare TreM esistente in un altro tipo o la morte dell'albero (Zudin et al., 2022). A titolo esemplificativo circa la natura effimera di questi ambienti, viene riportato un esempio presente nel lavoro di Bütler et al. (2021) in cui si osserva un cambiamento delle specie ospitate nel TreM con il procedere dell'evoluzione dell'habitat stesso (**Figura 1**). A seguito di una lesione della corteccia non rimarginata, si avvia il processo

che porterà alla formazione di una cavità del tronco di dimensioni importanti e che presenta rosura. Il processo non è immediato ma si articola in diversi stadi, nei quali la decomposizione del legno aumenta gradualmente cambiando le caratteristiche fisiche, chimiche e microclimatiche del legno. Stadi diversi del legno ospitano specie diverse, altamente specializzate per ciascuno stadio.

#### 1.1.4 Tipologie di dendromicrohabitat e biodiversità associata

Lo studio proposto da Larrieu et al. (2018) ha suddiviso i dendromicrohabitat su più livelli. Il primo individua sette forme generali di TreM sulla base della fisionomia e delle caratteristiche funzionali (**Figura 2**). Successivamente è possibile dividere le forme in quindici gruppi più specifici, grazie ai quali, scendendo più nel dettaglio, è possibile ricavare quarantasette specifici tipi di dendromicrohabitat. Il vantaggio di una classificazione di questo tipo permette agli operatori di poter riconoscere i TreM a diversi livelli di dettaglio, sulla base dello scopo del lavoro da svolgere (Larrieu et al., 2018). Sempre secondo gli autori, per esempio, per una rapida identificazione degli alberi habitat possono bastare le sette forme base mentre per gli inventari forestali o per scopi di monitoraggio è meglio utilizzare i quindici gruppi o i quarantasette tipi.



**Figura 2** – Schema di un albero habitat con le sette forme generali di dendromicrohabitat (fonte: Bütler et al., 2022).

Riassumendo quanto riportato da diversi lavori (Larrieu et al., 2018; Bütler et al., 2022; 2021) si riportano le caratteristiche delle sette forme di dendromicrohabitat con un breve riferimento della biodiversità ad essi associata.

- 1. Cavità:** aperture o formazioni protette che si trovano lungo il tronco, nella chioma o ai piedi dell'albero. I processi che portano alla formazione di una cavità sono diversi. Possono essere scavate da diversi animali, come picidi o larve di insetti saproxilici, oppure possono risultare da processi di decomposizione o formazione di contrafforti radicali (strutture basali che collegano il tronco alle radici) (Bütler et al., 2021). Indipendentemente dal processo che le crea, all'interno delle cavità si instaurano condizioni microclimatiche ideali a molte specie, fornendo loro riparo e un sito idoneo alla riproduzione (Larrieu et al., 2018). Infatti, a seconda della posizione della cavità, gli

utilizzatori possono essere diversi: diversi taxa di coleotteri, chiroterri, uccelli, anfibi, lucertole o i gatti selvatici. Talvolta nelle cavità può accumularsi acqua ma anche rosura, sostanza organica che deriva dall'erosione del legno. Secondo Larrieu et al (2018), il termine "cavità" indica le cavità *stricto sensu* ovvero quelle che presentano un ingresso più piccolo rispetto al diametro interno mentre con i termini "galleria" e "concavità" ci si riferisce a fori il cui diametro di ingresso è uguale o maggiore rispetto a quello dell'interno. Questo dendromicrohabitat è classificabile in quattro gruppi e quindici tipi (Larrieu et al., 2018).

- **Cavità di nidificazione di picidi:** classificate dimensionalmente in base al diametro in piccole ( $\varnothing < 4$  cm), medie ( $\varnothing = 4-7$  cm) e grandi ( $\varnothing > 10$  cm). Quando tre cavità sono allineate sul tronco e distano massimo 2 m tra loro si configura il tipo "a flauto". Questi TreM sono spesso usati secondariamente da altri animali come altri uccelli, ghiri, martore. Gli invertebrati che sono associati alle cavità dei picidi possono essere parassiti di vertebrati, insetti la cui alimentazione si basa sul materiale di costruzione del nido e altri resti e predatori e parassiti dei primi due gruppi (Bütler et al., 2021; 2022).
- **Cavità con legno in decomposizione:** queste cavità possono essere a contatto con il terreno oppure alzate da terra, la sommità può essere chiusa, semi-aperta o aperta verso l'alto (Bütler et al., 2022). In ogni caso, queste cavità presentano rosura e conseguentemente una fauna diversificata. Spesso le specie associate a queste cavità, che impiegano diverso tempo a formarsi, hanno una capacità di dispersione ridotta rispetto a quelle specie correlate a TreM ancora più labili (Bütler et al., 2022).
- **Fori di sfarfallamento e gallerie di insetti xilofagi:** questi insetti sono erroneamente considerati dannosi per gli ecosistemi forestali perché sono considerati responsabili delle morie degli alberi. In verità, la maggioranza delle specie non può provocare questi danni dato che la dieta si basa su legno morto o marcescente (Bütler et al., 2022).
- **Concavità:** cavità o buco nel legno non provocato da insetti e che non presenta rosura. Possono instaurarsi a livello dei contrafforti radicali e lungo il tronco, come ad esempio i fori di alimentazione dei picidi. Un particolare tipo di concavità è il dendrotelma: la sua forma a coppa permette l'accumulo di acqua piovana permanente o temporaneo, il fondo può essere in attiva

decomposizione oppure presentare una crepa per lo scolo dell'acqua. In Europa, questo particolare TreM è associato a solo una quindicina di specie di insetti, come ad esempio *Prionocyphon serricornis* (Bütler et al., 2022; Greñ et al., 2025).

**2. Lesioni del tronco:** ferite che espongono porzioni di albarno o durame, rendendoli disponibili a diverse specie. L'origine delle lesioni può essere sia naturale, dovuta a fattori meccanici come fratture sul tronco o nella chioma a causa dell'esposizione agli agenti atmosferici e ambientali (es. vento, ghiaccio, fulmini, incendi...), sia di natura antropica qualora i danni si verificano come conseguenza di attività umane come il trasporto di legname o l'abbattimento di esemplari limitrofi (Bütler et al., 2022; 2021). Questa forma si divide in due gruppi e comprende nove tipi di TreM (Larrieu et al., 2018).

- **Albarno esposto:** a seguito della perdita della corteccia emerge solo l'albarno che viene presto colonizzato da funghi, insetti e chiroteri. Spesso gli scortecciamenti possono evolversi in cavità con rosura (Bütler et al., 2022; 2021).
- **Albarno e durame esposti:** la spaccatura è particolarmente grave e profonda da esporre anche il durame. Può capitare che la ferita sia a livello del fusto creando una situazione particolare di coesistenza di processi di decomposizione e crescita del legno (nella parte ancora viva del fusto), preferita da alcuni taxa di ditteri ed eterotteri (Bütler et al., 2022). Le fessure più profonde, così come le tasche nella corteccia, forniscono le condizioni ideali per il riposo diurno, lo svernamento e l'allevamento dei piccoli dei chiroteri così come favoriscono la nidificazione degli uccelli ma anche per emetteri e aranei (Bütler et al., 2021). Le fessure originate dall'azione di un fulmine sono molto eterogenee così come la diversità di specie che si trovano a coesistere (aranei, chiroteri, uccelli, gasteropodi...). Qualora la fessura sia a livello di una biforcazione, talvolta si osserva accumulo di materia organica nella fessura con lo sviluppo di microsuolo nella chioma (Bütler et al., 2022).

**3. Legno morto nella chioma:** rami morti generalmente nella porzione più alta dell'albero e che, essendo maggiormente esposti a escursioni termiche e disseccamento, creano condizioni microclimatiche differenti dal resto dell'albero (Bütler et al., 2021). Altre forme di TreM (cavità, corpi fruttiferi fungini...) si possono instaurare sul legno morto in quota; inoltre, diversamente dal legno morto in terra, quello aereo ospita specie di

funghi e invertebrati termofile specializzate a vivere nei rami morti della chioma ed è per questo che le due tipologie di legno morto non sono rimpiazzabili tra loro (Bütler et al., 2021). Questa forma è divisibile in un gruppo e tre tipi di TreM (Larrieu et al., 2018).

**4. Escrescenze:** strutture formate in risposta ad un aumento della disponibilità di luce o in seguito ad attacchi di parassiti o microbi nel tentativo di isolarli. Le escrescenze si dividono in due gruppi e quattro tipi (Larrieu et al., 2018).

- **Rami epicormici e scopazzi:** i primi sono una massa di germogli che si trovano sul tronco a partire da una gemma dormiente posizionata sotto la corteccia mentre gli scopazzi sono facilmente riconoscibili in quanto formano un caotico agglomerato di ramoscelli su un ramo (Bütler et al., 2022). In entrambi i tipi si osservano nidi di avifauna, come il rampichino comune (*Certhia brachydactyla*), la poiana (*Buteo buteo*), il tordo bottaccio (*Turdus philomelos*) e il merlo (*Turdus merula*) (Bütler et al., 2022).
- **Tumori e cancri:** in entrambi i casi si osserva una crescita anormale di cellule che può portare a decomposizione del legno (cancro) oppure non causare decomposizione mantenendo la corteccia intatta (tumore). Nelle fessure esterne dei tumori si ritrovano le larve di alcune specie di lepidotteri del genere *Synanthedon*; i cancri, con il loro pH acido, creano le condizioni ideali per briofite rare e sono spesso attrattivi per alcune specie di funghi rari come *Inonotus obliquus* e per uccelli insettivori (Bütler et al., 2022).

**5. Corpi fruttiferi fungini e mixomiceti:** carpofori, generalmente visibili, dei funghi saproxilici o plasmodi di mixomiceti. I corpi fruttiferi sostengono specie di coleotteri, ditteri, imenotteri, lepidotteri e imenotteri (Bütler et al., 2021). I gruppi in cui si dividono sono due, divisi a loro volta in cinque tipi (Larrieu et al., 2018).

- **Corpi fruttiferi fungini perenni:** i carpofori dei funghi saproxilici sono visibili sempre e crescono per più anni. Sovente sono polipori perenni, corpi fruttiferi con una caratteristica forma a “mensola”, indicatori di uno stadio avanzato della decomposizione del legno e di una elevata varietà micotica. A volte, sotto ai polipori, i picidi riescono a scavare le loro cavità complici il legno più morbido e la protezione offerta dal fungo (Bütler et al., 2022).
- **Corpi fruttiferi effimeri e mixomiceti:** i carpofori dei funghi saproxilici annuali o plasmodi di mixomiceti. Gli invertebrati usano il fungo come fonte di nutrimento,

cibandosi delle spore, dei tubi o del micelio del corpo fruttifero (Bütler et al., 2022).

**6. Strutture epifitiche ed epixiliche:** strutture o organismi viventi che ricorrono all'albero solo come impalcatura per il supporto. Questi dendromicrohabitat si dividono in tre gruppi e nove tipi (Larrieu et al., 2018).

- **Crittogame e fanerogame epifite e parassite:** felci, vischio, muschi e licheni per i quali l'albero ha funzione di supporto fisico.
- **Nidi di invertebrati o vertebrati** (esclusi quelli di picidi) presenti sull'albero o in una cavità.
- **Microsuoli:** esigua quantità di suolo che, formatosi dalla decomposizione della materia organica proveniente da foglie, corteccia, rami e muschi, si ritrova nelle tasche della corteccia, nelle aree piatte della chioma, nelle biforcazioni o nella giunzione fra due alberi contigui (Bütler et al., 2022).

**7. Essudati freschi:** fuoriuscite di linfa o resina lungo il tronco. Questa forma di TreM costituisce un solo gruppo ed è diviso in due tipi (Larrieu et al., 2018). Le perdite di materiale linfatico rappresentano una fonte di approvvigionamento alimentare per diversi taxa di coleotteri, ditteri e lepidotteri (Bütler et al., 2021). Gli individui adulti si nutrono della linfa mentre le larve che vivono in questi essudati si nutrono dei lieviti e dei batteri presenti. (Bütler et al., 2022). La resina, invece, è secreta da alcune conifere a scopo protettivo contro l'azione di patogeni anche se una specie di ascomicete *Sorocybe resiniae* trova il suo ambiente ideale esclusivamente in questo composto inospitale (Bütler et al., 2022).

### 1.1.5 L'importanza del legno morto per la biodiversità

Con l'espressione legno morto, o necromassa, si intende l'insieme di alberi morti o parte di essi, di dimensioni e caratteristiche variabili, siano questi morti in piedi o caduti in terra, freschi o a stadi di decomposizione più avanzati. Ricadono nel legno morto pezzi di tronchi, ceppaie, rami rotti... (**Figura 3**). Il legno morto si origina a seguito della fisiologica senescenza degli alberi o tramite eventi naturali come incendi, intemperie o l'azione di organismi che decompongono il legno (Morrison and Raphael, 1993; Rose et al., 2001; Barry et al., 2017; Girona et al., 2023). L'età della foresta, la composizione specifica delle specie arboree (Müller et al., 2020) e i fattori

naturali di disturbo sono elementi dai quali dipendono la quantità e la diversità di legno morto che è possibile ritrovare (Shorohova & Kapitsa, 2015; Martin et al., 2018; Girona et al., 2023).

In passato, l'accumulo di necromassa legnosa in un bosco spesso veniva considerato come indicatore di degrado. Oggi, invece, sappiamo che non è così: il legno morto rappresenta un'importante parte dell'ecosistema boscato e gioca diversi ruoli cruciali nel mantenimento della salute dell'ecosistema. Il legno morto sostiene la biodiversità forestale (Thorn et al., 2020b) fornendo un habitat fondamentale per diverse specie di funghi, briofite, licheni, invertebrati, anfibi, uccelli e mammiferi che lo utilizzano come sito di approvvigionamento o di rifugio (Harmon et al., 1986; Newton, 1994; Rose et al., 2001; Seibold et al., 2016). Secondo Lachat et al. (2018) circa un quarto delle specie forestali ha bisogno di questo tipo di substrato per il proprio ciclo vitale. Svariate specie di invertebrati utilizzano questo substrato come luogo di deposizione delle uova e fonte di nutrimento per le larve. Ad esempio, il legno morto in piedi è utilizzato da diverse specie di imenotteri che scavano nel legno i tunnel e le cellette utili alla deposizione delle loro uova (King et al., 2018; Westerfelt et al., 2015); per lo stesso scopo, diversi ditteri usano le gallerie scavate da altri organismi (Dennis et al., 2018).

Per quanto riguarda il materiale a terra, oltre ad ospitare moltissime specie fungine (Girona et al., 2023), gli insetti saproxilici in esso presenti cambiano con il grado di decomposizione del materiale: le prime specie pioniere a palesarsi su un substrato legnoso fresco, appena caduto in terra, sono gli insetti xilofagi che si nutrono della corteccia o dell'alburno e che appartengono a diverse famiglie di coleotteri come scolitidi, cerambicidi, buprestidi ma anche qualche imenottero (Siitonen & Saaristo, 2000; Wermelinger & Duelli, 2002; Wikars, 2004). Ci sono alcune specie di scolitidi che introducono specie fungine che facilitano la decomposizione del legno (Wermelinger & Duelli, 2002; Wermelinger, 2021). Le specie pioniere colonizzano il legno, ne rimuovono la corteccia e creano fori esponendo il substrato sottostante ad un'ulteriore decomposizione (Wermelinger & Duelli, 2002). Dopo questa prima fase di colonizzazione del legno, inizia la decomposizione ad opera di batteri e funghi e il legno ospita una sempre maggiore diversità: tarli, tenebrionidi, elateridi, diverse specie di ditteri ma anche insetti predatori e parassiti degli insetti xilofagi (Wermelinger & Duelli, 2002; Gibb et al., 2013). Con l'avanzare della decomposizione, il legno diventa più morbido e umido e ora vi si insediano anche acari, collemboli, larve di ditteri ma anche lumache, isopodi e altri artropodi del suolo (Wermelinger & Duelli, 2002). Tutti contribuiscono alla degradazione della sostanza

rimanente; i microrganismi, infine, degradano la cellulosa, l'emicellulosa, la lignina e la pectina trasformando il legno in terriccio vero e proprio (Wermelinger & Duelli, 2002).

Il legno a terra fornisce anche siti di svernamento per diverse specie di artropodi epigee e associate alla lettiera, come i coleotteri della famiglia Carabidae e alcuni molluschi (Girona et al., 2023). La presenza di insetti, e quindi di fonte di nutrienti, porta ad attrarre anche diverse specie di uccelli (appartenenti alle famiglie Picidae, Sittidae e all'ordine Stringiformes) e mammiferi (delle famiglie Mustelidae Sciuridae e dell'ordine Microchiroptera) (Parsons et al., 2003; Kotowska et al., 2020; Girona et al., 2023). Uccelli e mammiferi, nell'espletare le loro attività vitali, contribuiscono alla degradazione del legno, facilitando e favorendo



**Figura 3** – Ramo morto steso in terra già colonizzato da specie fungine (*C. Canedoli*, *D. Corengia*).

l'insediamento di funghi decompositori (Harmon et al., 1986; Jusino et al., 2016). Oltre a sostenere la biodiversità, la necromassa svolge un ruolo rilevante per il riciclo dei nutrienti e come fonte di carbonio (Lachat et al., 2013). Il legno in decomposizione viene ulteriormente degradato da batteri e funghi lignicoli che rilasciano nella lettiera forestale nutrienti e sostanze organiche che verranno utilizzate per lo sviluppo di nuovi organismi e per i processi di rigenerazione del bosco (Harmon et al., 1986; Rose et al., 2001; Angers et al., 2011). Infine, i ceppi di legno morto a terra o tronchi morti in piedi stabilizzano il terreno, proteggendo il suolo dall'erosione in caso di piogge intense (Lachat et al., 2013).

Nonostante l'importanza ecologica del legno morto, questo spesso subisce rimozione e raccolta a causa del suo valore commerciale, in quanto fonte di energia, e per motivi di sicurezza nella fruibilità delle zone boscate (McComb et al., 1993; Kroll et al., 2012; Barry et al., 2017). Per quanto riguarda la necromassa, è una buona pratica di una gestione arborea più conservativa, promuovere la presenza del legno morto, evitandone la rimozione e/o creando intenzionalmente delle cataste di materiale vegetale da lasciare in loco. Infatti, diversi studi hanno evidenziato che gli aggregati di necromassa, piuttosto che singoli elementi sparsi, favoriscono e supportano la colonizzazione da parte degli insetti, altri invertebrati, oltre che funghi e batteri (Angers et al., 2011; Barry et al., 2017).

## 1.2 LA BIODIVERSITÀ IN AMBIENTE URBANO

Al giorno d'oggi la popolazione mondiale della nostra specie ha superato gli 8,2 miliardi di individui e più della metà di questi vivono in contesti urbani. L'incremento della popolazione che risiede nelle città porta ad un'inevitabile espansione di queste, per poter accogliere sempre più persone, trasformando gli ambienti naturali in contesti urbani in cui la naturalità è limitata e circoscritta ad alcune aree, se non addirittura assente. La crescita urbana, oltre a distruggere gli ecosistemi naturali, porta con sé anche un peggioramento delle condizioni ambientali: inquinamento (acustico, atmosferico, delle acque), aumento della temperatura, perdita di habitat, estinzione delle specie, erosione del suolo e temperature più elevate nelle città, che amplificano l'effetto "isola di calore" (Young, 2010; Pataki et al., 2011; Roy et al., 2012). Un approccio più naturalistico durante la progettazione degli spazi urbani, che preveda l'inclusione di aree dedicate e progettate ai fini di conservare e incrementare la biodiversità locale, è significativo per il benessere collettivo. Il progresso tecnologico ha sicuramente permesso all'umanità di prosperare ma è fondamentale ricordare che siamo fortemente interconnessi alla natura e non esenti dai benefici che ne traiamo né tantomeno dalle responsabilità nella gestione del patrimonio naturale del quale usufruiamo in modo costante.

Parlando di biodiversità urbana ci si riferisce all'insieme delle forme di vita che sono presenti all'interno o nelle vicinanze delle città, che vengono ora intese come un vero e proprio ecosistema caratterizzato ed influenzato dalla presenza dell'uomo. La composizione delle specie urbane è composta da un *pool* di specie regionali che si trovano nei dintorni dell'agglomerato cittadino (Aronson et al. 2014; Rega-Brodsky et al., 2022). L'ecologia urbana è diventata un argomento di interesse tra gli ecologici oltre che uno strumento utile per capire come le attività antropiche influenzino la biodiversità e come trasformare le conoscenze in applicazioni concrete al fine di mitigarne la perdita (McKinney, 2002; Cressey, 2015; Rega-Brodsky et al., 2022). Secondo il lavoro di review condotto da Rega-Brodsky et al. (2022), i taxa associati ai contesti urbani più studiati sono appartenenti al regno delle piante e al gruppo degli uccelli, mentre i gasteropodi terrestri urbani sono il gruppo con meno pubblicazioni. L'insieme degli sforzi di ricerca sulla biodiversità urbana è cresciuto nel tempo grazie alla standardizzazione dei metodi di campionamento, ad un crescente interesse relativo ai servizi ecosistemici offerti da certi gruppi e grazie alla presa di consapevolezza della mancanza di informazioni per altri organismi come, ad esempio, per l'erpetofauna urbana (Rega-Brodsky et al., 2022). La composizione delle comunità urbane soffre la perdita di ricchezza specifica ed

inoltre è stato visto che le specie sinantropiche, ovvero le specie associate all'uomo, tendono a rimpiazzare le specie tipiche e autoctone di certe comunità (McKinney, 2006; Faeth et al., 2011; Rega-Brodsky et al., 2022). Se da una parte è vero che gli ambienti antropizzati forniscono l'opportunità di nicchie ecologiche in cui la biodiversità si può stabilire, è anche vero che gli habitat urbani sono spesso frammentati e hanno dimensioni e destinazioni del suolo molto variabili. Quando si individuano gli habitat urbani solitamente si fa riferimento agli "spazi verdi", pensando a varie associazioni vegetali (Faeth et al., 2011) che spesso risultano essere sotto la diretta gestione antropica. Come riporta Faeth et al. (2011), gli habitat urbani possono essere anche a grande distanza tra loro ed è per questo che in questo tipo di ambienti è possibile applicare la teoria biogeografica delle isole (Faeth & Kane, 1978; Marzluff, 2005, Faeth et al., 2011). Questa prevede che la ricchezza di specie presente su un'isola, una delle nostre patch ambientali, dipenda dall'area del frammento e dalla sua distanza dal "continente", la zona più compatta dove si trova la maggior parte della biodiversità: nei patches distanti e di dimensioni ridotte, la biodiversità è scarsa e più esposta ai meccanismi di estinzione. Per questo motivo, anche in contesti cittadini, è opportuno e cruciale disegnare delle aree verdi, degli habitat, che possano mantenersi collegati permettendo il flusso delle specie che li popolano, tramite la progettazione di corridoi ecologici tra i vari parchi, giardini, foreste urbane e altri spazi verdi.

Per quanto non siano necessarie delle motivazioni per decidere di conservare e proteggere la natura che ci circonda, la tutela della biodiversità dovrebbe essere una responsabilità intrinseca dell'uomo in quanto dotato di una consapevolezza e di una capacità di azione maggiore rispetto alle altre specie. L'essere umano dovrebbe conservare la biodiversità anche solo perché *può* farlo. I processi evolutivi che hanno portato la nostra specie ad essere cosciente delle altre forme di vita e del pianeta stesso, e soprattutto di come queste sono minacciate dalla nostra presenza e dalle nostre attività, dovrebbero tradursi in volontà ed interesse per la tutela delle altre specie e degli habitat, non in un mero egoismo volto ad una produzione sempre maggiore di ricchezza. Nonostante sia un pensiero condiviso dalla comunità scientifica, si rendono necessarie delle argomentazioni volte ad evidenziare i risvolti positivi per l'essere umano, in termini di guadagni e tornaconti, che derivano dalla presenza della natura. La diversità degli organismi presenti sul nostro pianeta è fondamentale per poter creare, insieme alle componenti abiotiche, un ecosistema nel quale la variabilità delle forme di vita che esso ospita lo rendano più complesso e funzionale. È ormai noto che la perdita di biodiversità provoca una perdita delle funzioni ecosistemiche, ad esempio riducendo il

sequestro di carbonio o i tassi di decomposizione delle lettiere o aumentando l'insorgenza di malattie (Hooper et al., 2005; Balvanera et al., 2014; Cardinale et al., 2011, 2012; Lefcheck et al., 2015; van der Plas, 2019) ed è altrettanto inequivocabile che la biodiversità migliora l'efficienza (Cardinale et al., 2012) e la funzionalità (van der Plas, 2019) degli ecosistemi (Loreau & de Mazancourt, 2013). La ricchezza specifica è la chiave per poter garantire la stabilità delle funzioni ecosistemiche: la moltitudine di specie fornisce all'ecosistema una ridondanza funzionale, grazie alla quale più specie possono ricoprire lo stesso ruolo ecologico, assicurando i servizi ecosistemici (Loreau & de Mazancourt, 2013; Vidiella & Montoya, 2024). I meccanismi della stabilità ecosistemica si basano sull'asincronia delle specie nelle preferenze ambientali (biotiche o abiotiche) delle nicchie fondamentali, sull'asincronia di risposta delle specie alle perturbazioni ambientali (es. diverso tasso intrinseco di accrescimento) e sulla riduzione della competizione (Loreau & de Mazancourt, 2013). Dunque, l'aumento della biodiversità rende gli ecosistemi maggiormente resilienti e adattabili ai fattori di disturbo e al cambiamento climatico, sostenendo inoltre un loop positivo di rafforzamento della biodiversità e stabilità ecosistemica (Vidiella & Montoya, 2024).

### **1.2.1 Servizi e disservizi ecosistemici legati alla presenza degli alberi in ambiente urbano**

L'espressione "servizi ecosistemici" si riferisce a tutti quei benefici, diretti o indiretti, che l'essere umano trae dal normale funzionamento degli ecosistemi (MEA, 2005; TEEB, 2010). Possono essere divisi in quattro categorie: di supporto (servizi indispensabili per la produzione di tutti gli altri), di approvvigionamento (prodotti ottenibili dagli ecosistemi), di regolazione (benefici che derivano dalla regolazione dei processi) e di valore culturale (benefici immateriali derivanti dagli ecosistemi strettamente correlati ai valori umani). Il valore dei servizi ecosistemici è fondamentale per la vita e il benessere umano sotto diversi aspetti, dalla salute e sicurezza all'accesso delle risorse primarie e anche sotto l'aspetto sociale (Keeler et al., 2019). Stringendo il campo di analisi agli spazi abitati, anche questi possono generare diversi servizi ecosistemici, i servizi ecosistemici urbani. Questi sono forniti da un eterogeneo insieme di habitat in cui sono compresi gli spazi verdi come parchi, giardini, cortili, cimiteri; e spazi blu quali canali artificiali, bacini di raccolta delle acque piovane, stagni e laghi artificiali (Elmqvist et al., 2015). La vegetazione urbana è ben rappresentata dagli alberi che costituiscono la principale infrastruttura "verde" negli spazi cittadini (Salbitano et al., 2016; Großmann et al., 2020) essendo l'habitat di moltissime specie (MacGregor-Fors et al., 2016; Padoa-Schioppa and Canedoli, 2017; Großmann et al., 2020). La florida biodiversità associata agli alberi rende

queste strutture naturali indubbiamente importanti, oltre che da una prospettiva ecologica, nel fornire numerosi e funzionali servizi ecosistemici urbani che apportano benefici sociali, economici, di salute e culturali per l'uomo.

Secondo dei lavori di review (Roy et al., 2012; Liang & Huang; 2023) di molti papers scientifici relativi agli alberi urbani, i principali servizi ecosistemici urbani forniti dagli alberi riguardano:

- Miglioramento della qualità dell'aria
- Stoccaggio di carbonio e sequestro di quello atmosferico
- Miglioramento del microclima
- Conservazione delle fonti energetiche
- Attenuazione delle acque piovane
- Riduzione dell'inquinamento acustico
- Preservazione degli habitat
- Effetti benefici sulla salute degli esseri umani
- Estetica e servizi culturali

Il primo servizio ecosistemico dell'elenco di cui sopra è stato dimostrato: gli alberi sono in grado di filtrare l'aria riducendo le emissioni di CO<sub>2</sub>, rimuovendo smog e polveri sottili e producendo O<sub>2</sub>, grazie al processo della fotosintesi (Nowak, 2002; Roy et al., 2012). Sequestrando il carbonio dall'atmosfera, il microclima delle zone urbane cambia: l'effetto "isola di calore" tipico delle città si riduce grazie al fenomeno dell'evotraspirazione (Hardin & Jensen, 2007), si creano delle zone d'ombra che schermano la radiazione solare e complessivamente la temperatura in città viene diminuita (Nowak, 2002; Pataki et al., 2011; Roy et al., 2012; Tan et al., 2016). Inoltre, l'abbagliamento e il riflesso dei raggi solari è attenuato così come la velocità dei venti, mentre invece viene preservata l'umidità e la temperatura del suolo, diminuendo il rischio di desertificazione (Nowak, 2002; Roy et al., 2012; Islam et al., 2025). In questo modo la presenza degli alberi in ambienti urbani contribuisce positivamente alla riduzione del consumo energetico dato che in estate, grazie all'ombra e ai cambiamenti microclimatici appena discussi, il clima risulterà naturalmente più fresco senza dover ricorrere ai sistemi di raffreddamento che usano energia, attenuando anche le emissioni di CO<sub>2</sub> delle centrali energetiche (Novak, 2002; Akbari, 2002; Roy et al., 2012). Nei contesti urbani il cemento usato per le strade e la presenza di diverse infrastrutture hanno modificato le caratteristiche del suolo che ha perso la sua permeabilità. Il problema si pone durante piogge particolarmente intense poiché l'acqua piovana, non potendo infiltrare nel suolo e il cui

volume è talvolta maggiore della capacità portante dei sistemi di scolo, si accumula rapidamente creando notevoli danni (Pataki et al., 2011). La presenza della vegetazione ci viene ancora una volta incontro: le chiome degli alberi intercettano parte dell'acqua piovana (la quantità varia dal 10 al 50%; Roth & Nolin, 2019) mentre le radici presenti nel terreno restituiscono al suolo la sua intrinseca funzione di assorbire l'acqua permettendone l'infiltrazione nel terreno. L'acqua assorbita dal suolo viene filtrata dal terreno stesso e dalle radici della vegetazione che rimuovono le impurità presenti e migliorano la qualità dell'acqua oltre a ricaricare le falde sotterranee (Roy et al., 2012). Inoltre, le radici sono indispensabili per poter stabilizzare il suolo mitigando il rischio di frane e dilavamento del suolo. Un altro servizio ecosistemico rilevante è la riduzione dell'inquinamento acustico, una costante dei centri abitati. La vegetazione riduce il rumore creando interferenza con le onde sonore, assorbendole e deviandole (Van Renterghem et al., 2015; Attenborough et al., 2016): l'energia sonora incontrando gli ostacoli dati dalla vegetazione perde di intensità e diventa calore (Romanova et al., 2019). Questi servizi ecosistemici offerti dagli alberi si traducono in benefici economici per le città che sono così in grado di poter risparmiare cospicui fondi per attività come la purificazione dell'aria, costi di raffreddamento, costi per la ritenzione delle acque piovane (Roy et al., 2012). Gli alberi sostengono la biodiversità anche nei contesti urbani fornendo habitat e risorse a diverse specie (McKinney, 2008; Roy et al., 2012; MacGregor-Fors et al., 2016) che sostengono l'ecosistema e le sue funzioni. In città gli spazi verdi apportano diversi benefici allo stato di salute fisica e mentale delle persone, oltre a quelli derivanti dai meccanismi sopra citati (es. miglioramento della qualità dell'aria). L'accesso alle aree verdi è stato collegato ad una migliore qualità della vita (Roy et al., 2012) in termini di ridotta mortalità (Mitchell & Popham, 2008) e generale miglioramento della salute (Maas et al., 2006): le aree verdi sono spesso utilizzate per svolgere esercizio fisico e per attività ricreative (Gómez-Baggethun & Barton, 2013). Inoltre, passare il tempo immersi nel verde apporta diversi benefici sulla salute mentale: riduzione dell'ansia e dello stress e delle patologie spesso associate agli ambienti urbani come la depressione e la schizofrenia (Hartig et al. 2014; Kondo et al. 2018, Guerry et al., 2021). Questi spazi sono estremamente importanti per mantenere un contatto con la natura, che può essere facilmente perso vivendo in contesti antropizzati. Infine, gli alberi provvedono a migliorare l'estetica di una città grazie alle loro forme e colori, soprattutto in primavera ed estate con le fioriture e le chiome rinnovate. Gli alberi a volte diventano parte dell'identità culturale di un luogo, essendo elementi distintivi riconosciuti sia a livello nazionale che internazionale per la loro storia e longevità o per il loro simbolismo religioso o

mitologico o ancora per il senso di comunità che le persone gli attribuiscono. Si pensi ad esempio alle spettacolari fioriture dei ciliegi, *sakura*, in Giappone che esercitano una forte attrazione turistica o agli alberi monumentali come l'olmo di Villapizzone (MI) e altri presenti in tutto il mondo.

### **1.2.2 Criticità urbane causate dagli alberi**

Per completezza di discorso, in questo sottoparagrafo verranno trattati i disservizi ecosistemici che sono legati alla presenza degli alberi in ambiente urbano. Per “disservizi ecosistemici” si intendono quelle funzioni degli ecosistemi che sono percepite come negative per il benessere degli uomini (Gómez-Baggethun & Barton, 2013; Lyytimäki and Sipilä, 2009). Conoscere e sapere far fronte alle criticità che possono emergere dalla presenza degli alberi in contesti cittadini è essenziale per poterli gestire correttamente e ideare una pianificazione urbana che tenga conto degli aspetti conservativi del patrimonio naturale, integrandoli con le peculiarità del singolo contesto urbano preso in considerazione. Le considerazioni trattate in seguito non sono però da intendere come una carrellata di aspetti negativi dati dalla presenza degli alberi in città in senso assoluto. In primis perché le percezioni, positive o negative, sono qualcosa di soggettivo e questo vale anche per i benefici o gli svantaggi che le persone avvertono in merito alla presenza degli alberi. Successivamente, i benefici ecologici argomentati sopra sono indiscutibili e non vengono svalutati dalle sfaccettature seguenti dato che la creazione di spazi di integrazione della biodiversità in ambito urbano risulta essere indispensabile per poter sostenere la vita, dell'uomo e delle altre specie, sul pianeta. In ogni caso, è buona pratica analizzare il contesto urbano e le sue infrastrutture verdi in modo specifico al fine di adottare delle decisioni adeguate a livello amministrativo. È infatti importante capire che questi aspetti più spinosi possono essere facilmente arginati e addirittura risolti con la gestione arborea più idonea che sarà in grado di combinare la tutela degli organismi che utilizzano gli spazi verdi delle città con le esigenze urbane e dei cittadini (per gli aspetti gestionali si rimanda al paragrafo 1.3.).

Il primo aspetto da considerare sono i danni causati alle infrastrutture come edifici, reti di trasporto pubblico, reti di comunicazione, sistemi di scolo dell'acqua, marciapiedi, etc., che possono essere danneggiate (Roman et al., 2021) (**Figura 4**). Nonostante i grandi effetti benefici relativi alla salute, possono verificarsi delle situazioni in cui questa viene messa a rischio: la caduta di materiale come rami sulle persone, veicoli o edifici (Schmidlin 2009),

alcune specie producono del polline che causa allergie e asma (Pataki et al. 2011) mentre alcune specie emettono dei composti organici volatili (es. acetaldeide, butano, etano, etc.) che possono contribuire alla formazione dello smog (Geron et al., 1994; Gómez-Baggethun & Barton, 2013; Roman et al., 2021). Esistono poi criticità che riguardano l'impatto estetico e alcune specifiche caratteristiche dell'albero e le sue parti (Roman et al., 2021) come ad esempio la presenza di fioriture maleodoranti o di frutti che, cadendo in terra, sporcano oltre a poter attirare la fauna in cerca di cibo. Altri disturbi includono una ridotta visuale della strada (Lyytimäki et al., 2008) o la paura delle zone alberate e parchi che sono percepiti come pericolosi durante la notte (Jorgensen and Anthopoulou, 2007; Gómez-Baggethun & Barton, 2013). Infine, ci sono delle considerazioni di tipo ambientale relative all'impronta di carbonio degli alberi e al consumo di energia necessario per il loro mantenimento. Il lavoro di Petri et al. (2016) ha considerato che per i primi trent'anni del ciclo vitale di un albero coltivato l'impatto a livello di carbonio emesso è negativo, se si considerano tutte le attività necessarie alla crescita, al mantenimento, al trasporto del materiale in loco e così via; solo dopo diverso tempo le emissioni saranno compensate con la sua capacità di sequestro dell'anidride carbonica (Roman et al., 2012). Le attività di irrigazione sono un ultimo aspetto da considerare dato che in contesti urbani aridi o semi-aridi, in cui le foreste non sono presenti, la quota di acqua necessaria al mantenimento degli alberi non è trascurabile e compromette le attività di conservazione di questa preziosa risorsa (Roman et al., 2012). Ciascuna questione qui riportata può essere risolta o attenuata ricorrendo a pratiche gestionali corrette e specifiche della città, contestualizzandola nel suo contesto bioregionale (Roman et al., 2012). Ad esempio, gli interventi di manutenzione arborea possono essere ridotti al minimo, per compensare l'impatto di carbonio, ma essere efficaci sia per lo sviluppo della biodiversità sia per garantire la sicurezza dei cittadini; oppure, per non sporcare le strade, possono essere scelte delle varietà sterili o specie dioiche in cui l'albero maschile non produca frutti.



(a)



(b)

**Figura 4** – Esempio di danni causati dagli alberi alle infrastrutture come (a) case e (b) strade (fonte: Roman et al., 2012).

### **1.3 EFFETTI DELLA GESTIONE DEL PATRIMONIO ARBOREO SULLA BIODIVERSITÀ**

Come già discusso in questa introduzione, gli alberi habitat possono essere presenti sia in ambienti naturali che antropici. La loro presenza nelle città è un elemento di forte valore ecologico vista la grande disponibilità di nicchie che offrono alla biodiversità urbana, sostenendo il funzionamento dei servizi ecosistemici urbani di cui le città e i loro abitanti necessitano. Il loro valore ecologico è di grande pregio e insostituibile con alberi più giovani; per questo motivo è importante conservarli, non abbattendoli ma imparando a gestirli per poter garantire sia la sicurezza nelle città sia la conservazione delle specie che ne usufruiscono. La stragrande maggioranza delle operazioni gestionali arboree sono effettuate dagli arboricoltori, figure professionali con conoscenze di arboricoltura, biologia e fitopatologia in grado di occuparsi al meglio della cura e gestione di queste importanti infrastrutture verdi. Queste figure, infatti, possono ricoprire un ruolo cruciale nella tutela della biodiversità a patto che siano in grado di trovare un compromesso con le esigenze urbane (Martin & Almas, 2022). Infatti, come già precedentemente discusso, le criticità e le preoccupazioni frequenti che possono emergere riguardano i possibili rischi per le persone e per le infrastrutture, in termini di caduta accidentale di materiale vegetale o l'aumentata probabilità che si verifichino incendi per la presenza di lettiera e legno morto (Le Roux et al., 2014). Spesso i protagonisti di questo genere di conflitti sono gli alberi con un diametro cospicuo, grossi alberi habitat, che in contesti urbani vengono abbattuti, o mal gestiti, per ragioni inerenti alla sicurezza. Durante una valutazione di questi esemplari, le strutture che li caratterizzano possono essere valutate come portatrici di rischio intrinseco (ad esempio cavità, fratture, presenza di funghi indicatori di legno marcescente...) (Smiley et al., 2011) ed è per questo che vengono rimossi, perché considerati non sicuri. Il conflitto risiede nel fatto che sono proprio queste peculiari strutture a caratterizzare gli alberi come preziosi alberi habitat e, inoltre, non è detto che la presenza di tali anatomie e caratteristiche sia intrinsecamente pericolosa. Per questa ragione è utile, oltre che indispensabile ai fini conservazionistici, valutare un albero sia dal punto di vista strutturale sia da quello ecologico e trovare delle modalità di gestione idonee.

#### **1.3.1 Piano di gestione arboreo**

Il piano di gestione arboreo è un documento di valutazione redatto con la finalità di gestire e programmare gli interventi arborei che riducano il rischio connesso alla presenza degli alberi in contesti urbani. Con riferimento alla norma ISO31000 che stabilisce delle linee guida internazionali applicabili a qualsiasi settore per la gestione del rischio, quest'ultimo è definito

come l'effetto dell'incertezza sugli obiettivi, qualunque essi siano, e quindi riguarda eventi potenziali, le loro conseguenze e la verosimiglianza del verificarsi di questi eventi. Il piano del rischio arboreo, inoltre, assicura i gestori o i proprietari del patrimonio arboreo a livello penale, sollevandoli da eventuali responsabilità dolose nel caso in cui si verificano danni a cose e persone. Il piano di gestione si avvale di diversi strumenti, spesso complementari tra loro, come:

- **Valutazione visiva dell'albero (VTA, Visual Tree Assessment)**

Questo metodo permette di effettuare la valutazione di stabilità dell'albero, tramite l'analisi visiva dell'albero considerandone le caratteristiche morfologiche e strutturali per individuare eventuali alterazioni o anomalie che potrebbero rappresentare un potenziale rischio. Questa analisi prende in considerazione anche il contesto in cui l'esemplare è inserito, i fattori ecologici, paesaggistici e antropici oltre che alla storia delle varie patologie sofferte dell'albero. L'analisi prevede la compilazione di una scheda tecnica con i dati misurati sul campo (altezza, la circonferenza del tronco, etc.) ricavati tramite analisi visiva della pianta e con strumenti e attrezzature tecniche per le porzioni di difficile valutazione es. il dendrodensimetro, il test di trazione oppure attività di tree-climbing per la valutazione visiva della chioma. Successivamente viene effettuata la prognosi dello stato fitostatico dell'albero, stimando la gravità e l'evoluzione dei punti critici riscontrati, utile per individuare le pratiche gestionali da adottare. Al termine dell'analisi di stabilità l'albero viene collocato in una delle CPC, classe di propensione al cedimento, della SIA (Società Italiana di arboricoltura) in base all'analisi effettuata.

- **Valutazione quantitativa del rischio (QTRA, Quantified Tree Risk Assessment)**

Questo metodo, certificato e internazionalmente riconosciuto, ha come finalità quella di calcolare il rischio connesso ad uno specifico albero oggetto di valutazione, definire un piano di gestione e certificare la condizione di sicurezza degli alberi. È bene tenere a mente che ogni attività umana presuppone un rischio oggettivo (l'accettazione è soggettiva) e gli alberi non ne sono esenti. La quantificazione del rischio arboreo esamina diversi elementi: l'uso del terreno su cui si trovano l'albero (target), la classe dimensionale dell'elemento più rischioso e la probabilità di cedimento.

### **1.3.2 Valutazione del valore ecologico**

I dendromicrohabitat di un albero si possono misurare in diversi modi, complementari tra loro. L'analisi visiva della biodiversità (VBA, *visual biodiversity assessment*) viene svolta osservando l'albero, dal colletto alla chioma, camminandoci intorno una volta per esaminare la parte del tronco e un'altra volta, da più lontano, per visionarne la chioma. L'analisi visiva prevede l'ausilio di strumenti classici come il binocolo, utili per poter vedere rilevare i dendromicrohabitat in maniera ottimale; oppure ci sono arboricoltori *tree-climbers* in grado di arrampicarsi in sicurezza sull'albero e visionare di persona e da vicino tutte le nicchie presenti nella chioma. Oltre a una valutazione visiva è possibile fare un *assessment* della biodiversità posizionando apposite trappole, sia a livello del terreno sia in verticale verso la chioma, per campionare gli individui presenti. È anche possibile utilizzare la tecnica di analisi che prevede la raccolta di campioni di materiale dal quale si ricaverà il DNA ambientale (*eDNA*) eventualmente presente. Questo metodo è stato elaborato dal gruppo di ricerca *Habitat trees: home for biodiversity* (si veda paragrafo 1.4) e in corso di test per essere rilasciato agli arboricoltori professionisti, insieme a corsi di formazione specifici.

### **1.3.3 Pratiche di gestione arborea conservativa in ambito urbano**

Gli alberi inseriti in contesti urbani sono soggetti ad interventi regolari di manutenzione per limitare i rischi associati alla loro presenza e per preservare le loro condizioni di salute (Le Roux et al., 2014). Al fine di minimizzare il pericolo associato ai punti critici degli alberi, precedentemente individuati con la valutazione di stabilità, si può ricorrere a diverse misure come interventi di potatura conservativa, utilizzare supporti strutturali per ridurre il carico sulle parti più deboli dell'albero e cure colturali per sostenerne lo stato di salute. Indipendentemente dagli interventi adottati, il monitoraggio dell'albero post-operazione è indispensabile per valutare l'efficacia delle strategie messe in atto e le condizioni strutturali. Oltre ad essere interventi utili e pratici dal punto di vista della sicurezza, diversi studi hanno dimostrato che gli interventi di gestione possono contribuire a favorire la biodiversità associata agli alberi a patto che siano correttamente eseguiti e mirati alla creazione di nicchie ecologiche eterogenee che favoriscano gli organismi (Carpaneto et al., 2010; Le Roux et al., 2014; Großmann et al., 2020). Questa gestione conservativa può essere portata avanti su più fronti con interventi differenti. Come emerge dalla letteratura, le "Tecniche di Frattura Naturale", create a seguito di interventi di potatura, sono particolarmente indicate per arricchire le caratteristiche strutturali e morfologiche presentate da un albero e renderlo attrattivo per

diverse specie (Carpaneto et al., 2010; Großmann et al., 2020). Inoltre, è possibile incrementare la disponibilità di habitat per differenti organismi semplicemente lasciando in loco il materiale vegetale (rami tagliati, pezzi di tronchi, interi ceppi) (Carpaneto et al., 2010; Großmann et al., 2020). La presenza di legno morto, come discusso precedentemente, supporta e favorisce un gran numero di specie che sono legate a questa risorsa per completare il proprio ciclo vitale. Inoltre, lasciarlo nel sito permette alle larve presenti nel legno di poter completare lo sviluppo, altrimenti non possibile se il materiale vegetale venisse smaltito (Großmann et al., 2020; Martin & Almas, 2022). Inoltre, parte del legno ricavato dalle operazioni di potatura, oltre ad essere lasciato sul luogo, può essere posto sull'albero con il fine di creare altre nicchie ambientali, ad esempio formando delle strutture che possono essere usate per la nidificazione di altre specie xilobionte (Großmann et al., 2020). È inoltre necessario valutare la presenza di corde metalliche o altre strutture di sostegno precedentemente apposte sull'albero, capendo se rimuovere o sostituire quelle inadeguate o che inutilmente ostruiscono le cavità (Carpaneto et al., 2010). Infine, diversi autori ricordano l'importanza di mantenere delle condizioni ambientali adeguate, rimuovendo i rifiuti e altri oggetti lasciati dalle persone sia nell'ambiente intorno all'albero, che dentro le cavità o in mezzo agli accumuli di materiale marcescente (Carpaneto et al., 2010; Großmann et al., 2020).

La potatura rappresenta l'intervento gestionale più comune e praticato quando emerge la necessità di gestire il patrimonio arboreo e consiste nella rimozione di alcune parti dell'albero per varie finalità quali ad esempio l'eliminazione di rami instabili, deboli o con particolari caratteristiche che li rendono rischiosi, l'impostazione della crescita di un giovane albero, la necessità di ridurre la chioma al fine di aumentare la penetrazione della luce o di ridurre la resistenza al vento. A questi scopi appena citati, che stanno alla base degli interventi di potatura, si aggiunge la promozione della biodiversità stimolando la formazione dei dendromicrohabitat. Come è emerso dallo studio effettuato da Großmann et al. (2020), le ferite create a seguito della potatura espongono il legno rendendolo disponibile a diversi organismi oltre che ai processi di decadimento, che lo porteranno poi alla formazione di cavità contenenti legno marcescente. L'inizio di questi processi può verificarsi quando la ferita riportata dall'albero è sufficientemente larga, 5-10 cm, da non potersi rimarginare prima che il legno inizi a decomporsi (Dujesiefken & Stobbe, 2002; Großmann et al., 2020). L'effettiva formazione delle cavità dipende anche dal tasso di chiusura della ferita che è specie-specifico (Großmann et al., 2020); ad esempio *Quercus rubra* ha un tasso di rimarginazione del legno piuttosto veloce (Neely, 1988) ed è per questo che le cavità che si possono trovare non sono

così numerose (Großmann et al., 2020). Oltre alle lesioni e alle cavità, la potatura supporta la formazione di altri dendromicrohabitat come la presenza di legno morto nella corteccia a seguito di maggiore esposizione alla radiazione solare e la formazione dei rami epicormici che emergono più frequentemente nelle regioni potate (Lecigne et al., 2018) e che sono spesso associati alla presenza di nidi (Bütler et al., 2022). Questi interventi oltre a favorire e supportare la biodiversità e i servizi ecosistemici ad essa associati, non ledono l'albero e il suo benessere come invece accade con la capitozzatura. La capitozzatura (*topping* in inglese) è una pratica estrema di potatura che prevede l'eliminazione della chioma tramite tagli grossi ed invasivi del fusto, delle branche primarie o di grossi rami. È una tecnica impiegata talvolta nella gestione degli alberi in contesti urbani con l'idea di mettere l'albero in sicurezza ad un costo economico minore senza sapere che i danni derivanti da questa pratica si rivelano essere più importanti e costosi. La capitozzatura, infatti, impatta negativamente l'albero che viene mutilato e prova a compensare alla mancanza della chioma tramite la creazione di nuovi rami ma che, essendo cresciuti rapidamente, risultano essere più instabili e fragili (Kaiser et al., 1986). Le ferite non vengono rimarginate e questo espone il legno ai processi di decadimento che in questo caso, a differenza di prima, interessano una superficie più estesa. Inoltre, gli alberi capitozzati sono maggiormente esposti alla radiazione solare che non viene più schermata dalla chioma e surriscalda e danneggia i tessuti generalmente in ombra (Kaiser et al., 1986). La capitozzatura è una tecnica che comporta gravi danni per l'albero (Kaiser et al., 1986) e per la biodiversità associata che sarà inevitabilmente persa, oltre che un onere economico dovuto ai frequenti interventi di contenimento e gestione del danno (Fazio & Krumpe, 1999).

#### **1.4 IL PROGETTO “HABITAT TREES: HOME FOR BIODIVERSITY”**

Il lavoro presentato in questa tesi è da contestualizzare all'interno di un progetto di ricerca ben più ampio: il progetto “*Habitat trees: Home for biodiversity*” (**Figura 5**). Avviato nel 2022 e finanziato da Maisons du Monde Foundations, il programma di ricerca è finalizzato a studiare la biodiversità associata agli alberi-habitat, indagando le specie presenti e le loro interazioni. Come già discusso, gli alberi-habitat ricoprono un ruolo fondamentale nella conservazione della biodiversità dato che, essendo alberi maturi o senescenti, presentano molti siti caratteristici, i dendromicrohabitat, che ospitano diverse specie.

Dal 2022 ad oggi, il progetto è stato condotto su diverse aree studio, urbane e naturali, all'interno della città di Milano e in altre zone di Italia. Come prima area oggetto di indagine

furono scelti i Giardini Indro Montanelli di Milano, il più antico parco pubblico della città, sede del Museo di Storia Naturale. Il lavoro condotto su sei alberi servì da studio pilota per gettare le basi del progetto e del protocollo di campionamento in modo che potesse essere replicato. Sempre in territorio milanese, l'altra area studio si trova all'interno di Parco Nord e verrà descritta nei dettagli nel prossimo capitolo, essendo oggetto del presente lavoro di tesi. Nel 2024 il gruppo ebbe l'opportunità di studiare la cerreta e la faggeta di alto pregio naturalistico presenti all'interno del Parco Naturale di Sasso Simone e Simoncello (PU, RN). Oltre a questi alberi-habitat localizzati in contesto naturale, lo studio fu condotto anche all'interno del Parco Miralfiore nella città di Pesaro e nel giardino di Villa Caprile. Infine, nel 2025 il gruppo di ricerca si è dedicato agli alberi-habitat situati nel Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise.

Oltre alla funzione di ricerca a supporto della biodiversità, gli sforzi del gruppo sono indirizzati alle attività di formazione e divulgazione tramite workshop, seminari, conferenze, laboratori e spettacoli teatrali. Ad esempio, nel 2024 presso il Museo di Storia Naturale di Milano fu organizzata la mostra "Viaggio intorno a un albero". Per l'occasione fu realizzata una



**Figura 5** – Logo del progetto  
“Habitat trees: Home for  
biodiversity” (fonte:  
[www.biotreeversity.com](http://www.biotreeversity.com),  
consultato il: 01/02/2026

riproduzione fedele di un albero-habitat del genere *Quercus* includendo i principali dendromicrohabitat e le specie di vertebrati, invertebrati, flora e funghi tipicamente riscontrabili. La divulgazione è necessaria per diffondere la consapevolezza nei cittadini circa l'importanza assunta dagli alberi maturi o senescenti, minacciati dalla rimozione e dall'abbattimento per mancata comprensione del loro valore ecologico che non può essere sostituito da esemplari più giovani.

## 2 SCOPO DELLA RICERCA

---

Il presente progetto di tesi ha avuto come finalità lo studio della biodiversità entomologica associata ad alberi habitat inseriti in ambiente urbano, e nello specifico a Parco Nord Milano, e la valutazione degli effetti di diverse tecniche di gestione arboricolturale. Secondo un programma di lavoro articolato su due anni, gli obiettivi specifici sono stati:

- Analisi delle comunità entomologiche associate a quattro popolamenti arborei (2 dominati da *Platanus occidentalis* e 2 da *Quercus rubra*) al tempo “zero”, cioè prima dell’inizio degli interventi di gestione arboricolturale differenziale: questi dati hanno permesso di studiare le comunità associate alle due specie arboree, la stratificazione delle stesse all’interno dei popolamenti e della pianta (strato erbaceo, suolo, tronco, chioma) e la valutazione dell’efficacia delle diverse tipologie di trappola utilizzate nell’intercettare gli artropodi frequentanti i popolamenti;
- Confronto delle comunità entomologiche in popolamenti gestiti con tecniche arboricolturali tradizionali o conservative: le due coppie di popolamenti arborei sono stati gestiti uno con tecniche tradizionali (potature intensive, sfalcio dello strato erbaceo e rimozione della lettiera) e uno con tecniche conservative (potature solo se necessarie per motivi di sicurezza e stabilità dell’albero, mantenimento del legno morto in quota e a terra con creazione di cataste, mantenimento della lettiera, nessuno sfalcio dello strato erbaceo se non nelle zone perimetrali in prossimità dei sentieri). Le comunità entomologiche ad un anno circa dall’inizio di questa gestione differenziale sono state studiate con particolare riferimento a quelle associate al suolo, confrontandole tra i due metodi arboricolturali anche in interazione con la specie arborea dominante, in grado di creare condizioni ambientali peculiari. Infine, è stato analizzato il contributo alla biodiversità apportato dalle cataste di legna rispetto al solo strato erbaceo.

## 3 MATERIALI E METODI

---

### 3.1 AREA STUDIO E TIPOLOGIE GESTIONALI

#### 3.1.1 Parco Nord Milano

Il Parco Nord Milano è un parco urbano situato nella zona periferica a nord di Milano e copre un'area di circa 945 ha, estendendosi tra i comuni di Milano, Bresso, Cusano Milanino, Cormano, Cinisello Balsamo, Nova Milanese e Sesto San Giovanni (**Figura 6**). Il Parco nasce alla fine degli anni Sessanta ma è solo nel 1975 che viene riconosciuto da Regione Lombardia come Parco Regionale, entrando così a far parte delle aree naturali protette e, nel corso del tempo, si è ampliato fino all'estensione attuale. Dagli anni Ottanta il Parco è stato impegnato in numerosi progetti di rimboschimento, grazie ai quali oggi sono presenti diverse aree boscate. Oltre a queste zone, il verde urbano presente nel Parco è rappresentato da filari, radure, macchie di arbusti, campi agricoli e zone umide con laghetti. La posizione strategica del Parco, che lo vede collocato in un contesto densamente urbanizzato, gli conferisce un'importanza ecologica cruciale per la biodiversità che ospita. Il Parco è dotato di diverse strutture che ne favoriscono la fruibilità e la frequentazione da parte della popolazione come le passerelle ciclopedonali, gli orti sociali, campi sportivi e giochi per bambini, oltre a luoghi di interesse storico e culturale come il Monumento al Deportato e varie strutture che ospitano eventi e spettacoli musicali e di teatro. Inoltre, Parco Nord è impegnato in diversi progetti di divulgazione ambientale e sociale, che sono spesso associati, con il fine di educare e sensibilizzare i cittadini e i frequentatori del Parco sulle attività di gestione, tutela e promozione del patrimonio naturale.

#### 3.1.2 Le aree sperimentali a differente gestione arboricolturale

All'interno della vasta estensione del Parco, le aree di sperimentazione delle diverse tipologie arboricolturali sono state ricercate in modo da minimizzare le fonti di variabilità ambientale e, in particolare, ricercando popolamenti monospecifici, costituiti da alberi coetanei (di circa 40 anni) e soggetti da sempre allo stesso tipo di gestione. Aree con le suddette caratteristiche sono state individuate nella zona del Parco ricadente nel comune di Bruzzano. Si tratta di due popolamenti monospecifici di *Quercus rubra* e due di *Platanus occidentalis*, per un totale complessivo di quattro plot sperimentali (**Figura 7**).



**Figura 6** – Mappa satellitare in cui si vede l'estensione di Parco Nord Milano. Il cerchio nero indica in quale zona del parco si trovano i nuclei arborei interessati dal progetto di ricerca ([www.parconord.milano.it](http://www.parconord.milano.it), consultato il 2/04/2026).



**Figura 7** – Schema dell'area studio. Sono indicati i nuclei arborei soggetti a gestione sperimentale: in azzurro i popolamenti di Quercus rubra, in giallo quelli di Platanus occidentalis. P1 = platani gestiti tradizionalmente; P2 = platani a gestione conservativa; Q1 = querce gestite tradizionalmente; Q2 = querce a gestione conservativa.

Per ogni specie arborea, un popolamento è stato gestito in maniera tradizionale e uno con tecniche arboricole conservative, come segue:

- **Gestione tradizionale**

***Approccio***

La gestione tradizionale è stata condotta secondo le pratiche comunemente adottate in ambito arboricolo urbano. In particolare, è stata effettuata un'indagine visiva degli alberi secondo il metodo VTA (Visual Tree Assessment), finalizzata all'individuazione delle principali caratteristiche di propensione al cedimento, quali la presenza di rami secchi o deperienti, difetti strutturali, squilibri della chioma, indice di snellezza sfavorevole e altre criticità morfo-strutturali. Sulla base delle osservazioni raccolte, sono state definite le prescrizioni di intervento, consistenti nell'eliminazione delle criticità rilevate. Le valutazioni e le prescrizioni sono state condotte da un professionista agronomo. Gli interventi sono stati quindi eseguiti mediante rimozione dei difetti individuati. Il monitoraggio successivo è stato condotto attraverso controlli visivi periodici (VTA), programmati nel tempo o in seguito a eventi meteorici estremi.

***Interventi nelle aree sperimentali (P1, Q1)***

In particolare, nelle aree sperimentali del presente progetto è stata effettuata la rimonda del secco in chioma (ovvero l'asportazione di tutti i rami secchi di qualsiasi diametro), l'eliminazione di grossi rami con legno morto o cavità o difetti strutturali e l'abbattimento di esemplari morti (n. 1 platano) o in stato di criticità (n. 2 querce rosse), il cui ceppo è stato fresato. Il materiale risultante da tutti gli interventi di potatura e abbattimento è stato asportato dall'area. Gli alberi abbattuti sono stati sostituiti da equivalenti esemplari della stessa specie giovani e ripiantumati in loco. Inoltre, la gestione di queste aree prevede sfalci dell'erba regolari e la rimozione delle foglie e di eventuali rami caduti a terra.

- **Gestione conservativa**

***Approccio***

La gestione conservativa è stata impostata integrando diverse metodologie di analisi: il metodo VTA (Visual Tree Assessment) per la valutazione della propensione al cedimento, il metodo VBA (Visual Biodiversity Assessment) per l'analisi del valore ecologico dell'albero relativo alla biodiversità reale e potenziale associata, e il metodo Archi (Drénou et al., 2015) per la valutazione dello stato fisiologico e dello stadio di sviluppo. Le prescrizioni di intervento

sono state elaborate considerando congiuntamente il valore ecologico degli alberi e la presenza di strutture a supporto della biodiversità (es. cavità, legno morto, microhabitat), la propensione al cedimento e il vigore dell'individuo. Le valutazioni e le prescrizioni sono state elaborate congiuntamente coinvolgendo diverse figure professionali: (almeno) un agronomo, un arboricoltore e un esperto di biodiversità. Gli interventi sono stati quindi progettati secondo principi di arboricoltura conservativa, privilegiando soluzioni a basso impatto sulla struttura dell'albero. L'esecuzione degli interventi ha previsto esclusivamente operazioni strettamente necessarie alla riduzione del rischio di cedimento, includendo, ove possibile, la stabilizzazione e conservazione di porzioni di necromassa o di elementi strutturali rilevanti per la biodiversità (microhabitat). Il monitoraggio è stato effettuato nel tempo attraverso controlli periodici integrati (VTA, VBA e metodo Archi), al fine di valutare l'evoluzione delle condizioni strutturali, fisiologiche ed ecologiche degli alberi.

### ***Interventi nelle aree sperimentali***

In particolare, nelle aree sperimentali del presente progetto sono state asportate porzioni di rami morti solo se con un rischio di propensione al cedimento elevato e in caso non si potessero stabilizzare con cavi di consolidamento; i microhabitat (es. cavità dei Picidae) sono stati conservati (**Figura 8a**). In caso di alberi interi con rischio di propensione al cedimento elevato, non sono stati abbattuti ma ridotti ad alberi *snag* (alberi morti in piedi), come nel caso di 1 quercia rossa e 2 platani. Su uno di questi platani *snag* è stato creato un microhabitat per pipistrelli e picchi (**Figura 8b, 8c**).

Il materiale risultante da tutti gli interventi di potatura e abbattimento è stato conservato nell'area e sono state create delle cataste, ovvero nicchie ecologiche, al suolo.

La gestione di queste aree non prevede sfalci dell'erba, se non nelle bordure e in un sentiero che le percorre (**Figura 9**) e non è prevista la rimozione di foglie e di eventuali rami caduti a terra, che vengono solo spostati in caso di caduta sul sentiero. Il sentiero creato in questi plot sperimentali, tramite taglio differenziale dell'erba, invita i frequentatori del Parco a percorrerlo, senza disturbare il resto dell'area dove l'erba non viene sfalciata, nonostante non ci sia alcun divieto di poterla calpestare.



(a)



(b)



(c)

**Figura 8** – (a) Cavità creata a seguito dall'azione dei Picidi e mantenuta nel plot sperimentale di quercia rossa; (b, c) cavità creata su un platano snag come microhabitat favorevole per chiroterri e picchi nel plot sperimentale di platani (C. Canedoli, D. Corengia).



(a)



(b)

**Figura 9** – Sentiero che attraversa le aree a gestione conservativa del nucleo di platano (a) e di quercia rossa (b) (C. Canedoli, D. Corengia).

## **Cataste**

Le cataste create solamente all'interno delle aree a gestione conservativa sono state progettate con l'obiettivo di fornire alla piccola fauna, non solo di artropodi, delle nicchie ecologiche a livello del suolo. Le cataste sono di diverso tipo e valorizzano le diverse dimensioni del materiale (rametti di piccolo diametro, rami di medie dimensioni o pezzi di tronco) utilizzato (**Figura 10**). Il materiale legnoso impiegato nella creazione delle cataste, infatti, deriva dagli interventi di potatura o abbattimento degli stessi alberi delle aree, che è stato conservato.

- **Pozza di abbevero (Figura 11a)**

Cavità creata all'interno di un grosso tronco per la raccolta di acqua piovana che svolge così funzione di abbeveratoio e di area di pulizia, in particolare per l'avifauna. Queste cavità possono essere collocate sotto ad altre strutture, rappresentando una piccola riserva di acqua in grado di supportare la fauna (come gli anfibi) durante i periodi di siccità.

- **Pyramid log (Figura 11b)**

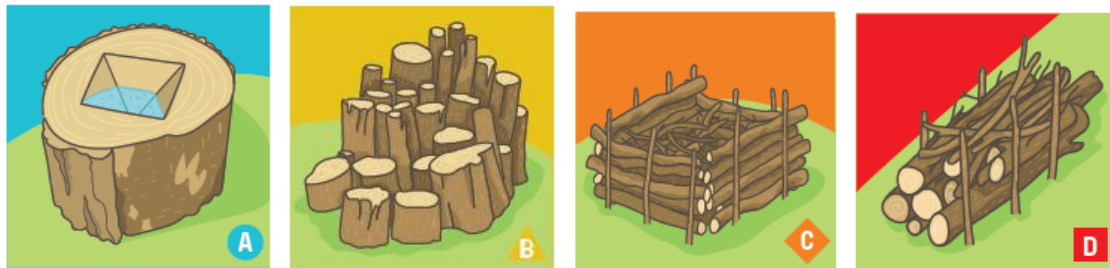
Insieme di ceppi di legno raggruppati in modo da simulare un vecchio albero spezzato alla base, elemento tipico delle foreste mature ma raro in contesti urbani. La struttura, essendo parzialmente interrata e ricca di nicchie, viene utilizzata come sito di foraggiamento e rifugio da diverse specie di animali, funghi e piante che necessitano di legno in decomposizione e un microclima più umido.

- **Vasca di accumulo (Figura 11c)**

Struttura di accumulo di materiale vegetale che favorisce gli organismi decompositori, offrendo loro un habitat idoneo spesso raro in contesti urbani. Infatti, nei parchi e nei giardini, il suolo viene spesso spianato, con il fine di eliminare avvallamenti o buche che nei boschi naturali permettono l'accumulo di materiale organico che andrà in contro a decomposizione. La realizzazione di queste vasche non necessita di interventi di scavatura del terreno e, oltre ad essere elementi preziosi per la biodiversità, rappresentano un pratico strumento che permette di gestire rami, erba e foglie mantenendo fruibili le aree alberate.

- **Siepe di ramaglie (Figura 11d)**

Struttura costituita da rami stesi sul terreno e impilati con l'intento di replicare la chioma crollata di un albero. Viene utilizzata dalle specie che prediligono un ambiente asciutto e nicchie dove potersi rifugiare durante le fasi più delicate del loro ciclo vitale (es. riposo, riproduzione e allevamento). Inoltre, supporta diverse specie insettivore che trovano in queste strutture numerosi invertebrati alla base della loro dieta.

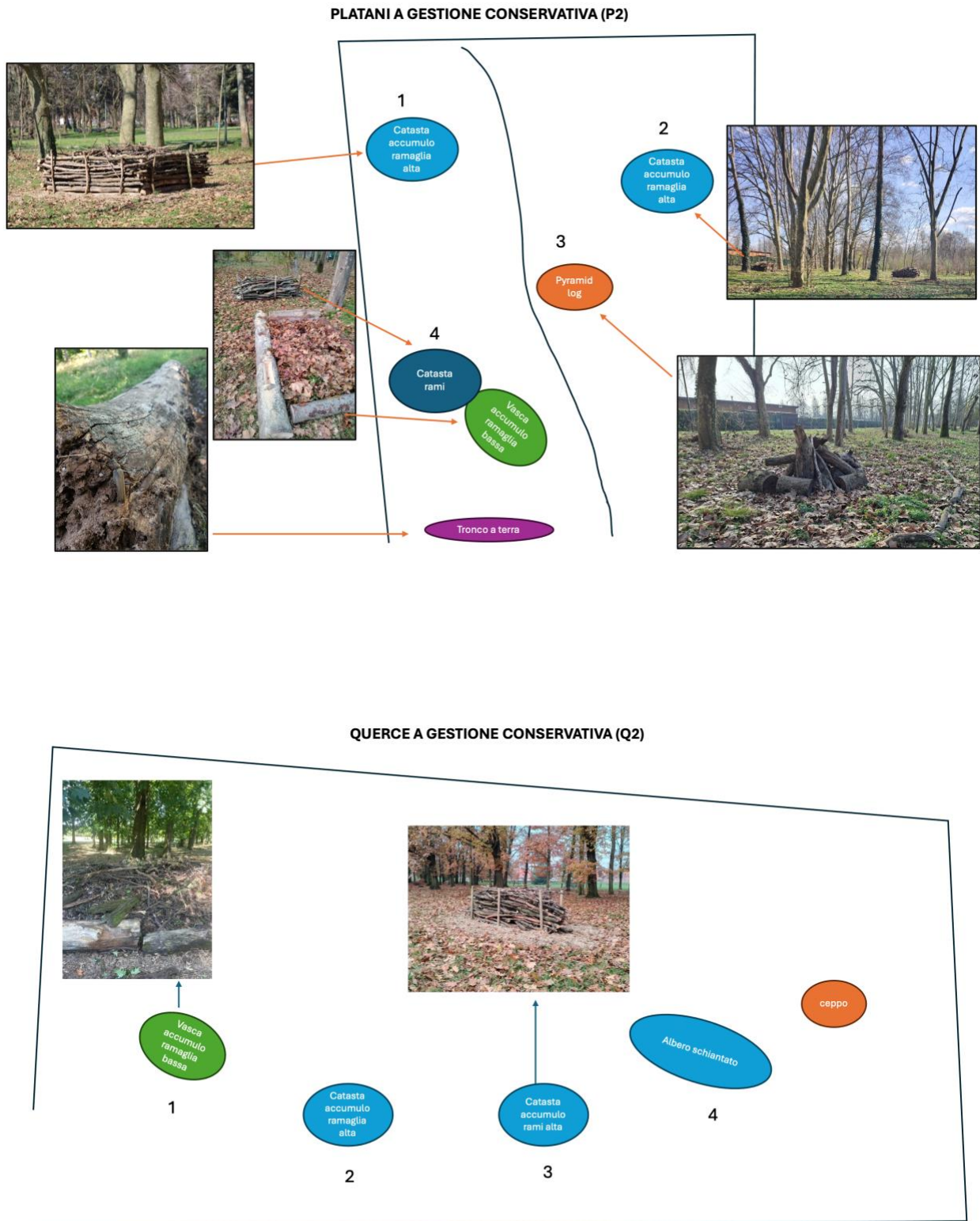


**Figura 10** – Disegni che schematizzano le varie tipologie di cataste realizzate nelle aree sperimentali a Parco Nord Milano: pozza di abbevero (a), pyramid log (b), vasca di accumulo (c) e siepe di ramaglie (d) (E. Segale).



**Figura 11** – Immagini di alcune cataste realizzate nelle aree sperimentali a Parco Nord Milano: pozza di abbevero (a), pyramid log (b), vasca di accumulo (c) e siepe di ramaglie (d) (C. Canedoli, D. Corengia).

Le mappe delle cataste create nelle aree conservative, sia del platano sia della quercia rossa, sono riportate in **Figura 12**.



**Figura 12** – Mappe delle cataste create nei plot sperimentali a gestione conservativa: in alto il nucleo dei platani (P2) e in basso il nucleo delle querce rosse (Q2).

Le due tipologie di gestione sono effettuate da ditte incaricate, in accordo con il Parco, annualmente a partire dall'autunno 2024 e verranno mantenute almeno fino al 2028, con possibilità di estendere la durata del progetto.

Nelle aree sperimentali il perimetro è delimitato e sono stati installati appositi cartelli informativi sulle attività del progetto di ricerca per informare e sensibilizzare i cittadini frequentatori del Parco sulle attività di ricerca del progetto (Figura 13).



**Figura 13-** Cartello informativo installato nelle aree sperimentali del Parco (C. Canedoli, D. Corengia).

## 3.2 MONITORAGGIO DELLA BIODIVERSITÀ

### 3.2.1 Cronoprogramma dei rilievi

Le comunità di invertebrati presenti nei diversi siti sperimentali sono state campionate nel corso delle estati 2024 e 2025 con differenti tecniche di trappolaggio, specifiche per i diversi gruppi oggetto di studio. La stagione estiva è stata scelta in quanto le condizioni climatiche coincidono con il picco fenologico di moltissimi *taxa*. In particolare, nel corso dell'estate 2024, è stato effettuato un rilievo finalizzato alla realizzazione di una *baseline* delle comunità presenti nelle due tipologie arboree (quercia rossa e platano), in quanto non esisteva nessuna differenza nella gestione dei quattro popolamenti, tutti ancora gestiti in maniera tradizionale. I rilievi hanno interessato tutto lo sviluppo verticale della pianta e lo strato erbaceo sottostante. Nel corso dell'estate 2025 sono invece stati effettuati i primi rilievi volti a misurare gli effetti delle differenti gestioni arboricole principalmente focalizzati sulle comunità di invertebrati legati al suolo. Un minimo di altre due campagne di campionamento sarà realizzato fino alla fine del progetto secondo il cronoprogramma riportato in **Tabella 1**. La scelta di effettuare il rilievo completo (i.e. lungo l'intero sviluppo verticale della pianta) delle comunità di invertebrati ogni due anni è legata allo sforzo e ai costi di campionamento legati agli interventi di *treeclimbers* professionisti per il posizionamento e il recupero delle diverse tipologie di trappole sulle piante oggetto di studio. Inoltre, campionando ogni due anni, è possibile estendere la finestra temporale in cui rilevare gli effetti delle diverse gestioni arboricole, incrementando le probabilità di rilevare differenze tra le stesse.

**Tabella 1** – La tabella presentata riassume le caratteristiche del disegno sperimentale e delle campagne di campionamento per la valutazione degli effetti delle diverse gestioni arboricole sulle comunità di invertebrati di Parco Nord Milano.

<b>Specie arborea</b>	<i>Platanus occidentalis</i>	<i>Platanus occidentalis</i>	<i>Quercus rubra</i>	<i>Quercus rubra</i>
<b>Gestione</b>	Tradizionale	Conservativa	Tradizionale	Conservativa
<b>Codice plot sperimentale</b>	<b>P1</b>	<b>P2</b>	<b>Q1</b>	<b>Q2</b>
	<b>Campagne di rilevamento della biodiversità</b>			
<b>Prima sessione – baseline (T<sub>0</sub> intera pianta)</b>	Giugno-Luglio 2024	Giugno-Luglio 2024	Giugno-Luglio 2024	Giugno-Luglio 2024
<b>Inizio degli interventi di gestione sperimentale</b>	Da Agosto 2024 (fino a fine progetto)	Da Agosto 2024 (fino a fine progetto)	Da Agosto 2024 (fino a fine progetto)	Da Agosto 2024 (fino a fine progetto)
<b>Seconda sessione (comunità del suolo)</b>	Giugno-Sett 2025	Giugno-Sett 2025	Giugno-Sett 2025	Giugno-Sett 2025
<b>Terza sessione (T<sub>1</sub> - intera pianta)</b>	Giugno-Luglio 2026	Giugno-Luglio 2026	Giugno-Luglio 2026	Giugno-Luglio 2026
<b>Quarta sessione (T<sub>2</sub> - intera pianta)</b>	Giugno-Luglio 2028	Giugno-Luglio 2028	Giugno-Luglio 2028	Giugno-Luglio 2028

### 3.2.2 Tecniche di raccolta

Sono qui riportate e riassunte le caratteristiche dei diversi metodi di campionamento impiegati per i rilievi dell'entomofauna presente nei diversi siti sperimentali.

- **Trappole a caduta (Pit-fall Trap)**

Contenitori che vengono posti in modo tale che i bordi siano a livello del terreno per intercettare la fauna che è presente e cammina a livello del suolo. Spesso, come nel caso in questione, sono riempite di un attrattore, costituito da aceto e sale, dalle capacità conservanti. Solitamente dopo aver posizionato la trappola, scavando un buco nel terreno, questa viene protetta in modo da evitare il deposito di materiale vegetale all'interno della trappola o l'accumulo di acqua piovana ma sempre garantendone l'accesso da parte degli

organismi. In particolare, sono stati creati dei “tetti” con dei pannelli di legno appoggiati a dei sassi o di pannelli di plastica semi-rigida, fissati con dei bastoncini al terreno, in modo da mantenerli in posizione sopraelevata rispetto al suolo.

- **Trappole a finestra (Window Trap)**

Trappola costituita da pannelli verticali e trasparenti in plexiglass che vengono montati in modo da formare una croce, alla cui base è posto un imbuto (di dimensione adeguata a contenere i pannelli) che termina in un contenitore riempito con alcol a 70° e provvisto di due fori per un’eventuale fuoriuscita di acqua in eccesso. In cima ai due pannelli se ne trova un altro con funzione protettiva per evitare di raccogliere nel contenitore con il liquido materiale vegetale o acqua piovana. Le window traps vengono posizionate nella chioma, appese ai rami, in modo da intercettare gli insetti volatori che, sbattendo sul pannello trasparente, cadono nell’imbuto e finiscono dentro al contenitore con l’acqua.

- **Trappole a finestra a tronco (Window Trap)**

Il funzionamento è uguale a quelle sospese; la differenza consiste nel fatto che queste sono costituite da un solo pannello trasparente e vengono adese e posizionate perpendicolarmente al tronco. Vengono impiegate per campionare gli organismi che utilizzano il tronco come via per lo spostamento, gli organismi che si nutrono del legno, sia xilofagi che saproxilici, o vi depongono le uova ma anche gli individui adulti che sfarfallano dal tronco (**Figura 14**).



*Figura 14 – esempio di installazione di trappola a finestra a tronco nell’area del progetto (C. Canedoli).*

- **Bottiglia con attrattore**

Questa trappola è costituita da una bottiglia di plastica sospesa nella chioma. La bottiglia presenta un foro laterale che consente agli organismi volatori di entrare senza più uscire ed è riempita con un liquido attrattivo e conservante, nello specifico di questo studio, con birra.

- **Bottiglia con attrattore a tronco**

Simile a quella precedente dalla quale si differenzia per il posizionamento della bottiglia che, in questo caso, è posta in modo da essere aderente al tronco, per poter campionare anche gli organismi camminatori.

- **Retino da sfalcio**

Tecnica di campionamento che prevede l'utilizzo di un retino che viene fatto passare velocemente sullo strato erbaceo. Gli sfalci effettuati nelle aree sperimentali sono stati eseguiti lungo un transetto di venti metri. Gli organismi raccolti, appartenenti a diversi ordini e solitamente nascosti nella vegetazione, sono stati trasferiti in flaconi di polietilene con alcol a 70°.

- **Ombrello entomologico**

Metodo di campionamento che consiste nell'utilizzo di un ombrello entomologico, ovvero un telo bianco quadrato, con due aste incrociate poste negli angoli del telo per mantenerlo teso, che viene posizionato sotto porzioni della chioma. L'ombrello intercetta gli organismi che vengono "rimossi" dalla pianta dopo battitura. Il materiale raccolto è stato trasferito in flaconi con alcol a 70°.

### **3.2.3 Rilievi per la creazione di una *baseline* (anno 2024)**

Come illustrato nel par. 1.2.1, i rilievi effettuati nel corso del 2024 hanno avuto la finalità di indagare le comunità di invertebrati presenti all'interno dei nuclei arborei al cosiddetto tempo zero del progetto, quando ancora non erano iniziati gli interventi gestionali sperimentali, al fine di definire una *baseline* della biodiversità dei siti di studio. In tutti i plot sperimentali sono state installate complessivamente 212 trappole, suddivise come riportato nella **Tabella 2**. Le porzioni soprasuolo delle piante, ricadenti sia in chioma sia lungo il tronco, sono state campionate con trappole a finestra e attrattive montate sui rami e lasciate sospese (W, B) oppure adese al tronco (WT, BT). Questo è stato possibile grazie al lavoro di *treeclimbers* professionisti, certificati per i lavori in quota, che hanno installato e rimosso le trappole. I professionisti hanno permesso anche il campionamento tramite ombrelli entomologici (OMB) in quota a varie altezze della chioma.

Gli organismi che abitano lo strato erbaceo sono stati contattati tramite operazioni di sfalcio, con retino, percorrendo transetti di 20m in tre diverse direzioni per area, in particolare nelle zone centrali, marginali e trasversali di ogni nucleo arboreo. La fauna legata al suolo, invece, è stata campionata tramite trappole a caduta (PIT).

Le trappole a finestra, attrattive e a caduta sono state posizionate all'interno delle aree a metà giugno e rimosse dopo tre settimane (a metà luglio), lasciandole in posa un tempo sufficiente per campionare un numero significativo di organismi. A fine sessione, il loro contenuto è stato

filtrato con un filtro a maglia fine e posto in flaconi con alcool a 70° per la conservazione in attesa dello smistamento in laboratorio. Il materiale raccolto dalle operazioni di sfalcio (a giugno 2024) e dall'uso degli ombrelli entomologici (sia a giugno che a luglio 2024) è stato subito conservato in flaconi contenenti alcool a 70° e portato in laboratorio per le analisi.

Tutto il materiale raccolto, trasferito in contenitori con alcol a 70°, è stato catalogato con codici identificativi univoci riportanti il nome dell'area di studio, la tipologia di trappola, il numero dell'albero o della catasta a cui la trappola faceva riferimento e l'area gestionale (es. PN-B-319-P1 = Parco Nord-Bottiglia-Pianta n° 319-Platano tradizionale).

**Tabella 2** – Sforzo di campionamento per l'anno 2024 in cui è stato effettuato un rilievo completo della biodiversità presente nei nuclei arborei del Parco. B = bottiglie attrattive sospese; BT = bottiglie attrattive fissate al tronco; OMB = ombrello entomologico; PIT = trappole a caduta; W = trappole a finestra; WT = trappole a finestra fissate al tronco; P1 e Q1= platano e querce a gestione tradizionale; P2 e Q2 = platano e querce a gestione conservativa.

Tipologia di trappola	P1	P2	Q1	Q2	Totale
<b>B</b>	7	6	7	5	25
<b>BT</b>	4	6	7	5	22
<b>OMB</b>	10	12	16	18	56
<b>PIT</b>	15	13	11	11	50
<b>SFALCIO</b>	3	3	3	3	12
<b>W</b>	6	6	6	5	23
<b>WT</b>	6	6	6	6	24
<b>Totale</b>	51	52	56	53	212

### 3.2.4 Rilievo post-gestione (anno 2025)

Per il primo anno post-interventi gestionali, è stata effettuata una sessione di monitoraggio della biodiversità principalmente focalizzata sulle comunità di invertebrati legate al suolo ma estendendo la finestra di campionamento. Gli invertebrati camminatori del suolo sono stati campionati mediante trappole a caduta, installate il 25 giugno e tolte definitivamente l'11 settembre, per un periodo complessivo di circa tre mesi. Solo un piccolo numero di rilievi è stato effettuato anche con le altre tecniche di trappolaggio, nel periodo compreso tra il 25 giugno e il 30 luglio.

La scelta di indirizzare lo sforzo di campionamento della prima estate successiva all'inizio degli interventi di gestione conservativa sulla fauna camminatrice del suolo è legata al breve lasso di tempo in cui gli interventi stessi possono avrebbero potuto generare dei primi effetti

misurabili. I rilievi su questa componente della comunità di invertebrati hanno permesso di: (1) contenere il costo del posizionamento delle trappole in quota che, come già illustrato, viene effettuato da *treeclimbers* professionisti, per concentrarlo a distanza di due anni dall’inizio degli interventi quando gli effetti saranno potenzialmente maggiormente rilevabili; (2) effettuare comunque una prima valutazione degli effetti della gestione conservativa sugli invertebrati e in particolare quelli a livello del suolo che è anche lo “strato” che è stato interessato dal maggior numero di azioni conservative (riduzione degli sfalci, mantenimento della lettiera, creazione di cataste di legna). In totale, sono state posizionate 40 trappole, di cui 28 a caduta (PIT), 8 a finestra (W e WT) e sono stati effettuati 4 sfalci dello strato erbaceo distribuiti nei quattro plot sperimentali come illustrato in **Tabella 3**.

**Tabella 3** – Sforzo di campionamento per l’anno 2025 per i rilievi della biodiversità presente nei plot sperimentali del Parco. PIT = trappole a caduta; W = trappole a finestra; WT = trappole a finestra fissate al tronco; P1 e Q1= platano e querce a gestione tradizionale; P2 e Q2 = platano e querce a gestione conservativa

Tipologia di trappola	P1	P2	Q1	Q2	Totale
PIT	5	9	5	9	28
SFALCIO	1	1	1	1	4
W	1	1	1	1	4
WT	1	1	1	1	4
<b>Totale</b>	<b>8</b>	<b>12</b>	<b>8</b>	<b>12</b>	<b>40</b>

Le trappole a caduta sono state installate nelle aree in corrispondenza di cinque alberi, selezionati tra quelli con diametro maggiore, e delle cataste, per quanto riguarda le aree a gestione conservativa. In particolare, nelle aree gestite tramite arboricoltura tradizionale (P1, Q1) sono state installate 5 trappole a caduta mentre nelle aree gestite ad arboricoltura conservativa (P2, Q2), il totale delle trappole ammontava a 9 di cui 5 presso gli alberi e 4 in corrispondenza delle cataste. Le trappole a caduta sono rimaste in posa dal 25 giugno all’11 settembre, prelevandone il contenuto ogni due settimane e ripristinando la trappola con una nuova soluzione di aceto e sale in loco, per un totale di cinque eventi di raccolta e di 145 campioni (**Figura 15**).

Gli sfalci sono stati effettuati il 25 giugno, durante le attività di posizionamento delle altre trappole, tramite retino da sfalcio, percorrendo un transetto lungo 20 m. Gli individui sono stati subito trattati, ponendoli in flaconi di polietilene con alcool a 70° (**Figura 16**).

La chioma è stata campionata con due trappole a finestra per area, di cui la prima sospesa e l'altra adesa al tronco. Entrambe le tipologie sono state posizionate in quota e rimosse dopo circa un mese, il 30/7, da *treeclimbers* professionisti. Il contenuto è stato filtrato tramite un filtro a maglia fine in modo tale da separare tutti gli artropodi dal liquido attrattivo presente nella trappola. Gli organismi sono stati poi trasferiti e conservati in flaconi di polietilene contenenti alcool a 70°.

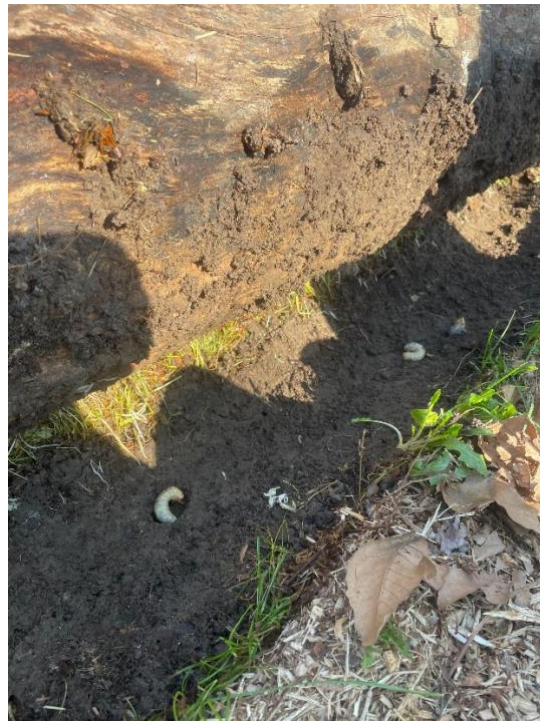
Come per il 2024, tutto il materiale raccolto è stato catalogato con codici identificativi univoci riportanti il nome dell'area di studio, la tipologia di trappola, il numero dell'albero o della catasta a cui la trappola faceva riferimento e l'area gestionale (es. PN-PIT-319-P1 = Parco Nord-Trappola a caduta-Pianta n° 319-Platano tradizionale).



**Figura 15** – (a) posizionamento delle trappole a caduta; (b) esemplare di *Pieris napi* trappolato tramite retino da sfalcio; (c) confronto del suolo tra plot gestito e il prato confinante, i paletti delimitano le aree sperimentali del progetto; (d) sottosuolo del plot dei platani a gestione conservativa (P2) (C. Canedoli; D. Corengia).



(a)



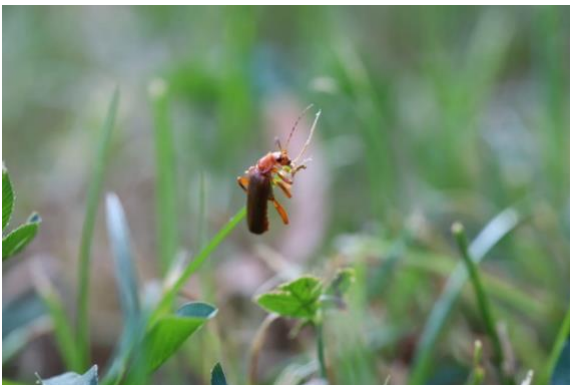
(b)



(c)



(d)



(e)



(f)

**Figura 16** – (a, c, e, f,) immagini di insetti ritrovati nelle aree del Parco; (b) larve rinvenute sotto un tronco morto in terra lasciato nel platano conservativo; (d) funghi ritrovati nei plot di ricerca (C.Canedoli, D. Corengia).

### 3.3 ANALISI DI LABORATORIO

Dopo le fasi operativi in campo, i campioni raccolti sono stati analizzati in laboratorio. Un totale di 362 campioni complessivi, sia del 2024 sia del 2025, sono stati smistati.

Ogni campione è stato trattato singolarmente, visionandone il contenuto sotto stereomicroscopio, con un ingrandimento adeguato, per poter riconoscere ogni organismo a livello di ordine (ad eccezione degli acari inseriti nella sottoclasse degli Acariformes) (**Figura 17**). Gli individui sono stati conteggiati e smistati in provette separate per ordine, contenuti alcol etilico a 70°, avvalendosi di apposite pinzette entomologiche. Ciascuna provetta è stata catalogata riportando il codice identificativo della trappola a cui faceva riferimento. I dati circa il numero di individui per ordine, e conseguentemente gli ordini presenti per ogni trappola, sono stati riportati in un database Excel in cui sono stati aggiunti anche i dati ambientali rilevati su campo (es. albero di riferimento, tipologia gestionale, le altezze a cui sono state poste le trappole, etc.).

I campioni smistati sono in corso di identificazione da parte di tassonomi specialisti dei diversi gruppi tassonomici. Solo per il 2025, i coleotteri sono già stati identificati a livello di famiglia e questi dati sono quindi inclusi nelle elaborazioni della presente tesi.



**Figura 17** – immagini di alcune operazioni di laboratorio e di organismi presenti nei campioni raccolti (A. Palmiotto).

### 3.4 ANALISI STATISTICHE

I dati raccolti nei due anni di studio sono stati analizzati per descrivere le comunità biologiche associate agli alberi urbani e gestiti con tecniche arboricole diverse. In particolare: (1) i dati raccolti nel 2024 hanno permesso di evidenziare le differenze di trappolaggio dei dispositivi utilizzati, indagare le comunità delle due specie arboree presenti (i.e. Platano e Quercia rossa) e la loro distribuzione verticale; (2) i dati raccolti nel 2025 hanno permesso di esplorare l'esistenza di differenze tra i modelli gestionali.

Le elaborazioni effettuate sono state le seguenti:

- Il numero di individui intercettati è stato organizzato in tabelle e grafici al fine di mostrarne la distribuzione in relazione al metodo di campionamento, alla specie arborea, alla posizione della trappola sulla pianta e alla tecnica gestionale. In particolare, per il 2024, le trappole sono state categorizzate a seconda della loro posizione rispetto allo sviluppo verticale della pianta come segue:
  - chioma: in cui confluiscono le comunità raccolte da ombrelli entomologici, bottiglie attrattive e trappole a finestra sospese;
  - tronco: in cui confluiscono le comunità raccolte dalle bottiglie attrattive e trappole a finestra a tronco;
  - suolo (zona basale dell'albero): rappresentato dalle trappole a caduta a terra;
  - strato erbaceo: rappresentato dagli sfalci.
- Le comunità di invertebrati campionate (a) sulle diverse specie arboree, (b) nelle diverse porzioni della pianta (suolo, tronco e branche principali, chioma e strato erbaceo), (c) con le diverse tipologie di trappole adottate e (d) in diverse zone dello strato erbaceo (margine, centro e in ecotono dell'appezzamento, cioè partendo dal margine e spostandosi verso il centro) sono state confrontate mediante dbRDA (*distance-based Redundancy Analysis*), effettuando un modello separato per ogni fattore. In tutti i modelli, il plot sperimentale (P1, P2, Q1, Q2) è stato inserito come effetto condizionale, per tenere conto della dipendenza delle trappole localizzate in uno stesso nucleo arboreo. I modelli sono stati elaborati (1) utilizzando l'indice di dissimilarità di Bray-Curtis, (2) rimuovendo i *taxa* rappresentati da meno di 5 individui, per implementare la chiarezza del modello riducendo l'influenza dei gruppi poco comuni, e (3) standardizzando le frequenze trasformandole in abbondanze percentuali, al fine di rendere confrontabili le catture effettuate con metodi differenti tra loro.

- Il confronto delle abbondanze e della ricchezza dei diversi gruppi di artropodi e coleotteri campionati nel 2025 nelle due tipologie gestionali, e tra cataste e strato erbaceo nei plot conservativi, è stato testato mediante modelli lineari misti (*Linear Mixed Effects Models - LME*) solo per le catture effettuate con le trappole a caduta. Le variabili predittive incluse come effetti fissi sono state:
- tipologia gestionale: tradizionale vs conservativa, per evidenziarne le possibili differenze in termini di comunità di artropodi e coleotteri;
  - habitat: strato erbaceo vs catasta solo nei plot a gestione conservativa, per valutare il contributo della creazione di cataste rispetto al solo strato erbaceo nella diversità di artropodi camminatori del suolo.

In entrambi i modelli, la tipologia gestionale e l'habitat sono stati inseriti in interazione con la specie arborea dominante (i.e. platano e quercia rossa), per indagare le differenze anche in relazione a questo fattore, mentre il plot è stato inserito come effetto *random* per tener conto della variabilità intrinseca di ciascuna area sperimentale. I confronti a coppie sono stati effettuati con test di Tukey. I modelli sono stati effettuati per quei gruppi tassonomici con almeno 100 individui per gli ordini di artropodi e le famiglie di coleotteri. Il numero di individui campionato nel corso dei tre mesi di campionamento è stato sommato per singola trappola e le abbondanze sono state trasformate con logaritmo quando necessario a normalizzarne la distribuzione.

Le elaborazioni dei dati e le statistiche sono state effettuate con i software Microsoft Excel e R 4.5.0.

## 4 RISULTATI

### 4.1 BASELINE - ANNO 2024

#### 4.1.1 Descrizione generale

Nel 2024 il numero di individui campionati è risultato pari a 52.459, appartenenti a 19 ordini di artropodi. Se non consideriamo gli insetti, l'ordine più ricco di individui è quello dei collemboli (5.209 individui, pari al 10%) mentre quello con numero minore è stato l'ordine dei dipluri con un solo esemplare. Nella classe Insecta, i ditteri sono l'ordine più abbondante (15.582 individui, pari a 30%), seguiti da coleotteri (9.942 individui, pari a 19%) e imenotteri (9.740 individui, pari a 18%), i quali differiscono tra loro per circa duecento individui, mentre gli ordini con minore abbondanza sono stati ortotteri e mantoidei presentando ciascuno meno di dieci individui (**Tabella 4**).

*Tabella 4 – Numero di individui per ordini/classi campionati nei plot sperimentali a Parco Nord Milano nel 2024.*

	<i>Platanus occidentalis</i>		<i>Quercus rubra</i>		Totale
	P1	P2	Q1	Q2	
Diplura	0	0	1	0	1
Isopoda	36	36	2	5	79
Chilopoda	6	10	4	5	25
Diplopoda	22	5	2	0	29
Pseudoscorpionida	5	4	3	0	12
Acariformes	268	191	224	180	863
Araneae	251	195	264	447	1.157
Collembola	2.413	1.396	239	1.161	5.209
Orthoptera	0	0	1	1	2
Dermaptera	7	4	26	16	53
Mantodea	1	0	0	1	2
Hemiptera	179	741	1.290	724	2.934
Thysanoptera	97	136	94	126	453
Psocoptera	369	642	1.818	1.673	4.502
Neuroptera	23	36	31	31	121
Lepidoptera	59	145	356	127	687
Diptera	1.528	3.545	8.059	2.450	15.582
Hymenoptera	1.212	2.229	4.255	2.044	9.740
Coleoptera	3.569	1.513	2.346	2.514	9.942
Larve	116	112	147	403	778
Pupe	1	0	201	74	276
ND	1	4	3	4	12
<b>Totale individui</b>	<b>10.163</b>	<b>10.944</b>	<b>19.366</b>	<b>11.986</b>	<b>52.459</b>

### 4.1.2 Specie arborea

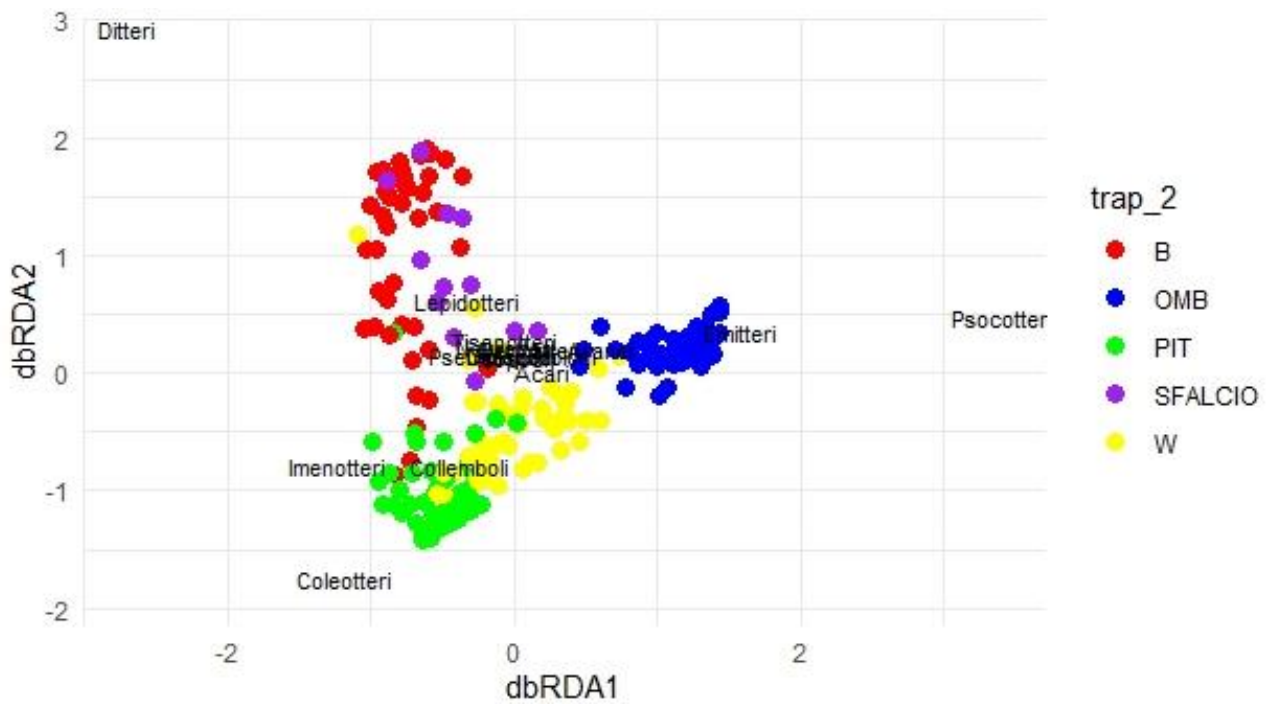
I modelli di ordinazione non hanno evidenziato nessuna differenza significativa nelle comunità di artropodi, classificate a livello di ordine, presenti nei nuclei di platano e quercia rossa, sia per quanto riguarda l'intera pianta che i singoli strati (suolo, tronco e chioma). Per questo motivo le comunità sono descritte solo in termini di abbondanze percentuali.

Nei popolamenti a platano il totale degli individui è pari 21.107 esemplari, appartenenti a 19 ordini di artropodi. Tra gli insetti, gli ordini più abbondanti sono coleotteri (5.082 individui, pari a 24%) e ditteri (5.073 individui, pari a 24%); quelli meno abbondanti sono dermatteri (11 esemplari) e mantoidei (1 esemplare). Tra gli altri artropodi, i collemboli sono l'ordine più abbondante (3.809 individui, pari a 18%) mentre l'ordine meno abbondante è quello degli pseudoscorpioni (9 individui).

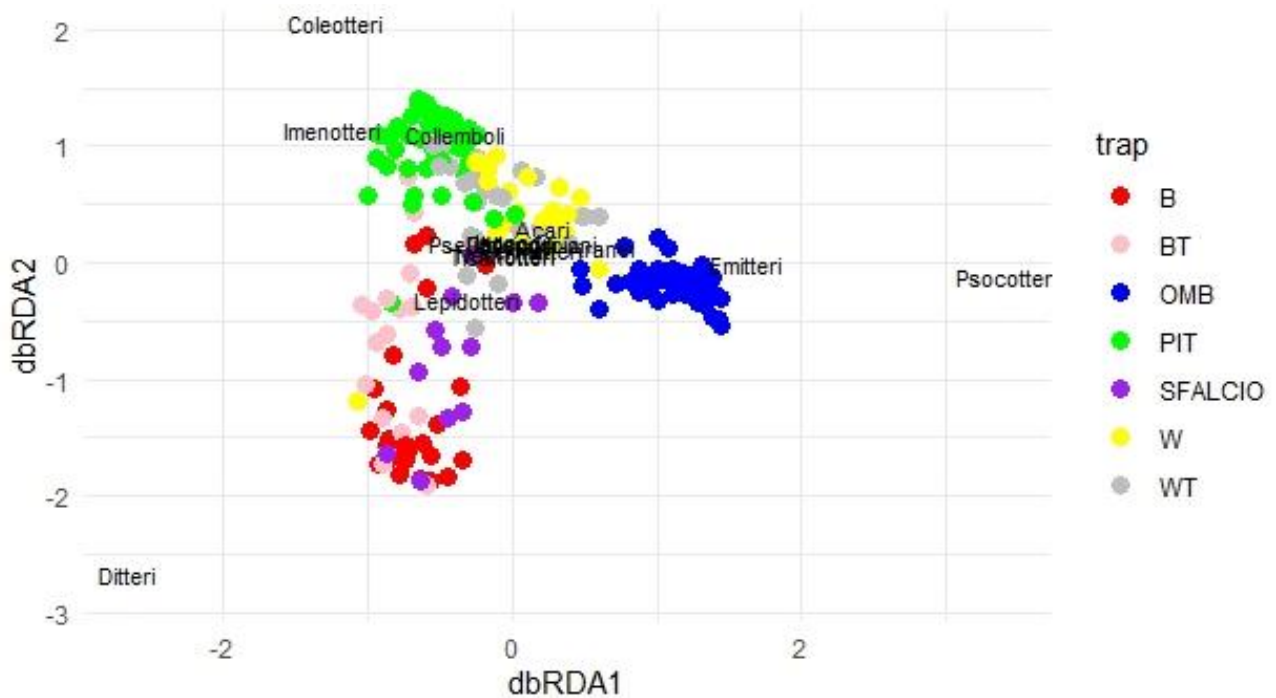
Nei popolamenti di quercia rossa, invece, il totale degli individui è pari a 31.352 esemplari, appartenenti a 19 ordini di artropodi. Tra gli insetti, l'ordine maggiormente abbondante è quello dei ditteri (10.509 individui, pari a 34%) mentre quelli meno abbondanti sono ortotteri (2 esemplari) e mantoidei (1 individuo). Nelle querce rosse, gli psocotteri sono meglio rappresentati (3.491 individui, pari a 11%) rispetto ai platani (1.011 individui, pari a 5%). Considerando anche gli altri artropodi, l'ordine più abbondante è quello dei collemboli (1.400, pari a 4%) mentre quelli meno abbondanti sono gli ordini dei dipluri (1 esemplare) e i diplopodi (2 esemplari).

### 4.1.3 Tipologia di trappola

Il modello dbRDA ha evidenziato una differenza significativa nella composizione delle comunità di artropodi, a livello di ordine, tra le diverse tipologie di trappole posizionate nelle quattro aree sperimentali ( $F= 32.73$ ;  $p < 0.001$ ). La tipologia di trappola spiega il 38% della variabilità osservata, mentre il plot sperimentale una percentuale trascurabile (2,5%). Coleotteri, imenotteri (prevalentemente Formicidae) e collemboli risultano caratterizzanti le comunità delle trappole a caduta (PIT), emitteri e psocotteri quelle degli ombrelli entomologici (OMB) mentre i ditteri sono presenti nelle bottiglie (B) e negli sfalci (SFALCIO; **Figura 18**). Per completezza, si riporta il grafico in cui le trappole sospese ai rami (B e W) e quelle adese al tronco (BT e WT) sono analizzate separatamente (**Figura 19**) ma, dato che il modello non acquisiva maggiore potere predittivo, si è deciso di tenerle accorpate.



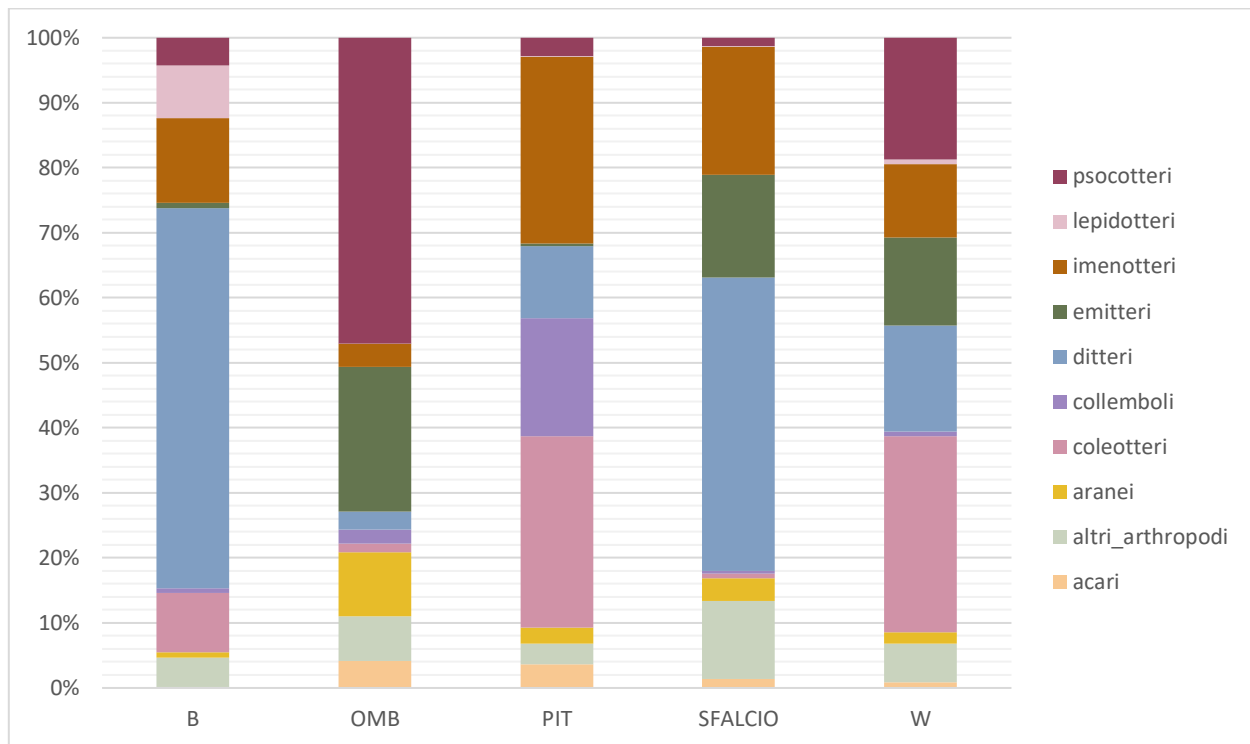
**Figura 18** – Grafico dbRDA che confronta le comunità di artropodi, a livello di ordini, campionate con diversi metodi di trappolaggio a Parco Nord Milano. B = bottiglie attrattive, OMB = ombrelli entomologici, PIT = trappole a caduta, SFALCIO = sfalci a livello dello strato erbaceo, W = trappole a finestra. Gli ordini con meno di cinque individui, le larve, le pupe e i non determinati sono stati esclusi dall'analisi.



**Figura 19** – Grafico dbRDA che confronta le comunità di artropodi, a livello di ordini, campionate con diversi metodi di trappolaggio a Parco Nord Milano, separando le trappole sospese alla chioma da quelle adese al tronco. B = bottiglie attrattive sospese, BT = bottiglie attrattive fissate al tronco, W = trappole a finestra, WT = trappole a finestra fissate al tronco, OMB = ombrelli entomologici, PIT = trappole a caduta, SFALCIO = sfalci a livello dello strato erbaceo. Gli ordini con meno di cinque individui, le larve, le pupe e i non determinati sono stati esclusi dall'analisi.

La diversa composizione delle comunità di artropodi intercettate con le differenti tipologie di trappole è apprezzabile anche elaborando i dati in termini di grafico a barre (**Figura 20**). I ditteri dominano nelle bottiglie (58%) e negli sfalci (45%) e gli psocotteri negli ombrelli (47%); nelle

trappole a caduta sono dominanti imenotteri (29%) e coleotteri (29%), i primi ben rappresentati anche negli sfalci (20%) e i secondi nelle trappole a finestra (30%). I gruppi con incidenza minore dell'1% sono stati raggruppati in "altri\_arthropodi".



**Figura 20** – Grafico a barre che mostra la composizione delle comunità di artropodi rilevate per ciascun metodo di trappolaggio nelle aree di querce e platani di Parco Nord Milano, considerando la media delle proporzioni di ciascun individuo per trappola.

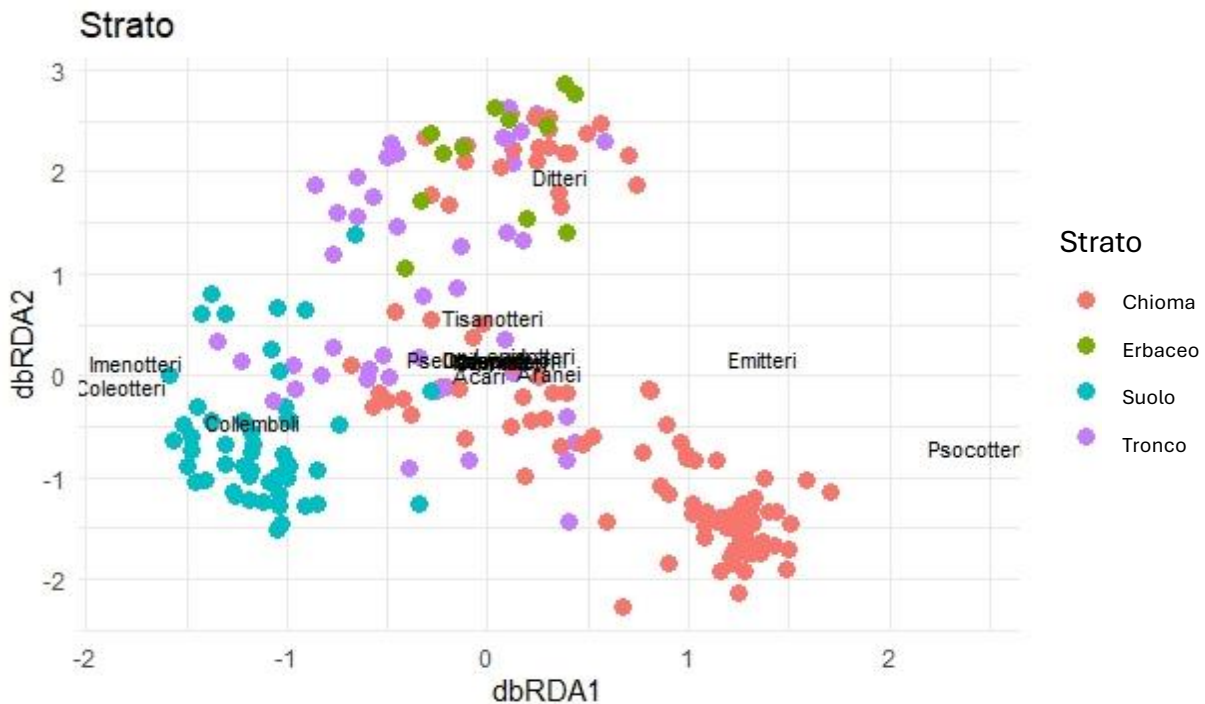
Inoltre, il numero di ordini campionati con le diverse metodologie è risultato differente: 17 ordini con le trappole a caduta, 15 ordini con le bottiglie attrattive, 14 ordini con gli ombrelli entomologici, 13 ordini con le trappole a finestra e 11 ordini con gli sfalci. Gli ordini rinvenuti esclusivamente nelle trappole a caduta sono stati dipluri, isopodi, chilopodi e diplopodi mentre ortotteri e mantoidei sono stati trappolati solo dalle bottiglie attrattive e dagli ombrelli entomologici.

#### 4.1.4 Posizione della trappola

##### **Distribuzione verticale**

Il modello dbRDA ha mostrato l'esistenza di differenze significative nella composizione delle comunità di artropodi, a livello di ordine, tra i diversi strati di campionamento ( $F = 16.254$ ;  $p < 0.001$ ). Lo strato, che corrisponde alle macro-nicchie ecologiche del suolo, dello strato erbaceo, del tronco e della chioma, spiega il 19% della variabilità osservata, mentre risulta trascurabile il tipo di popolamento arboreo (2,5%). Il suolo e la chioma sono nettamente

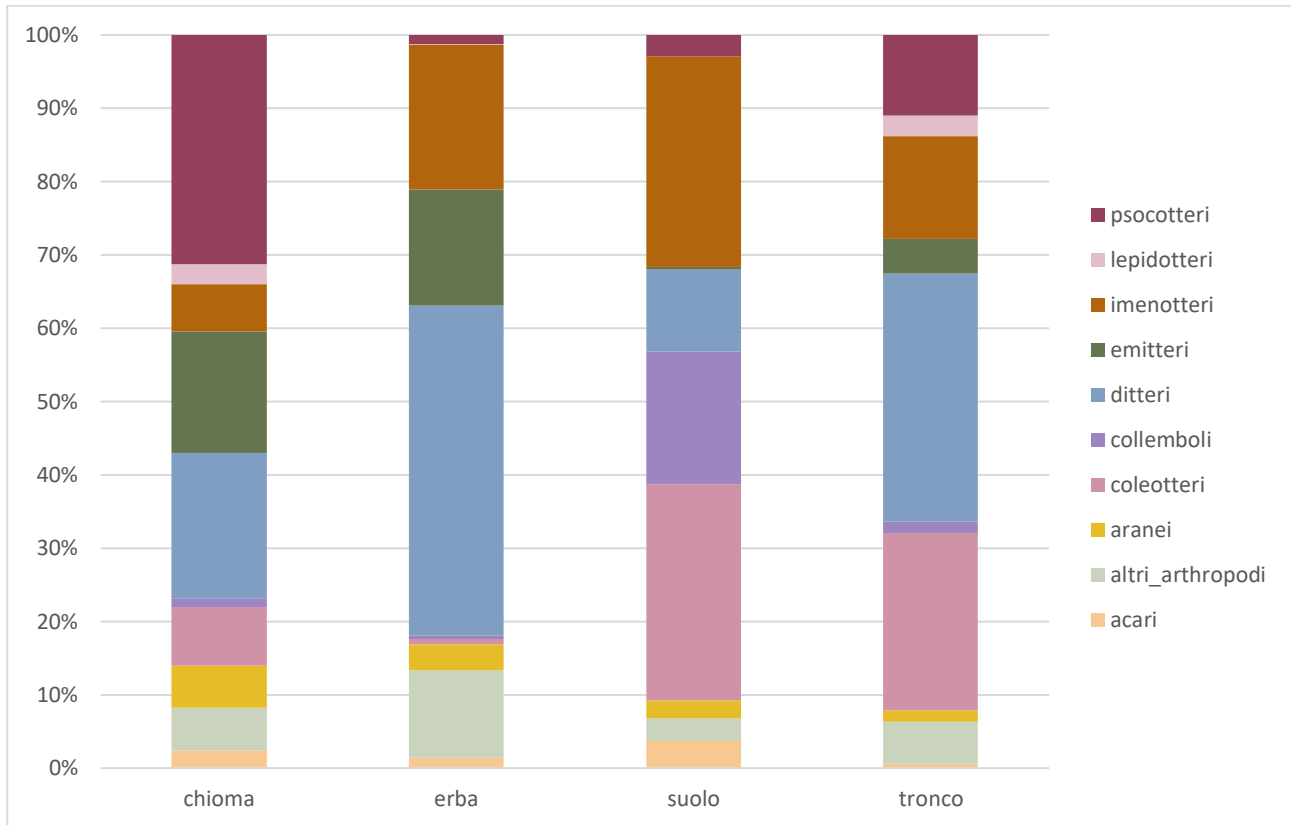
differenti: il primo è caratterizzato dalla presenza di coleotteri, imenotteri (con prevalenza di Formicidae; oss. pers.) e collemboli; la chioma, invece, è caratterizzata da psocotteri ed emitteri. Le comunità del tronco non sono nettamente diverse da quelle degli altri strati, come si vede dalla sovrapposizione dei punti in **Figura 21**. La composizione dello strato erbaceo è piuttosto simile a quella della chioma, con l'ordine dei ditteri predominante.



**Figura 21** – Grafico dbRDA che confronta la composizione delle comunità, a livello di ordine, sulla base dello strato campionato nell'area di studio. Gli ordini con meno di cinque individui, le larve, le pupe e i non determinati sono stati esclusi dall'analisi.

Per quanto riguarda la composizione delle comunità, le abbondanze dei diversi ordini campionati sono state elaborate anche in termini percentuali, per evidenziarne le differenze a livello di struttura, e sono illustrate in **Figura 22**. La chioma comprende una comunità piuttosto eterogena ed equiripartita in cui si ritrovano numerosi ordini e tra i quali prevale l'ordine psocotteri (31%). Gli altri ordini più abbondanti sono ditteri (20%) e imenotteri (17%). Scendendo lungo il tronco si nota che alcuni gruppi diminuiscono, come psocotteri (11%) e emitteri (5%), mentre altri sono meglio rappresentati. In particolare, l'ordine dei ditteri diventa dominante (34%), seguito da coleotteri (24%) e imenotteri (14%), con una comunità meno eterogena di quella nella chioma. Arrivando allo strato del suolo, i gruppi dominanti sono invece coleotteri e imenotteri che insieme costituiscono circa il 60% della comunità. Nello strato del suolo risultano essere ben rappresentati, come in nessun altro strato, i collemboli (18%). Infine, analizzando lo strato erbaceo la comunità risulta essere meno ricca in ordini, con dominanza dei ditteri (45%). Nel complesso, questo strato presenta una comunità piuttosto

simile a quella della chioma, escludendo però gli psocotteri. Inoltre, il numero di ordini campionati nei diversi strati è risultato differente: 17 ordini sono stati ritrovati nel suolo, 15 ordini sia nella chioma sia nel tronco e 11 ordini nello strato erbaceo. Gli ordini rinvenuti esclusivamente nel suolo sono stati dipluri, isopodi, chilopodi e diplopodi (ad eccezione di un individuo nel tronco); invece, gli ortotteri sono esclusivi della chioma.

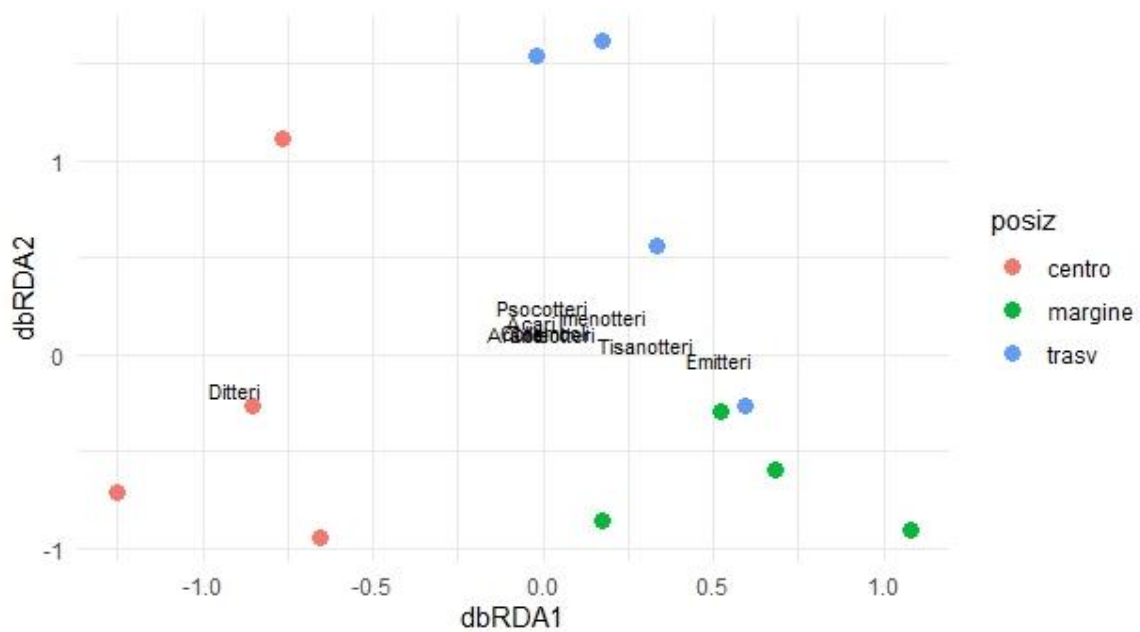


**Figura 22** - Grafico a barre che mostra la composizione delle comunità di artropodi rilevate per ciascuno strato (macro-nicchia ecologica) nelle aree di querce e platani di Parco Nord Milano, considerando la media delle proporzioni di ciascun individuo per trappola.

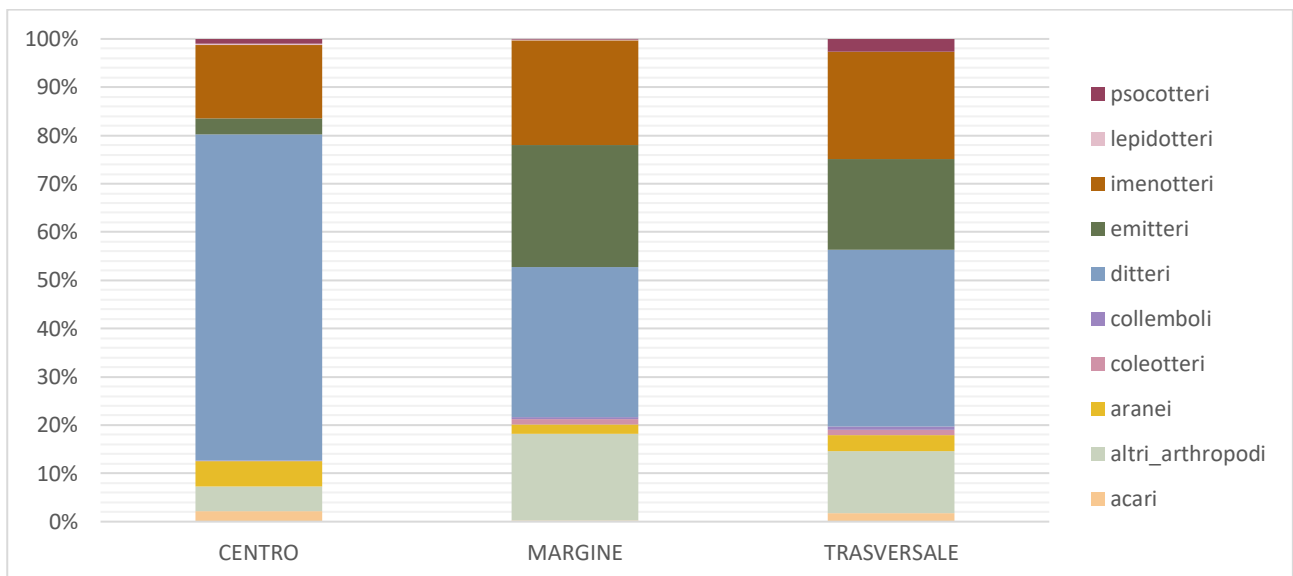
### **Distribuzione nello strato erbaceo**

Il modello dbRDA non ha rilevato la presenza di differenze significative nella composizione delle comunità di artropodi, a livello di ordine, nello strato erbaceo localizzato al margine, al centro, oppure in “ecotono” (i.e. effettuato lungo transetto trasversale partendo dal margine) dei quattro plot sperimentali ( $F = 1.8177$ ;  $p = 0.098$ ). Il modello, al limite della significatività, mostra però una tendenza a una maggior abbondanza di ditteri negli sfalci effettuati in posizione centrale (**Figura 23**). Il basso numero di repliche effettuato ( $n = 4$ ), può essere alla base del mancato raggiungimento della significatività. Analizzando la composizione percentuale (**Figura 24**), i ditteri rappresentano infatti il 67% della comunità campionata nello strato erbaceo al margine dei plot sperimentali e sono l’ordine dominante anche nelle altre

aree, mentre gli emitteri risultano meglio rappresentati negli sfalci marginali. In linea generale, gli sfalci che hanno campionato l'area trasversalmente hanno contattato un maggiore numero di ordini.



**Figura 23** – Grafico dbRDA che confronta la composizione delle comunità distribuite nello strato erbaceo e rilevate tramite sfalci. Gli ordini con meno di cinque individui, le larve, le pupe e i non determinati sono stati esclusi dall'analisi.



**Figura 24** – Grafico a barre che mostra la composizione delle comunità distribuite nello strato erbaceo nelle aree di querce e platani di Parco Nord Milano, considerando la media delle proporzioni di ciascun individuo per trappola.

## 4.2 PRIMO ANNO DI GESTIONE - ANNO 2025

### 4.2.1 Descrizione generale a livello di ordini

In totale, nel 2025, il numero di individui campionati è stato pari a 33.329, appartenenti a 17 ordini di artropodi. L'ordine meno abbondante tra gli artropodi è stato quello degli pseudoscorpioni (1 esemplare) mentre quello più abbondante, escludendo la classe Insecta, è stato quello dei collemboli (3.746 individui, pari a 11,2%). Guardando gli insetti, invece, l'ordine più ricco è stato quello dei ditteri (7.409 individui, pari a 22,2%) mentre i dermatteri sono risultati l'ordine meno abbondante (2 esemplari). L'area con più individui è stata quella a gestione conservativa (P2 = 13.000 individui) mentre il nucleo del querceto a gestione conservativo ha presentato il numero minore (Q2 = 5.319 individui) (**Tabella 5**).

**Tabella 5** - Numero di individui per ordini/classi campionati nelle aree del Parco a gestione tradizionale (P1, Q1) e conservativa (P2, Q2) nel 2025.

	<i>Platanus occidentalis</i>		<i>Quercus rubra</i>		Totale
	P1 (gestione tradizionale)	P2 (gestione conservativa)	Q1 (gestione tradizionale)	Q2 (gestione conservativa)	
<b>Isopoda</b>	1	22	0	1	24
<b>Chilopoda</b>	1	2	3	5	11
<b>Diplopoda</b>	1	5	2	1	9
<b>Pseudoscorpionida</b>	0	0	1	0	1
<b>Acariformes</b>	371	1.011	398	624	2.404
<b>Araneae</b>	97	225	167	291	780
<b>Collembola</b>	415	2.076	387	868	3.746
<b>Orthoptera</b>	0	5	1	4	10
<b>Dermaptera</b>	0	1	0	1	2
<b>Hemiptera</b>	1.967	2.523	95	73	4.658
<b>Thysanoptera</b>	19	19	24	34	96
<b>Psocoptera</b>	12	11	41	12	76
<b>Neuroptera</b>	0	4	2	5	11
<b>Lepidoptera</b>	11	36	10	27	84
<b>Diptera</b>	2.051	2.767	1.627	964	7.409
<b>Hymenoptera</b>	695	1.980	3.213	791	6.679
<b>Coleoptera</b>	2.345	2.219	740	1.495	6.799
<b>Larve</b>	125	90	30	123	368
<b>Pupe</b>	1	3	4	0	8
<b>ND</b>	0	1	1	0	2
<b>Totale individui</b>	8.112	13.000	6.746	5.319	33.177

#### 4.2.2 Composizione delle comunità a livello di ordini nelle diverse tipologie di trappole

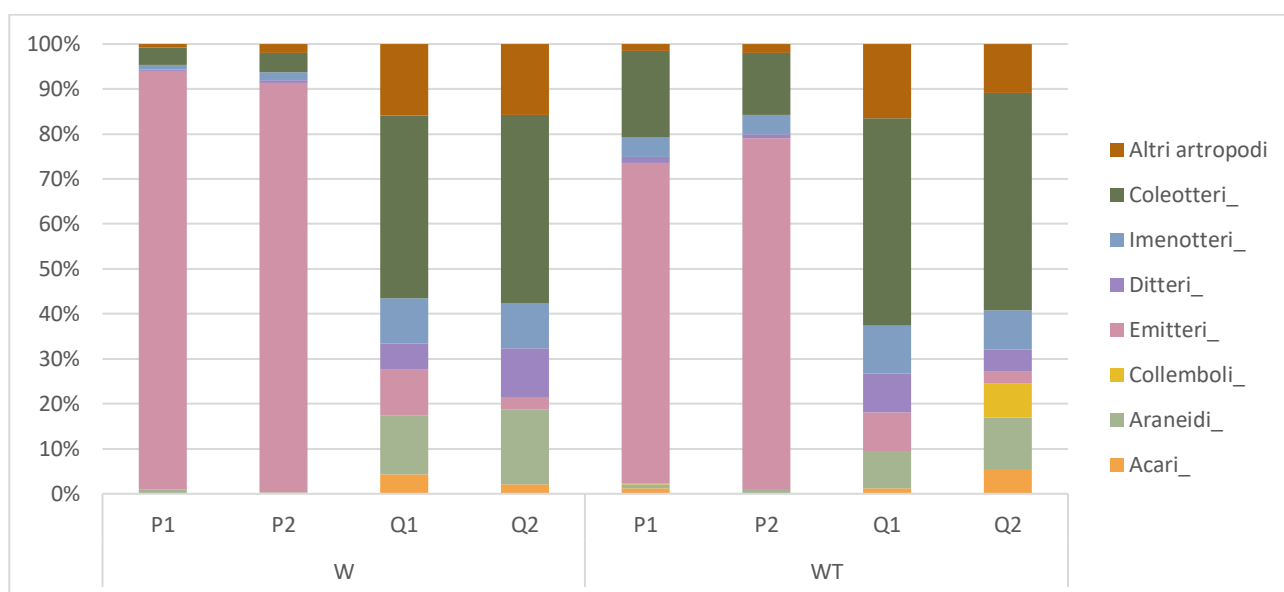
- **Window traps**

Nel 2025 ciascun popolamento arboreo è stato campionato con due trappole a finestra, di cui una sospesa nella chioma (W) e l'altra adesa al tronco (WT), per un totale complessivo di otto trappole installate. Dopo un mese di campionamento, gli organismi raccolti sono stati 4.516, appartenenti agli ordini mostrati in **Tabella 6**. Gli ordini più abbondanti sono stati gli emitteri e i coleotteri (566 individui, pari a 12%), con gli emitteri ben rappresentati (3.443 esemplari, pari a 76%) e particolarmente abbondanti nei platani (3.406 esemplari, pari a 88%), mentre l'ordine meno ricco di individui è stato quello dei neurotteri (9 esemplari). Le trappole hanno intercettato più organismi nei popolamenti di *Platanus occidentalis* (3.881 individui) rispetto ai nuclei di *Quercus rubra* (635 individui). L'area dei platani maggiormente ricca è stata quella a gestione tradizionale, con circa un centinaio di individui in più rispetto all'altra (P1 = 1.994 individui; P2 = 1.887 individui). Il querceto conservativo presenta una decina di organismi in più rispetto a quello tradizionale (Q1 = 312 individui; Q2 = 323 individui.).

**Tabella 6** – Numero complessivo di artropodi campionati nei plot sperimentali tramite trappole a finestra (W, WT) nel 2025.

	<i>Platanus occidentalis</i>						<i>Quercus rubra</i>						Totale complessivo
	P1 (gestione tradizionale)			P2 (gestione conservativa)			Q1 (gestione tradizionale)			Q2 (gestione conservativa)			
	W	WT	Totale	W	WT	Totale	W	WT	Totale	W	WT	Totale	
<b>Acariformes</b>	3	6	9	0	1	1	3	3	6	3	10	13	29
<b>Araneae</b>	10	4	14	4	4	8	9	20	29	23	21	44	95
<b>Collembola</b>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	14	14	15
<b>Hemiptera</b>	1.409	343	1.752	1.268	386	1.654	7	21	28	4	5	9	3.443
<b>Thysanoptera</b>	2	2	4	2	5	7	3	17	20	5	4	9	40
<b>Psocoptera</b>	10	0	10	5	3	8	2	18	20	3	6	9	47
<b>Neuroptera</b>	0	0	0	2	0	2	0	2	2	5	0	5	9
<b>Lepidoptera</b>	0	5	5	14	1	15	3	2	5	9	3	12	37
<b>Diptera</b>	4	6	10	7	5	12	4	21	25	15	9	24	71
<b>Hymenoptera</b>	16	21	37	26	21	47	7	26	33	14	16	30	147
<b>Coleoptera</b>	59	93	152	59	68	127	28	112	140	58	89	147	566
<b>Larve</b>	0	0	0	5	1	6	0	0	0	0	7	7	13
<b>Pupe</b>	0	0	0	0	0	0	3	1	4	0	0	0	4
<b>Totale individui</b>	1.513	481	1.994	1.392	495	1.887	69	243	312	139	184	323	4.516

Dal grafico a barre (**Figura 25**) risulta particolarmente visibile che la composizione delle comunità, in termini di ordini di artropodi, non differisce in modo evidente tra aree gestite in modo tradizionale e conservativo all'interno dei nuclei arborei dominati dalla stessa specie, sia per le trappole a finestra sospese ai rami, sia per quelle fissate al tronco. Gli emitteri sono l'ordine più abbondante nei platani, andando a costituire circa il 70-90% della comunità, indipendentemente dalla gestione adottata e dalla tipologia di trappola. Nei querceti dominano invece i coleotteri, che compongono il 40-48% della comunità campionata che risulta essere più diversificata rispetto a quella dei platani. Nel querceto a gestione conservativa, ad esempio, è presente una discreta percentuale collemboli (7,6%) che invece è assente, o scarsamente rappresentata negli altri nuclei arborei.



**Figura 25** - Grafico a barre che mostra la composizione percentuale delle comunità di artropodi presenti nei quattro plot sperimentali campionati tramite trappole a finestra (W, WT) nel 2025.

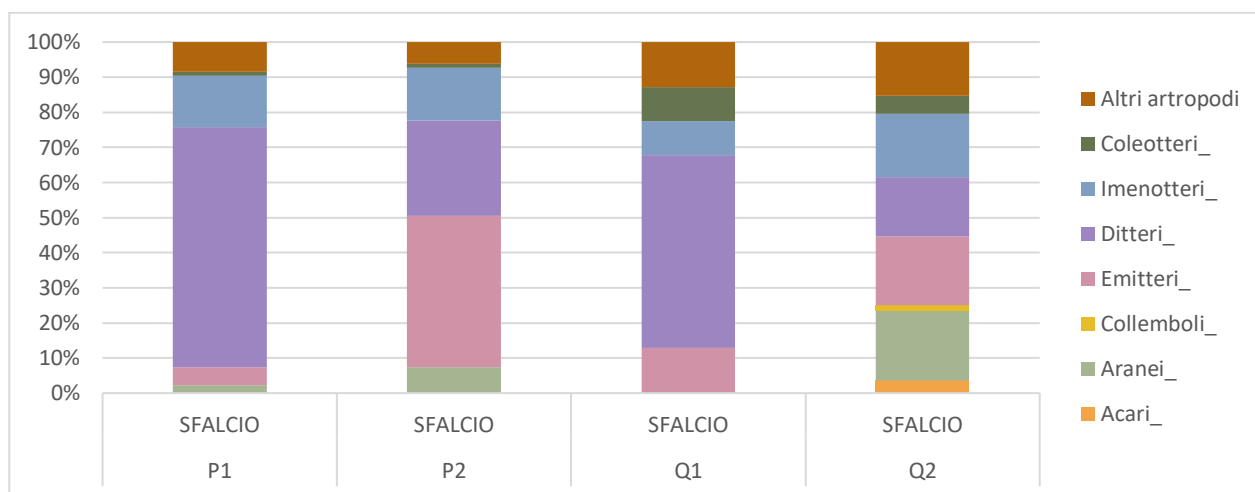
- **Sfalci**

Gli sfalci effettuati nel 2025 hanno campionato 676 individui (**Tabella 7**). L'ordine più abbondante è stato quello dei ditteri (245 esemplari, pari a 36%); seguono gli emitteri (169 esemplari; 25%) e gli imenotteri (105 esemplari; 16%). Complessivamente, considerando anche gli altri artropodi e non solo gli insetti, gli ordini meno ricchi di individui sono stati neurotteri (1 esemplare), lepidotteri (2 esemplari), psocotteri (3 esemplari), collemboli (3 esemplari) e ortotteri (4 esemplari). L'area in cui sono stati contattati più individui è stata il nucleo di platani gestiti con tecniche conservative (P2 = 273 individui); mentre l'area meno ricca è stata il querceto a gestione tradizionale (Q1 = 31 individui).

**Tabella 7** - Numero totale di artropodi campionati nei plot sperimentali tramite sfalcio nel 2025.

	<i>Platanus occidentalis</i>		<i>Quercus rubra</i>		Totale
	P1 (gestione tradizionale)	P2 (gestione conservativa)	Q1 (gestione tradizionale)	Q2 (gestione conservativa)	
<b>Acariformes</b>	0	0	0	7	7
<b>Araneae</b>	4	20	0	39	63
<b>Collembola</b>	0	0	0	3	3
<b>Orthoptera</b>	0	1	0	3	4
<b>Hemiptera</b>	9	118	4	38	169
<b>Thysanoptera</b>	14	8	1	19	42
<b>Psocoter</b>	0	2	0	1	3
<b>Neuroptera</b>	0	1	0	0	1
<b>Lepidoptera</b>	0	0	1	1	2
<b>Diptera</b>	121	74	17	33	245
<b>Hymenoptera</b>	26	41	3	35	105
<b>Coleoptera</b>	2	3	3	10	18
<b>Larve</b>	1	5	2	6	14
<b>Totale individui</b>	177	273	31	195	676

La **Figura 26** mostra come i ditteri siano l'ordine di organismi dominanti nelle comunità delle aree gestite tradizionalmente (P1: 68%, Q1: 55%) mentre in quelle nelle quali la gestione è stata di tipo conservativo (P2, Q2), gli ordini sono meglio rappresentati ed equiripartiti. In particolare, nel platano (P2) risultano essere maggiormente rappresentati ordini come gli emitteri (43%) e gli araneidi (7%); nel querceto (Q2) la comunità è la più eterogenea con gli ordini presenti secondo abbondanze simili e nella quale si rilevano anche acari e collemboli.



**Figura 26** - Grafico a barre che mostra la composizione percentuale delle comunità di artropodi presenti nei quattro plot sperimentali campionati tramite sfalci nel 2025.

- **Cataste**

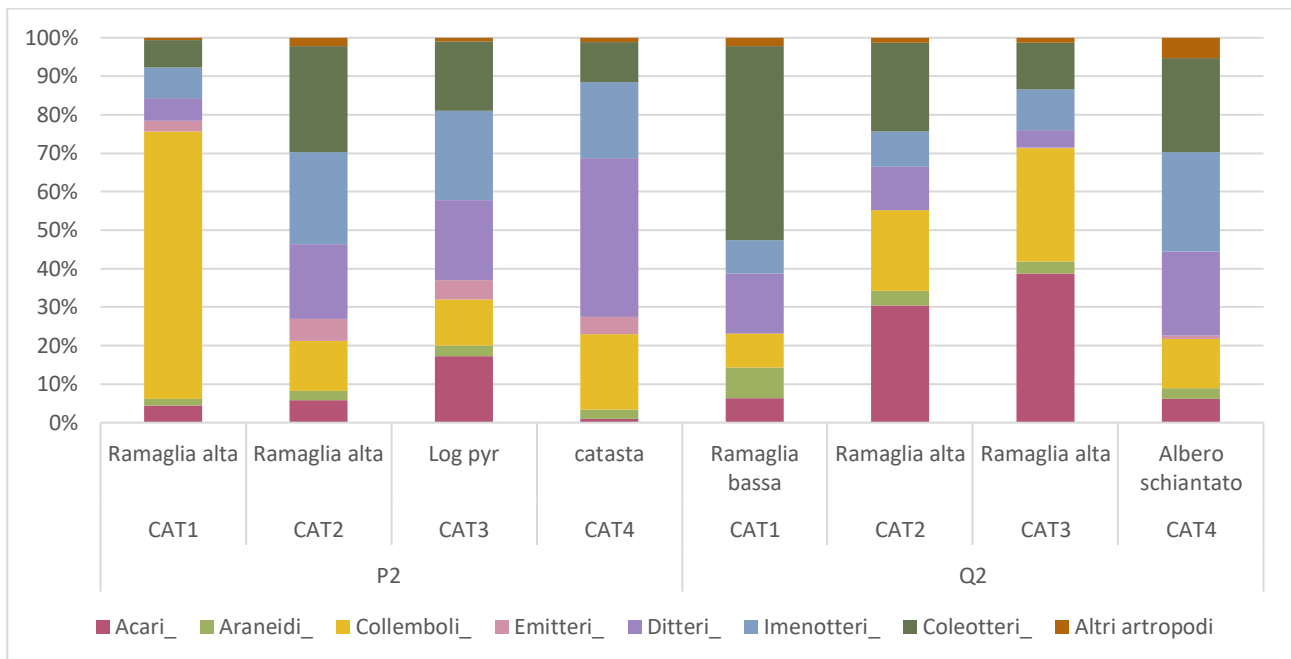
Il totale di individui intercettato con le trappole a caduta poste in corrispondenza delle cataste, nel 2025, è stato pari a 6.878 distribuiti in 14 ordini (**Tabella 8**). Tra gli artropodi, escludendo gli insetti, l'ordine più abbondante è stato quello dei collemboli (2.098 esemplari, pari a 30%), seguito dagli acari (785 esemplari, pari a 11%), mentre l'ordine meno ricco in individui è risultato essere quello dei diplopodi (3 esemplari). Tra gli insetti, invece, i ditteri (1.211 individui, pari a 18%) e i coleotteri (1.187 individui, pari a 17%) sono stati particolarmente abbondanti mentre poco rappresentati sono stati dermatteri (2 esemplari) e lepidotteri (3 esemplari). Confrontando i nuclei dominati dalle due specie arboree, i platani hanno campionato circa il doppio degli individui rispetto alle querce (P2 = 4.558; Q2 = 2.320).

**Tabella 8** - Numero totale di individui campionati nelle aree gestite in modo conservativo (P2, Q2) tramite pitfall posizionate nelle cataste nel 2025.

	P2 (platano a gestione conservativa)					Q2 (quercia a gestione conservativa)					Totale complessivo
	CAT1	CAT2	CAT3	CAT4	Totale P2	CAT1	CAT2	CAT3	CAT4	Totale Q2	
	Ramaglia alta	Ramaglia alta	Log pyr	catasta			Ramaglia bassa	Ramaglia alta	Ramaglia alta		Albero schiantato
<b>Isopoda</b>	0	0	3	4	7	0	0	0	0	0	7
<b>Chilopoda</b>	2	0	0	0	2	0	0	1	1	2	4
<b>Diplopoda</b>	0	1	0	1	2	0	0	1	0	1	3
<b>Acariformes</b>	82	36	184	10	312	24	175	226	48	473	785
<b>Araneae</b>	31	15	29	26	101	30	22	19	23	94	195
<b>Collembola</b>	1.258	79	126	210	1.673	33	120	172	100	425	2.098
<b>Orthoptera</b>	0	4	0	0	4	0	1	0	0	1	5
<b>Dermaptera</b>	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	2
<b>Hemiptera</b>	52	36	54	47	189	0	0	1	7	8	197
<b>Thysanoptera</b>	0	1	1	0	2	0	4	1	0	5	7
<b>Lepidoptera</b>	0	0	1	2	3	0	0	0	0	0	3
<b>Diptera</b>	108	119	221	442	890	59	65	26	171	321	1.211
<b>Hymenoptera</b>	143	146	246	210	745	32	52	62	203	349	1.094
<b>Coleoptera</b>	130	170	190	111	601	190	133	70	193	586	1.187
<b>Larve</b>	7	7	3	5	22	7	2	5	40	54	76
<b>Pupe</b>	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0	3
<b>ND</b>	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1
<b>Totale individui</b>	1.814	614	1.061	1.069	4.558	376	574	584	786	2.320	6.878

Guardando la composizione percentuale delle comunità nelle diverse tipologie di cataste (**Figura 27**), entrambe le ramaglie alte del querceto presentano una composizione piuttosto simile in cui dominano acari (30%) e collemboli (25%). Nel platano, invece, la dominanza dei collemboli è più marcata nella prima ramaglia alta (70%) piuttosto che nella seconda in cui gli ordini sono meglio equiripartiti. Nei platani, a differenza delle querce, in ogni tipologia di

catasta si ritrovano gli emitteri (189 individui, pari al 4%) che invece sono poco rappresentati nelle querce (8 individui). La tipologia di catasta “ramaglia bassa”, presente nel querceto, ha contattato più coleotteri (50%) rispetto alle altre cataste.



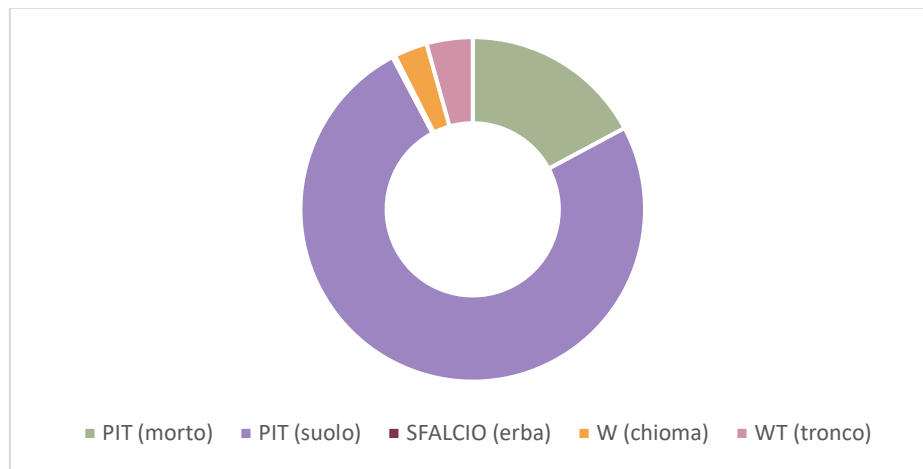
**Figura 27** - Grafico a barre che mostra la composizione percentuale delle comunità di artropodi campionati in prossimità delle cataste nelle aree a gestione conservativa dei platani (P2) e querce (Q2) tramite pitfall nel 2025.

#### 4.2.3 Descrizione generale a livello di famiglie di coleotteri

Nel 2025, il numero complessivo di coleotteri campionati è risultato pari a 6.660 (**Tabella 9**). I coleotteri sono stati maggiormente contattati nei platani e il nucleo a gestione tradizionale ha registrato il maggior numero di individui (P1= 2.337 esemplari, pari a 35%). Nelle querce, invece, i coleotteri sono meglio rappresentati nell’area a gestione conservativa (Q2 = 1.484, pari a 23%). Gli individui analizzati sono stati ricondotti a 39 famiglie. La famiglia più abbondante in assoluto è stata quella dei nitidulidi (4.764 esemplari, pari a 72%), seguono i carabidi (697 esemplari, pari a 10%), stafilinidi (581 individui, pari a 9%) e scolitidi (378 esemplari, pari a 6%). Molte famiglie (17) sono rappresentate da meno di 5 individui.

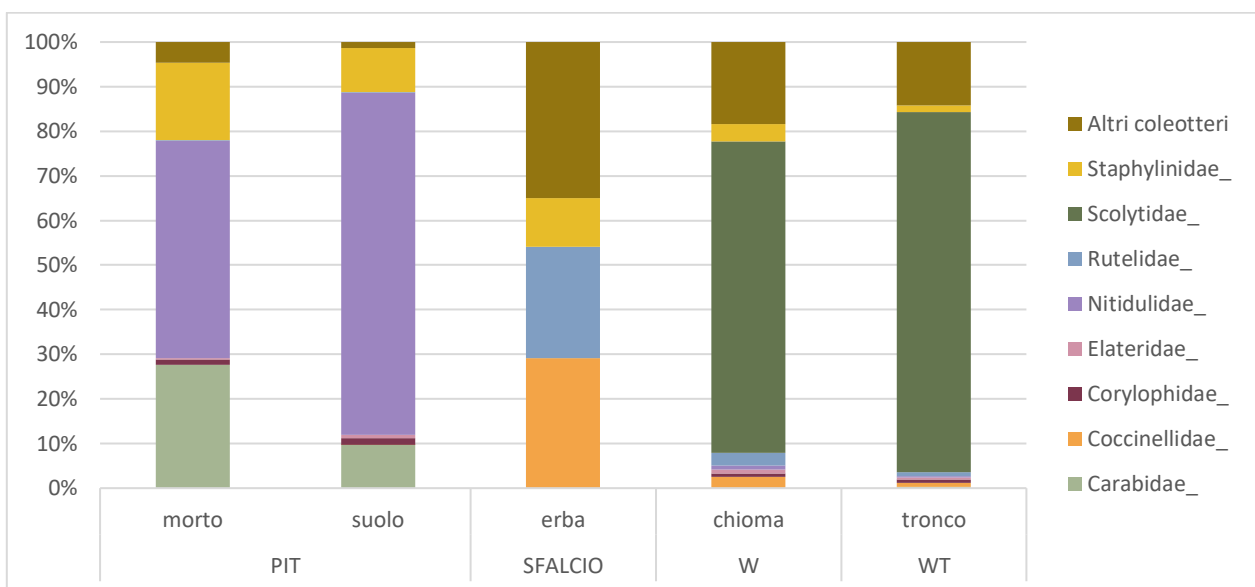
Analizzando le abbondanze di coleotteri nelle diverse tipologie utilizzate (**Figura 28**), la maggior parte è stata intercettata con le trappole a caduta (pitfall) che hanno raccolto 6.146 individui, pari a 92%. Tra queste, i coleotteri sono stati maggiormente campionati dalle trappole a caduta poste nello strato erbaceo (5002 individui; 75%) mentre in quelle poste in prossimità delle cataste sono stati ritrovati 1.144 individui, pari a 17%. Le trappole a finestra hanno intercettato

496 individui (7%), la maggior parte dei quali è stata trappolata da quelle fissate al tronco (4%). Infine, i coleotteri ritrovati tramite sfalcio sono stati la minor parte (18 individui).



**Figura 28** - Grafico ad anello che mostra le abbondanze percentuali di coleotteri ritrovati con i diversi metodi di trappolaggio utilizzati a Parco Nord Milano nel 2025.

Guardando le abbondanze delle famiglie di coleotteri ritrovati nelle varie tipologie di trappole utilizzate (**Figura 29**), si nota come nelle trappole a caduta vicino alle cataste (PIT morto) siano presenti Nitidulidae (49%), Carabidae (28%) e Staphylinidae (17%); in quelle poste nello strato erbaceo (PIT suolo) invece dominano i Nitidulidae (77%). Le trappole a finestra, sia sospese (W) sia fissate al tronco (WT), sono caratterizzate dalla presenza degli Scolytidae (70-81%). Per gli sfalci, invece, le famiglie più abbondanti ritrovate sono Coccinellidae (29%) e Rutelidae (25%).



**Figura 29** - Grafico a barre che mostra la composizione percentuale delle famiglie di coleotteri rilevati per ciascun metodo di trappolaggio nelle aree di querce e platani di Parco Nord Milano, considerando la media delle proporzioni di ciascun individuo per trappola.

**Tabella 9** – Numero totale di individui per le famiglie di coleotteri ritrovate nelle aree studio nel 2025.

	<i>Platanus occidentalis</i>		<i>Quercus rubra</i>		Totale complessivo
	P1 (gestione tradizionale)	P2 (gestione conservativa)	Q1 (gestione tradizionale)	Q2 (gestione conservativa)	
<b>Anthribidae</b>	0	1	0	0	1
<b>Biphyllidae</b>	0	1	0	7	8
<b>Bruchidae</b>	1	0	0	0	1
<b>Cantharidae</b>	0	0	0	1	1
<b>Carabidae</b>	145	233	44	275	697
<b>Cerambycidae</b>	1	1	3	2	7
<b>Cetoniidae</b>	2	1	2	1	6
<b>Cholevidae</b>	5	1	0	0	6
<b>Chrysomelidae</b>	2	0	0	3	5
<b>Coccinellidae</b>	4	1	4	6	15
<b>Corylophidae</b>	7	17	18	11	53
<b>Cryptophagidae</b>	0	0	0	1	1
<b>Curculionidae</b>	1	0	4	4	9
<b>Dermestidae</b>	0	0	1	2	3
<b>Dynastidae</b>	0	0	0	6	6
<b>Elateridae</b>	2	1	5	3	11
<b>Erotylidae</b>	0	0	0	2	2
<b>Histeridae</b>	2	2	1	2	7
<b>Laemophloeidae</b>	1	1	1	2	5
<b>Latriididae</b>	5	4	1	5	15
<b>Lucanidae</b>	0	2	1	3	6
<b>Melolonthidae</b>	1	0	0	2	3
<b>Mordellidae</b>	0	2	0	0	2
<b>Mycethopahgidae</b>	1	1	2	5	9
<b>Nitidulidae</b>	1.960	1.436	506	862	4.764
<b>Oedemeridae</b>	0	1	0	0	1
<b>Ptilidae</b>	0	1	0	1	2
<b>Ptinidae</b>	1	3	1	4	9
<b>Rutelidae</b>	4	2	2	6	14
<b>Salpingidae</b>	1	10	2	7	20
<b>Scaphididae</b>	0	0	0	3	3
<b>Scydmaenidae</b>	0	0	1	2	3
<b>Scolytidae</b>	112	96	58	112	378
<b>Scraptiidae</b>	0	0	0	1	1

<b>Staphylinidae</b>	78	333	31	139	581
<b>Tenebrionidae</b>	0	0	0	1	1
<b>Throscidae</b>	1	0	0	1	2
<b>Trogossitidae</b>	0	0	0	1	1
<b>Zopheridae</b>	0	0	0	1	1
<b>Totale coleotteri</b>	2.337	2.151	688	1.484	6.660

#### 4.2.4 Effetto della specie arborea e del modello gestionale

Di seguito sono riportati i risultati dei modelli LME nei quali è stata testata l'esistenza di differenze significative nelle abbondanze e ricchezza degli ordini di artropodi e delle famiglie di coleotteri catturati in relazione alla specie arborea dominante (i.e. platano o quercia rossa) e alle modello gestionale (i.e. tradizionale o conservativo).

- **TOTALE DEGLI INDIVIDUI (Figura 30a)**

Il numero di organismi campionati è significativamente diverso sia tra specie arborea ( $F = 10.60$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0.01$ ) sia per tecnica gestionale ( $F = 6.3$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0.05$ ) e anche l'interazione tra i due fattori è significativa ( $F = 7.52$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0.05$ ). Infatti, sono stati campionati più individui nei nuclei dominati da platani mentre le aree con abbondanze più elevate sono risultate quelle gestite tradizionalmente, visto che il plot in cui *Q. rubra* è gestito con tecniche tradizionali è significativamente più ricca di organismi rispetto al plot a gestione conservativa ( $p < 0.01$ ). Non c'è invece differenza nel numero di individui tra i due plot gestiti in maniera tradizionale o conservativa dominati da platani.

- **RICCHEZZA DI ORDINI (Figura 30b)**

Complessivamente, la ricchezza di ordini non differisce significativamente tra specie arboree ( $F = 0.45$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ) e tra modelli gestionali ( $F = 0.75$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ). L'interazione tra i due fattori è però significativa ( $F = 12.03$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0.01$ ) ma solo per i plot dominati da quercia rossa: l'area gestita tradizionalmente è maggiormente ricca in ordini rispetto a quella a gestione conservativa ( $p < 0.05$ ).

- **ACARI (Figura 30c)**

Il modello non ha rilevato nessuna differenza significativa tra specie arborea ( $F = 1.23$ ;  $df = 1$ ,  $p = n.s.$ ), e tra tipologia gestionale ( $F = 0.57$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ). L'interazione tra i due fattori non è significativa ( $F = 0.28$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ).

- **ARANEIDI (Figura 30d)**

Il modello non ha evidenziato differenze significative né tra specie arborea ( $F = 0.73$ ;  $df = 1$ ,  $p = n.s.$ ) né tra tipologia gestionale ( $F = 0.65$ ;  $df = 1$ ,  $p = n.s.$ ). L'interazione tra i due fattori non è significativa ( $F = 1.54$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ).

- **COLLEMBOLI (Figura 30e)**

Dal modello non si evincono differenze significative né tra le specie arboree ( $F = 0.37$ ;  $df = 1$ ,  $p = n.s.$ ) e neanche tra le modalità di gestione ( $F = 0.87$ ;  $df = 1$ ,  $p = n.s.$ ). L'interazione tra i due fattori non è significativa ( $F = 0.92$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ).

- **EMITTERI (Figura 30f)**

Complessivamente, il modello mostra una differenza significativa nel numero di emitteri tra le specie arboree ( $F = 76.80$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0.001$ ), con gli emitteri più abbondanti nei nuclei dominati da platano, ma non per gli aspetti di gestione arboricolturale ( $F = 1.43$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ). Per quanto riguarda l'interazione tra i due fattori ( $F = 11.02$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0.01$ ), il numero di emitteri non differisce nei plot a platano gestiti in maniera tradizionale o conservativa mentre nelle querce il numero è maggiore nel plot a gestionale tradizionale ( $p < 0.05$ ).

- **DITTERI (Figura 30g)**

Il modello ha evidenziato una differenza significativa nel numero di ditteri tra le specie arboree ( $F = 6.37$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0.05$ ), che risultano maggiormente abbondanti nei nuclei dominati da platani, rispetto a quelli dominati da querce rosse. Non sono invece emerse differenze significative per quanto riguarda la tipologia di gestione adottata nel complesso delle aree campionate ( $F = 3.86$ ,  $df = 1$ ,  $p = n.s.$ ). Per quanto riguarda l'interazione tra i due fattori ( $F = 3.41$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ), non è emersa nessuna differenza nell'abbondanza di ditteri tra platani gestiti in maniera tradizionale o conservativa, mentre nei plot dominati da querce, i plot a gestione tradizionale ospitano più ditteri rispetto a quella a gestione conservativa ( $p < 0.05$ ).

- **IMENOTTERI (Figura 30h)**

Dal modello si evince che la differenza nel numero di imenotteri campionati è significativa solo in base alla gestione ( $F = 9.74$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0.01$ ) mentre in termini di specie arboree le abbondanze non sono risultate essere statisticamente significative ( $F = 0.4$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ). In particolare, nelle aree dove la gestione è tradizionale il numero di imenotteri è complessivamente maggiore rispetto a quelle in cui la gestione arborea è conservativa.

L'interazione tra i due fattori ( $F = 32.96$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0.001$ ) mostra che quest'ultima differenza risulta essere statisticamente significativa per i plot dominati da querce rosse ( $p < 0.001$ ) ma non per quelli dominati da platani ( $p = n.s.$ ).

- **COLEOTTERI (Figura 30i)**

Il modello ha evidenziato che la differenza nel numero di coleotteri campionati è statisticamente significativa per le specie arboree ( $F = 22.06$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0.001$ ) con un numero maggiore nelle aree a platani rispetto a quelle a querceti. Il numero di coleotteri non differisce tra modelli gestionali ( $F = 1.33$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ) nonostante risultano essere più abbondanti nei plot gestiti tradizionalmente, anche se al limite della significatività ( $p < 0.055$ ). L'interazione tra i due fattori è significativa ( $F = 7.22$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0.05$ ).

- **RICCHEZZA DI FAMIGLIE DI COLEOTTERI (Figura 30j)**

Considerando i fattori indagati nel modello, l'interazione tra le specie arboree e le tipologie di gestione non ha mostrato differenze significative, così come neanche la gestione nel suo complesso ( $F = 0.39$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ). Tuttavia, la differenza nella ricchezza di famiglie di coleotteri ritrovati risulta essere statisticamente significativa tra i nuclei dominati dalle due specie arboree ( $F = 8.91$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0.01$ ) con maggiore ricchezza nei plot dominati da querce. L'interazione tra i due fattori non è significativa ( $F = 3.28$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ).

- **CARABIDI (Figura 30k)**

Il modello non ha evidenziato significatività nella differenza del numero di carabidi né per la specie arborea ( $F = 2.08$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ) né per la tipologia di gestione ( $F = 2.08$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ). L'interazione tra i due fattori non è significativa ( $F = 3.88$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ).

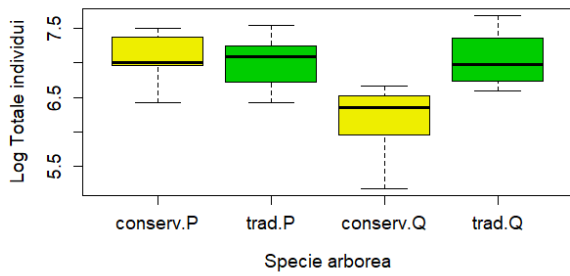
- **NITIDULIDI (Figura 30l)**

Dal modello risulta che la differenza nel numero di nitidulidi è significativo solo per la specie arborea ( $F = 11.75$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0.01$ ) ma non per la gestione ( $F = 4.13$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ) In particolare, i nitidulidi sono più numerosi nei plot dominati da platani rispetto a quelli dominati da querce rosse. L'interazione tra i due fattori non è significativa ( $F = 3.16$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ).

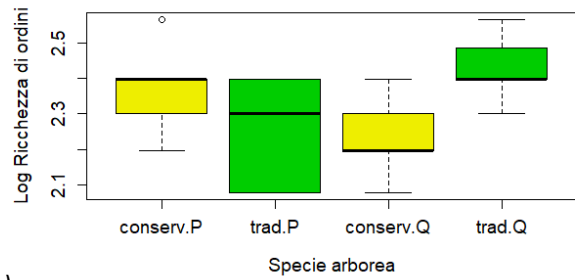
- **STAFILINIDI (Figura 30m)**

L'interazione tra i due fattori analizzati non ha prodotto dei risultati significativi ( $F = 0.078$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ) nonostante lo siano le differenze nel numero di stafilinidi riscontrate tra le specie arboree ( $F = 21.30$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0.001$ ) e il tipo di gestione ( $F = 17.47$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0.001$ ).

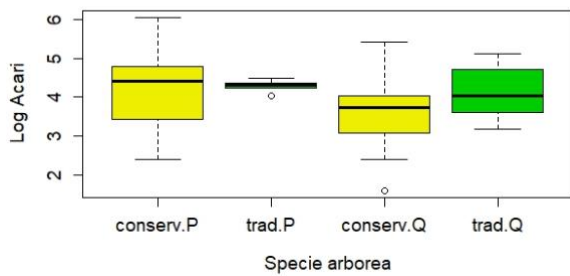
Per quanto riguarda le specie di alberi, gli stafilinidi sono maggiori nelle aree dominate da *P. occidentalis* mentre, per ciò che concerne la gestione arborea, le aree in cui la gestione è conservativa hanno mostrato complessivamente un numero maggiore rispetto a quelle a gestione tradizionale.



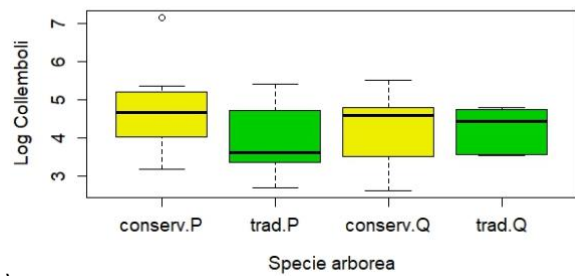
(a)



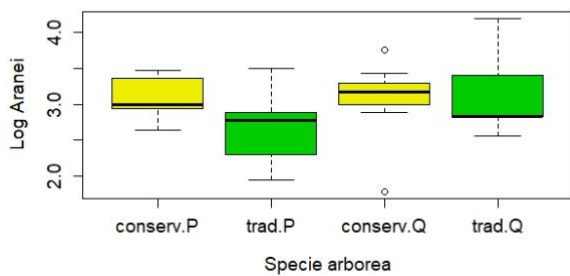
(b)



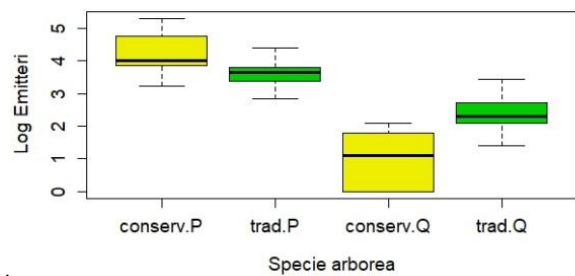
(c)



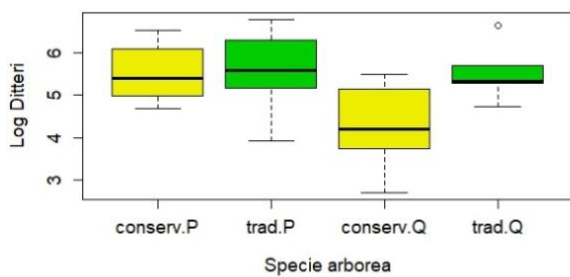
(d)



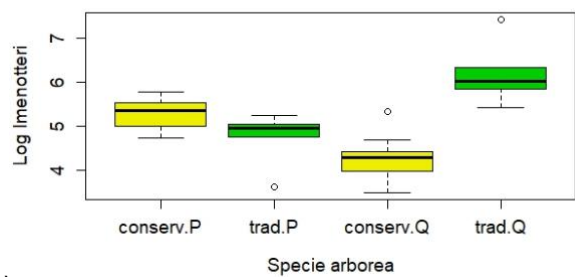
(e)



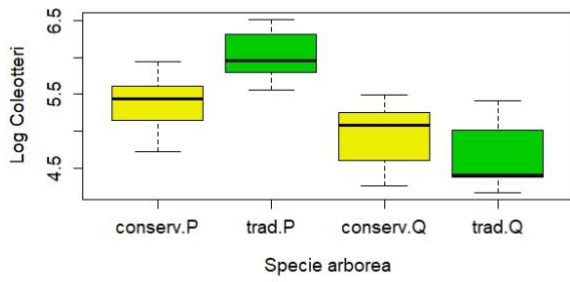
(f)



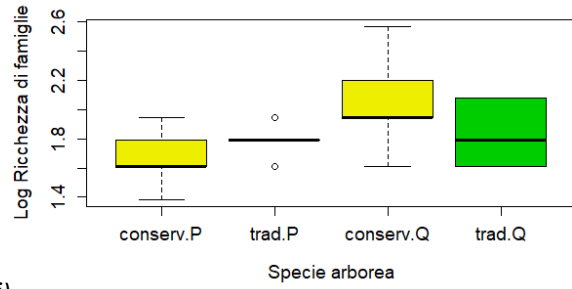
(g)



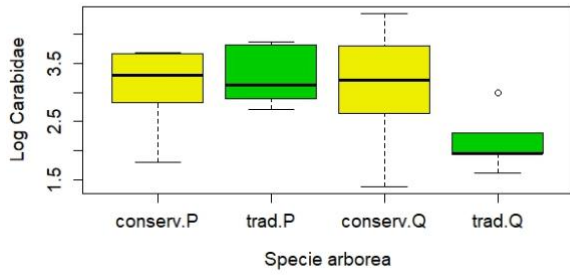
(h)



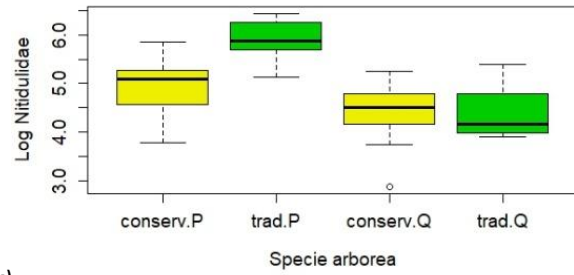
(i)



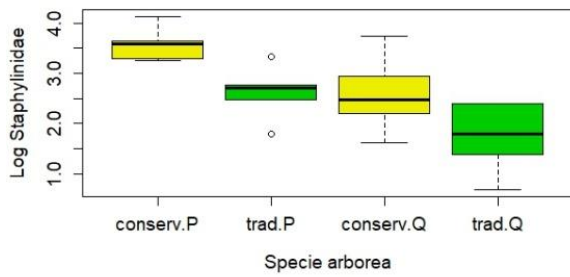
(j)



(k)



(l)



(m)

**Figura 30** – Boxplot per le abbondanze degli ordini di artropodi e di ricchezza di famiglie di coleotteri trappolati in relazione alla specie arborea (platano, quercia rossa) e alla tipologia gestionale (conservativa, tradizionale). Le estremità superiori e inferiori delle scatole rappresentano il quartile superiore e inferiore; la linea centrale rappresenta la mediana; i punti rappresentano singoli campioni con valori anomali.

#### 4.2.5 Effetto della specie arborea e dell'habitat (strato erbaceo vs cataste) nei plot a gestione conservativa

Di seguito sono riportati i risultati dei modelli LME grazie ai quali è stato possibile indagare la presenza di differenze nelle abbondanze e ricchezza degli ordini di artropodi e delle famiglie di coleotteri campionati utilizzando le trappole a caduta nello strato erbaceo e in prossimità delle cataste per i plot in cui la gestione è stata di tipo conservativo.

- **TOTALE INDIVIDUI (Figura 31a)**

Il modello indica una differenza significativa nel numero complessivo di individui campionati tra nuclei dominati dalle due specie arboree ( $F = 17.96$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0.001$ ) ma non per gli ambienti in cui sono state posizionate le trappole ( $F = 0.06$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ). Nei platani il numero di individui ritrovati è, complessivamente, significativamente maggiore rispetto a quelli campionati nelle querce. L'interazione tra i due fattori non risulta essere significativa ( $F = 0.86$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ).

- **RICCHEZZA DI ORDINI (Figura 31b)**

Il modello mostra una differenza significativa nella ricchezza di ordini campionati tra nuclei dominati dalle due specie arboree ( $F = 6.99$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0.05$ ) ma non tra strato erbaceo e aree vicino alle cataste ( $F = 0.02$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ). *Platanus occidentalis* è la specie arborea che presenta, complessivamente, maggiore ricchezza in termini di ordini di artropodi. L'interazione tra i due fattori non è significativa ( $F = 0.03$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ).

- **ACARI (Figura 31c)**

Il modello non evidenzia alcuna differenza significativa tra il numero di acari campionati sia considerando la specie arborea ( $F = 1.25$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ) sia la posizione delle trappole a caduta ( $F = 0.82$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ). L'interazione tra i due fattori non è significativa ( $F = 3.56$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ).

- **ARANEIDI (Figura 31d)**

Il modello non mostra nessuna differenza significativa nel numero di araneidi né per la specie arborea ( $F = 0.004$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ) né per l'ambiente di cattura ( $F = 1.10$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ). Anche l'interazione tra i due fattori non è significativa ( $F = 0.021$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ).

- **COLLEMBOLI (Figura 31e)**

Il modello non presenta alcuna differenza significativa tra il numero di collemboli campionati tra i nuclei dominati dalle due specie di alberi ( $F = 1.18$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ) e nella posizione delle trappole ( $F = 3.95$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ). L'interazione tra i due fattori non è significativa ( $F = 0.62$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ).

- **EMITTERI (Figura 31f)**

Il modello risulta essere significativo solo considerando la differenza nel numero di emitteri campionati tra le specie arboree ( $F = 79.54$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0.001$ ) ma non per la diversa ubicazione delle trappole a caduta ( $F = 3.23$ ,  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ). Gli emitteri sono complessivamente maggiormente presenti nei nuclei dominati da platani rispetto a quelli dominati da querceto. L'interazione tra i due fattori non è significativa ( $F = 0.006$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ).

- **DITTERI (Figura 31g)**

Il modello mostra una differenza significativa nel numero di ditteri rilevati tra le specie arboree ( $F = 9.99$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0.01$ ) con i nuclei dominati da platani che presentano il numero di ditteri complessivamente maggiore. Non è stata riscontrata una differenza statistica tra i diversi ambienti in cui sono state poste le trappole ( $F = 0.62$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ). Nemmeno l'interazione tra i due fattori è significativa ( $F = 0.19$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ).

- **IMENOTTERI (Figura 31h)**

Il modello ha evidenziato che la specie arborea è un fattore significativo per spiegare la differenza nel numero di imenotteri campionati ( $F = 19.47$ ,  $df = 1$ ;  $p < 0.001$ ), i quali sono maggiormente rappresentati nei platani rispetto ai querceti. Non emerge, invece, una differenza di interesse statistico per quanto riguarda il posizionamento delle trappole a caduta nei diversi ambienti ( $F = 0.2$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ) e nemmeno circa l'interazione tra i due fattori ( $F = 0.04$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ).

- **COLEOTTERI (Figura 31i)**

Il modello evidenzia una differenza significativa nel numero di coleotteri campionati tra i due nuclei arborei dominati da specie differenti ( $F = 6.95$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0.05$ ), nei quali il numero di coleotteri è complessivamente maggiore nei platani, ma non per gli ambienti in cui sono state posizionate le trappole ( $F = 4.56$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ). L'interazione tra i due fattori non è significativa ( $F = 3.78$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ).

- **RICCHEZZA DI FAMIGLIE DI COLEOTTERI (Figura 31j)**

Il modello rileva una differenza significativa nella ricchezza di famiglie di coleotteri tra le specie arboree ( $F = 9.09$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0.01$ ) ma non vi è differenza tra strato erbaceo e vicinanza alle cataste ( $F = 0.008$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ). *Quercus rubra* è la specie arborea che presenta maggiore ricchezza in termini di famiglie di coleotteri campionate. L'interazione tra i due fattori non è significativa ( $F = 0.001$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ).

- **CARABIDI ( $F = 5.04$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0.05$ , Figura 31k)**

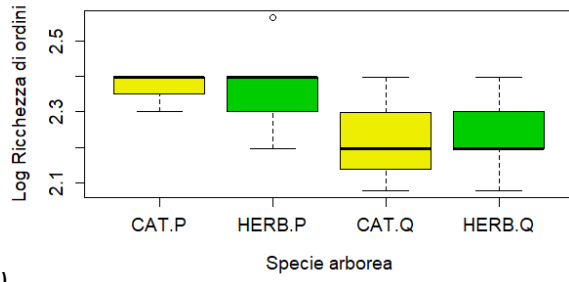
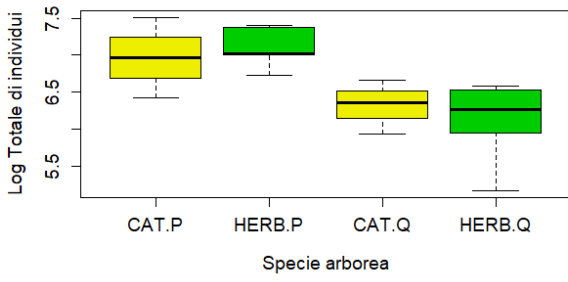
Il modello mette in evidenza una differenza significativa nel numero di carabidi tra ambienti ( $F = 7.17$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0.05$ ); la quantità di carabidi ritrovati nelle trappole posizionate vicino alle cataste è risultata maggiore rispetto a quella nello strato erbaceo. La specie arborea non è risultata essere un fattore significativo ( $F = 0$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ). L'interazione tra i due fattori risulta essere significativa ( $F = 5.04$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0.05$ ) con una maggioranza di carabidi all'interno delle trappole poste vicino alle cataste rispetto a quelle nello strato erbaceo del querceto conservativo; non vi è alcuna differenza nelle trappole installate nei platani.

- **NITIDULIDI (Figura 31l)**

Il modello indica l'esistenza di una differenza significativa nel numero di nitidulidi campionati tra i diversi ambienti in cui sono state installate le trappole ( $F = 10.44$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0.01$ ). Infatti, questi coleotteri sono, nel complesso, significativamente maggiori nelle trappole posizionate nello strato erbaceo rispetto a quelle in prossimità delle cataste. Non vi è differenza statisticamente significativa tra le specie arboree ( $F = 4.02$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ) e nemmeno riguardo all'interazione tra i due fattori ( $F = 0.74$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ).

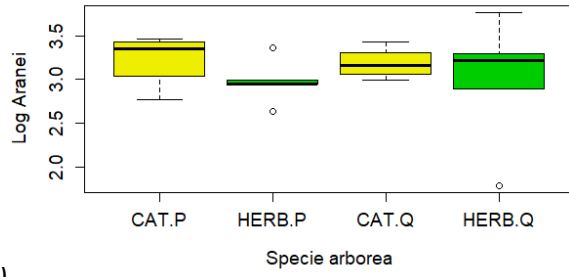
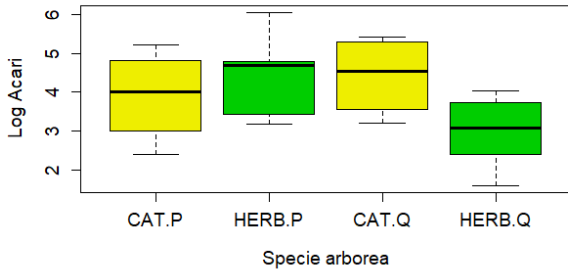
- **STAFILINIDI (Figura 31m)**

Il modello rivela una differenza significativa nel numero di stafilinidi campionati tra nuclei dominati da platani e querce ( $F = 16.28$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0.01$ ): la maggiore quantità di individui campionati si riscontra nei platani. Non vi è alcuna differenza significativa per gli ambienti in cui sono state posizionate le trappole ( $F = 0.15$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ) e per l'interazione tra i due fattori ( $F = 0.07$ ;  $df = 1$ ;  $p = n.s.$ ).



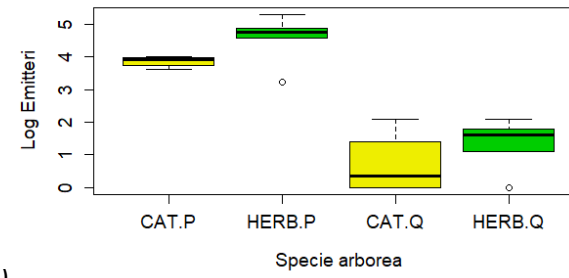
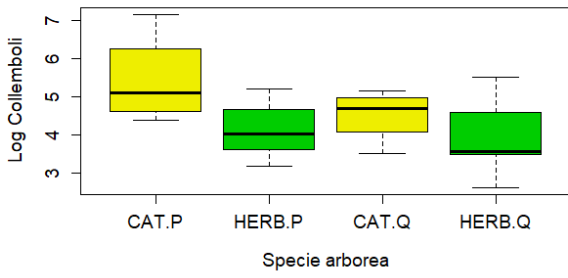
(a)

(b)



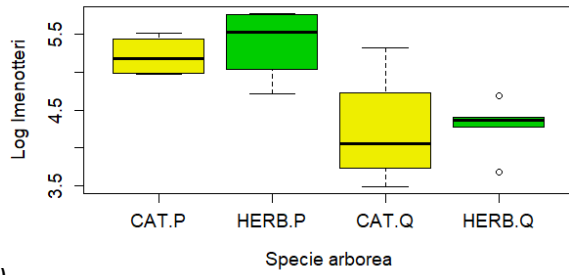
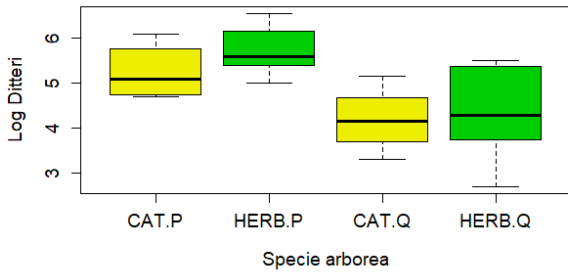
(c)

(d)



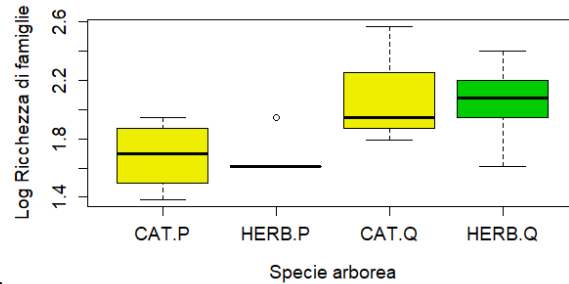
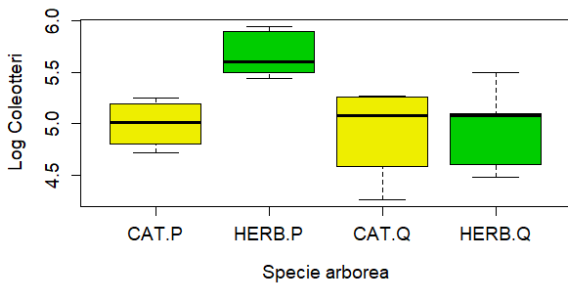
(e)

(f)



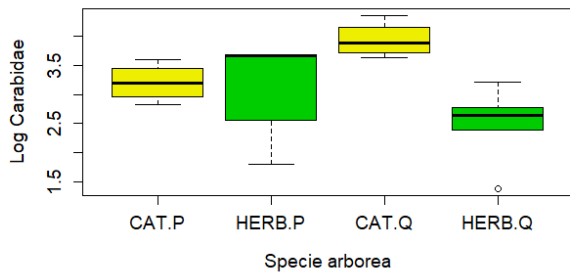
(g)

(h)

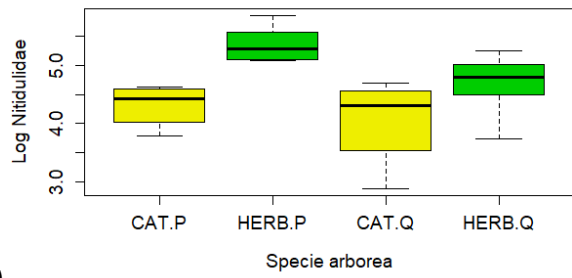


(i)

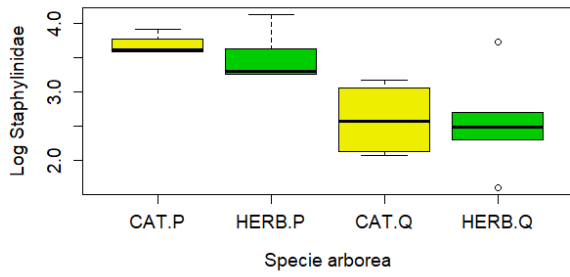
(j)



(k)



(l)



(m)

**Figura 31** - Boxplot per le abbondanze degli ordini di artropodi e di ricchezza di famiglie di coleotteri trappolati in relazione alla posizione della trappola a caduta (nello strato erbaceo e in prossimità delle cataste) nei plot a gestione conservativa. Le estremità superiori e inferiori delle scatole rappresentano il quartile superiore e inferiore; la linea centrale rappresenta la mediana; i punti rappresentano singoli campioni con valori anomali.

## 5 DISCUSSIONE

---

Lo scopo di questo lavoro di tesi è stato quello di analizzare le risposte delle comunità biologiche, in modo particolare dell'artropodofauna, a seguito di diverse tecniche di gestione arborea applicate agli spazi verdi urbani, prendendo come area di studio Parco Nord Milano. A tal fine sono state individuate all'interno del Parco due coppie di nuclei arborei coetanei e monospecifici di *Quercus rubra* e *Platanus occidentalis*, per un totale di quattro aree sperimentali, dove è stato possibile applicare tipologie gestionali differenziali. Nello specifico, per ogni specie arborea, un nucleo è stato gestito in maniera tradizionale, mentre l'altro in maniera conservativa: la prima gestione implica interventi di potatura dei rami, rimozione della lettiera e dello strato erbaceo; la seconda invece prevede che gli interventi di potatura siano effettuati laddove necessario per ridurre il rischio di incidenti ma considerando l'importanza della chioma come habitat per la biodiversità, non viene rimossa la lettiera del suolo e viene mantenuta la vegetazione erbacea del sottobosco.

Il lavoro descritto in questo elaborato tratta delle fasi iniziali del progetto, in particolare i primi due anni. Durante il periodo estivo del 2024 è stato svolto un campionamento della biodiversità presente all'interno dei plot sperimentali, al fine di fotografarne lo status iniziale, e quindi prima dell'inizio degli interventi gestionali differenziali. Nei mesi seguenti sono state messe in atto le differenti tecniche gestionali, sia tradizionali che conservative, all'interno dei plot. L'anno successivo è stato eseguito il primo monitoraggio della biodiversità presente nei nuclei dopo un anno post-interventi.

La discussione presentata in questo capitolo sarà divisa in due parti che corrispondono ai due anni del progetto descritti nell'elaborato. Per il primo anno, il 2024, le analisi sono state effettuate concentrandosi sulla struttura delle comunità campionate relativamente sia alla tipologia di trappola impiegata (bottiglie attrattive, trappole a finestra e a caduta, ombrelli entomologici e sfalci effettuati con retino) che in relazione agli strati ecologici indagati (suolo, sottobosco, tronco e chioma). Invece, per il secondo anno preso in analisi, il 2025, le analisi si sono concentrate sugli effetti preliminari delle diverse tecniche gestionali applicate, soprattutto per lo strato del suolo, considerato che i dati raccolti sono stati ottenuti principalmente tramite l'utilizzo di trappole a caduta, che intercettano principalmente organismi legati al suolo o camminatori.

È necessario precisare che il presente lavoro di tesi è inserito all'interno di un progetto più ampio e con obiettivi pluriennali. Le discussioni presentate sono state elaborate avendo a disposizione la classificazione degli organismi campionati a livello di ordine e, per i soli coleotteri del 2025, a livello di famiglia, dato che al momento della stesura i taxa erano ancora affidati a tassonomi specialisti per la loro identificazione. Considerando tutto ciò, i risultati e le considerazioni forniti saranno sicuramente interpretabili in maniera più precisa e approfondita dopo aver identificato le singole specie ritrovate, considerando la grande variabilità delle caratteristiche ecologiche all'interno dello stesso taxon, e dopo un tempo "fisiologico" e necessario alle misure gestionali adottate per poter innescare delle risposte apprezzabili da parte degli organismi presenti nei nuclei arborei analizzati.

## **5.1 BASELINE - ANNO 2024**

Dal campionamento della biodiversità è emerso che gli alberi presenti nei plot sperimentali all'interno del Parco Nord Milano ospitano 19 ordini di artropodi e tra questi ditteri (29,7%), coleotteri (18,9%) e imenotteri (18,9%) sono quelli maggiormente rappresentati. Dalle analisi effettuate è emerso che, prima degli interventi, i popolamenti arborei sono equivalenti in quanto non vi è differenza tra la biodiversità ritrovata nei nuclei di platani e di querce, almeno a livello di ordine. Questa assenza di differenze può appunto essere spiegata dal livello tassonomico, ancora di poco dettaglio, di queste prime analisi. In ogni caso, ditteri, coleotteri e imenotteri sono comunemente tra gli ordini maggiormente rappresentati nei parchi urbani come verificato anche nel lavoro di Galli (2025), che ha analizzato la composizione delle comunità di artropodi legate a diverse specie arboree. Dal lavoro è emerso che, seppure con frequenze diverse, la roverella (*Quercus pubescens*) ha una composizione molto simile alla quercia rossa (entrambe le specie appartengono alla famiglia Fagaceae) e al platano (riconducibile alla famiglia delle Platanaceae). Anche il pino d'Aleppo (*Pinus halepensis*) e il cipresso (*Cupressus sempervirens*) condividono le abbondanze, con frequenze diverse, di ditteri e imenotteri ritrovati nei popolamenti di platano e quercia rossa di Parco Nord Milano.

### **5.1.1 Comunità intercettate dai diversi metodi di campionamento**

Le comunità entomologiche intercettate differiscono in base al metodo di trappolaggio utilizzato. La maggiore ricchezza di ordini è stata ottenuta tramite le trappole a caduta (numero di ordini = 17) a seguire le bottiglie attrattive (n. di ordini = 15), gli ombrelli entomologici (n. di ordini = 14) e le trappole a finestra (n. di ordini = 13) mentre il numero minore di ordini è stato

rilevato dagli sfalci (n. di ordini = 11). Analizzando la composizione percentuale in ordini, le comunità di artropodi risultano essere differenti sulla base del metodo di trappolaggio utilizzato. Per alcuni gruppi vi è un'associazione più marcata con la tipologia della trappola utilizzata: i ditteri, ad esempio, sono particolarmente rappresentati nelle bottiglie e negli sfalci con retino, mentre gli psocotteri sono più associati agli ombrelli entomologici. Altri gruppi si ritrovano in ogni trappola impiegata ma con frequenze diverse come gli imenotteri che risultano essere ubiquitari tra i metodi di campionamento ma con un aumento della contattabilità nelle trappole a caduta. Inoltre, alcuni ordini di artropodi sono stati campionati in modo esclusivo da alcune tipologie di trappole: è stato possibile campionare isopodi e chilopodi solo tramite le trappole a caduta e ortotteri e mantoidei tramite bottiglie attrattive e ombrelli entomologici (nonostante la bassa incidenza delle osservazioni).

Queste differenze indicano che la scelta del metodo di campionamento influenza la quantità, in termini di numero di taxa, e la composizione, in termini di taxa intercettati, del campione. Infatti, il campionamento dell'entomofauna, affinché sia efficace, prevede di conoscere la biologia e le preferenze ecologiche dei gruppi di interesse, e dunque i diversi metodi riflettono sia la selettività intrinseca di ciascuna tecnica (ideata per intercettare specifici gruppi tassonomici) che le esigenze ecologiche degli ordini intercettati, i quali potranno essere usati in modo complementare (Cooper & Withmore, 1990). Le trappole a caduta sono risultate particolarmente efficaci per la cattura degli organismi che si trovano nella lettiera e i camminatori del suolo come diversi coleotteri epigei, imenotteri e collemboli (Woodcock, 2005; Southwood & Henderson, 2009), che concentrano la loro attività in questo strato boschivo. L'ordine maggiormente intercettato tramite l'utilizzo delle bottiglie attrattive è stato quello dei ditteri (58%) in quanto l'innescò della trappola con sostanze fermentate (birra) permette il rilascio di composti volatili, ad esempio etanolo, acido acetico e lattato di etile, che influenzano il comportamento di questi organismi, essendo segnali chimici che inducono e ne stimolano l'ovodeposizione e il volo controvento verso ambienti favorevoli per il nutrimento (Joseph et al., 2009; Becher et al., 2010; Mansourian & Stensmyr, 2015). Gli ombrelli entomologici sono stati particolarmente efficaci nell'intercettare individui appartenenti agli ordini psocotteri ed emitteri, in quanto associati alle parti verdi della pianta di cui spesso si nutrono e facilmente campionabili tramite battitura (Delvare et al., 1997; Crowley et al., 2023). Le trappole a finestra hanno intercettato individui volatori, per lo più coleotteri, che sbattendo sul pannello trasparente cadono e vengono raccolti dalla trappola (Delvare et al., 1997). Infine, gli sfalci hanno campionato diversi ditteri probabilmente perché questi organismi tendono a

rimanere tra la vegetazione che offre loro un ambiente di rifugio e un'opportunità per regolare la temperatura corporea (Basset et al., 2003; Révész et al., 2025). Lo strato erbaceo, infatti, mostra un microclima diverso rispetto al resto dell'area, conservando un'umidità maggiore, del quale beneficiano diversi organismi nel ripararsi dalle temperature elevate (Larmuth, 1979). In accordo con questo risultato, il fatto che gli sfalci condotti al centro dei plot sperimentali hanno mostrato la maggiore contattabilità degli stessi (anche se il modello è risultato al limite della significatività), rispetto al margine dove la temperatura varia di più nell'arco della giornata per il diverso irraggiamento solare.

Quanto discusso è in linea con lo studio di Crowley et al. (2023) che ha confrontato diversi metodi di campionamento degli artropodi in un bosco di varie latifoglie in Inghilterra. Lo studio è stato condotto lungo il gradiente verticale del bosco, indagando lo strato del suolo, lo strato erbaceo, il sottobosco e la chioma degli alberi presenti. I metodi di trappolaggio utilizzati hanno compreso le trappole a caduta, le trappole Malaise (reti dotate all'apice di una luce e un contenitore con un conservante (alcool): gli organismi volatori incontrano la rete e si dirigono in alto, attratti dalla luce, nel tentativo di superare la rete, finiscono nel contenitore con il conservante), trappole cromotropiche e battitura del sottobosco e della chioma. Dallo studio emerge che i ditteri sono l'ordine più frequente e molto abbondante nelle trappole a caduta, nelle trappole Malaise e in quelle cromotropiche. Coleotteri e imenotteri sono gli altri due ordini più abbondanti e gli araneidi sono risultati particolarmente abbondanti nella chioma e nello sfalcio del sottobosco. Lo studio, infatti, conferma la rilevanza e la diversità ecologica di questi gruppi più abbondanti; oltre a dimostrare che le diverse trappole utilizzate campionano organismi differenti e che una combinazione di metodi di campionamento è indispensabile per rappresentare tutti i gruppi presenti all'interno dell'ecosistema analizzato.

### **5.1.2 Comunità associate ai diversi strati del bosco**

Gli strati del bosco urbano oggetto dei campionamenti sono quelli ritrovabili seguendo il gradiente verticale degli alberi ovvero suolo, tronco e chioma, a cui si aggiunge quello erbaceo, campionato grazie agli sfalci con retino effettuati a livello dello strato erbaceo presente nei plot sperimentali. Analizzando i dati relativi alla composizione percentuale degli ordini rilevati in ciascuno strato, si osserva come gli ordini rilevati siano abbastanza ubiquitari ma che esistono comunque alcune tendenze e gruppi dominanti.

Gli ordini che sono stati rivenuti in tutti gli strati dei plot analizzati sono ditteri e imenotteri e con frequenza minore gli araneidi. La presenza ubiquitaria di questi gruppi trova risposta nella

loro ecologia. I primi due ordini, ditteri e imenotteri, assolvono a diversi ruoli ecologici: possono essere predatori, parassitoidi, erbivori, detritivori e impollinatori (Frouz, 1999; Scherber et al., 2014; Huber, 2017). All'interno di questi ordini ricadono diverse specie con esigenze ecologiche differenti, pur appartenendo allo stesso ordine, che possono trovare le condizioni idonee per alimentarsi/rifugiarsi in tutti gli strati. Inoltre, dalle analisi preliminari effettuate in laboratorio, sono stati ritrovati diversi micro-imenotteri, che spesso sono parassitoidi di diversi gruppi di insetti; tuttavia, per poter affermare la presenza di specifiche famiglie e specie è indispensabile una classificazione più accurata. Per quanto riguarda gli araneidi, invece, in quanto predatori possono verosimilmente trovare prede in tutti gli strati oltre ad avere modalità di caccia molto variegata: ci sono i tessitori, quelli che scavano buche nel terreno in attesa della preda ma anche individui floricoli (Nyffeler et al., 2016; Mezőfi et al., 2020).

Le comunità dello strato erbaceo e della chioma sono risultate piuttosto simili tra loro, con psocotteri, ditteri ed emitteri che rappresentano i gruppi dominanti, nonostante la chioma presenti più ordini (numero di ordini = 15) e una maggiore equiripartizione tra questi rispetto allo strato erbaceo (n. ordini = 11). Quest'ultimo risultato potrebbe essere in parte correlato al diverso sforzo di campionamento effettuato tra i due strati dato che sono stati eseguiti meno sfalci rispetto alle molteplici trappole poste nella chioma (n° trappole in chioma pari a 104, n° sfalci pari a 12). In ogni caso, le somiglianze tra le comunità, pur trovandosi ad altezze differenti, dipendono verosimilmente dal fatto che ospitano organismi legati alle parti verdi delle piante (foglie della chioma ed erbe nel sottobosco). Gli emitteri, presenti in percentuali simili nella chioma (17%) e nello strato erbaceo (16%), sono infatti fitofagi ed erbivori, così come molte famiglie di ditteri. L'ordine dominante nella chioma è quello degli Psocoptera (31%). Generalmente sono organismi detritivori ma è riportato che le specie associate agli alberi siano consumatrici di alghe, funghi e licheni (Thornton, 1985). La loro presenza nella chioma e nel tronco è spiegata quindi dalla presenza delle loro fonti nutritive che si trovano su substrati come la corteccia e le foglie. La predominanza nello strato della chioma potrebbe essere spiegata, oltre che dalla disponibilità delle risorse trofiche, anche dalle condizioni di umidità ivi presenti, che incidono peraltro sullo sviluppo fungino e che devono essere necessariamente mantenute entro certi *range* di circa 58/76-85% (Thornton, 1985). Anche nel lavoro di Galli (2025) è emersa la presenza di psocotteri nelle chiome di alberi inseriti in ambiente urbano, piuttosto che in contesti naturali, nonostante nel suo lavoro l'ordine fosse correlato alle conifere (cipresso e pino d'Aleppo), specie che non sono presenti nelle aree

oggetto di studio a Parco Nord Milano. La dominanza dei ditteri nello strato erbaceo potrebbe essere correlabile alla presenza di specie floricole oppure determinata dalle condizioni di umidità offerte dalla vegetazione del sottobosco, alle quali i ditteri possono risultare particolarmente sensibili (Basset et al., 2003), come già illustrato nel par. 4.1.4. Il tronco ospita comunità meno peculiari, con diverse sovrapposizioni rispetto agli altri strati, probabilmente perché costituisce anche una via di spostamento tra suolo e chioma per molti organismi animali. I taxa dominanti risultano in ogni caso ditteri e coleotteri, oltre che, anche se in minor numero, imenotteri e psocotteri. I primi ordini presentano specie xilofaghe e saproxiliche che si nutrono direttamente di materiale ligneo o di strutture fungine che crescono sul legno marcescente (Lachat et al., 2013; Dennis et al., 2018). Le larve di diversi coleotteri scavano gallerie all'interno del legno all'interno delle quali si sviluppano (Wermelinger & Duelli, 2002; Gibb et al., 2013). Diverse specie di ditteri e imenotteri sono predatrici e parassitoidi delle larve ritrovabili nel tronco (Westerfelt et al., 2015; Dennis et al., 2018). Oppure ancora il tronco può appunto essere usato come via di spostamento tra le varie zone della pianta, come ad esempio nel caso degli imenotteri formicidi.

Infine, al suolo gli ordini dominanti sono coleotteri, imenotteri e collemboli. I coleotteri sono un ordine molto ampio in cui le singole specie possono avere esigenze ecologiche peculiari. La distribuzione di questo ordine dipende infatti da molti fattori, spesso specie-specifici, come la capacità di dispersione, le condizioni microclimatiche e la disponibilità di nutrienti (Kneitel & Miller, 2003; Maguire et al., 2014). Numerose famiglie sono adattate a vivere nel suolo in almeno una fase del proprio ciclo vitale, solitamente quella larvale. Possono trovarsi infatti all'interno di numerosi microhabitat: cavità e gallerie del terreno, nella lettiera fogliare, all'interno di materiale legnoso marcescente al suolo o altra materia organica morta come carcasse di altri animali o escrementi. I collemboli svolgono funzioni fondamentali in quanto regolano il ciclo dei nutrienti e la composizione microbica del suolo, nutrendosi dei microrganismi associati al suolo e della materia organica marcescente (Baretta et al., 2016; Coulibaly et al., 2019). Per quanto riguarda gli imenotteri, invece, sono risultati particolarmente abbondanti nello strato del suolo. Oltre alle considerazioni già fatte sulla vasta ecologia di questo gruppo, la dominanza dell'ordine in questo strato è presumibilmente da attribuire alla presenza di Formicidae, talvolta molto numerosi all'interno delle trappole a caduta. Dall'osservazione dei campioni ai fini dello smistamento, sono stati ritrovati alcuni individui di dimensioni decisamente superiori rispetto agli altri, probabilmente regine, insieme a numerosi membri della colonia: la regina e la colonia avrebbero potuto essere in dispersione

ed essere state intercettate dalle trappole. La presenza cospicua di Formicidae potrebbe essere indicata come mero dato di presenza/assenza, ai fini di non falsare le analisi e non cadere in una sovrastima degli individui legata al comportamento sociale di questi organismi; tuttavia, è stato ritenuto opportuno considerare il dato in termini di abbondanza visto le numerose informazioni che possono esserne ricavate.

Anche in letteratura è possibile ritrovare diversi studi che analizzano vari gruppi di artropodi in relazione alla loro distribuzione verticale in ambienti naturali. I pattern di stratificazione dipendono da una moltitudine di fattori che agiscono contemporaneamente come, ad esempio, il tempo (l'età degli alberi, i ritmi circadiani), la struttura della vegetazione e la composizione della biocenosi vegetale (presenza di dendromicrohabitat, di specie invasive), fattori climatici (come l'esposizione solare, la temperatura, il gradiente di umidità...), la disponibilità di risorse (il tipo e la quantità di foglie, funghi, legno morto e detrito) e le interazioni inter-specifiche tra gli organismi (Basset et al., 2003; Ulyshen, 2011; Maguire et al., 2014).

In ogni caso, la determinazione a livello di ordine pone ovviamente un limite nello stabilire con precisione e dettaglio le comunità ritrovabili nei vari strati, essendo un livello di classificazione poco informativo circa l'ecologia delle diverse e numerose specie che contiene. Per questo motivo la determinazione a livelli più dettagliati, ora in atto grazie al lavoro di tassonomi specialisti, risulta indispensabile per effettuare delle analisi più approfondite.

## **5.2 PRIMO ANNO DI GESTIONE - ANNO 2025**

Il campionamento della biodiversità eseguito dopo circa un anno dall'inizio degli interventi gestionali differenziali ha intercettato individui riconducibili a 17 ordini di artropodi. Rispetto all'anno precedente sono stati rilevati due ordini in meno (dipluri e mantoidei) i cui individui, però, sono risultati in ogni caso occasionali anche nel 2024 (circa 0,005% del totale). Tra gli ordini rilevati, ditteri (22%), coleotteri (20%) e imenotteri (20%) rimangono quelli maggiormente rappresentativi. Complessivamente, il plot dei platani a gestione conservativa è stato quello con il numero maggiore di individui (39%) mentre quello delle querce conservative ha registrato il minore numero di organismi (16%).

Si ricorda che il monitoraggio della biodiversità nel primo anno post-interventi ha previsto uno sforzo di campionamento principalmente indirizzato alla fauna associata al suolo, con l'utilizzo di trappole a caduta per un periodo di tre mesi (fine giugno – inizio settembre), a differenza degli altri metodi di campionamento (trappole a finestra e sfalci con retino) che sono

stati impiegati solo marginalmente. La discussione seguente sarà pertanto concentrata principalmente sui risultati delle comunità intercettate con le trappole a caduta.

### **5.2.1 Effetto della specie arborea e del modello gestionale**

I risultati degli effetti degli interventi di gestione differenziale sulla fauna legata al suolo ha mostrato l'esistenza di una prima serie di differenze nel numero di individui tra nuclei arborei e tra modelli gestionali. Innanzitutto, le abbondanze di organismi associati al suolo rilevate con le trappole a caduta sono differenti tra i nuclei arborei di *P. occidentalis* e *Q. rubra*. Il numero totale di individui, così come quello di diversi gruppi tassonomici analizzati (emitteri, ditteri, coleotteri, stafilinidi, nitidulidi) è risultato significativamente maggiore nei nuclei dominati dai platani. Questa differenza complessiva è verosimilmente legata alle condizioni ecologiche riscontrabili nei suoli di quercia rossa, specie neofita invasiva originaria del Nord America. Diversi lavori mostrano come questa specie arborea possa avere impatti rilevanti sugli strati superficiali del suolo, acidificandoli, modificandone il contenuto in nutrienti e impattando negativamente le specie vegetali di sottobosco e la fauna associata (Woziwoda 2014; Miltner et al. 2016; Gentili et al. 2019).

Anche se solo in maniera descrittiva, anche le catture effettuate con le trappole a finestra e con gli sfalci mostrano un maggior numero di individui per i nuclei dominati da platani (trappole a finestra: 3.881 ind.; sfalci: 450 ind.) rispetto che da quercia rossa (trappole a finestra: 635 ind.; sfalci: 226 ind.).

Per quanto riguarda i modelli gestionali, i risultati verranno commentati per i nuclei dominati dalle due specie arboree separatamente perché spesso i modelli hanno mostrato un'interazione significativa appunto tra specie arborea e modello gestionale, con effetti differenti della gestione sotto platani e querce. Solo per gli stafilinidi gli interventi di gestione conservativa hanno prodotto effetti positivi in termini di numerosità, a prescindere dalla specie arborea. Questa famiglia di coleotteri, a comportamento prevalentemente predatorio, ha verosimilmente beneficiato della creazione di un maggior numero di nicchie ecologiche (mantenimento della lettiera, creazione di cataste e assenza di sfalcio dello strato erbaceo) di questa tipologia di gestione, e quindi di una diversificazione potenziale delle prede oltre che degli ambienti di vita.

Nei nuclei dominati da platani, non è emersa una differenza statisticamente significativa tra le due tipologie gestionali né per il numero totale di individui campionati con le trappole a caduta,

né per i singoli gruppi tassonomici indagati, se non per i coleotteri che, anche se al limite della significatività, sono risultati in numero maggiore nei plot gestiti tradizionalmente. Tra i coleotteri, la famiglia con il maggior numero di individui in questi plot è quella dei Nitidulidi, mentre gli stafilinidi sono più abbondanti, come illustrato poco prima, in quelli a gestione conservativa e i carabidi mostrano numerosità simili nelle due gestioni. Le differenze di risposta alle due gestioni delle diverse famiglie sono ovviamente probabilmente legate alla differente ecologia delle stesse. I nitidulidi sono generalmente carpofagi, impollinatori, si nutrono di linfa oppure di specie fungine, mentre gli stafilinidi sono predatori e i carabidi possono spaziare da strettamente fitofagi a predatori e onnivori. Non avendo ancora a disposizione la classificazione a livello di specie non è possibile interpretare chiaramente questo dato ma la maggior abbondanza di nitidulidi potrebbe essere legata a una minor presenza di specie predatrici, come altri coleotteri, alcune specie di ragni o imenotteri come vespe parassitoide e formiche, gruppi tutti più abbondanti nei plot conservativi anche se non in maniera significativa (Ulber et al., 2010; Dainese et al., 2017).

Anche se solo in maniera descrittiva, le catture effettuate con le trappole a finestra hanno mostrato un numero di individui simili tra le due gestioni nei nuclei dominati da platani (tradizionale: 1.994 ind.; conservativa: 1.887 ind.), mentre i numeri sono maggior nella gestione conservativa (273 ind.) rispetto a quella tradizionale per quanto riguarda gli sfalci (177 ind.). Quest'ultimo risultato è legato al mantenimento dello strato erbaceo nei plot a gestione conservativa, che favorisce ovviamente tutti i gruppi tassonomici legati alla vegetazione e i cui effetti sembrano più evidenti, nel breve lasso di tempo di azione dei primi interventi gestionali, rispetto a quelli effettuati in chioma.

Nei nuclei dominati da querce rosse, invece, il numero totale di individui e il numero totale di ordini di artropodi, così come quello di diversi gruppi tassonomici (emitteri, ditteri, imenotteri) campionati con le trappole a caduta è risultato significativamente maggiore nei plot a gestione tradizionale rispetto a quella conservativa.

I risultati possono trovare una spiegazione, che sarà meglio approfondita avendo a disposizione i dati sull'ecologia delle specie rinvenute, considerando le modificazioni del suolo da parte delle querce rosse. Infatti, la specie, come già illustrato, è neofita invasiva. Nelle sue foglie, a differenza di altre specie del genere *Quercus*, è presente una maggiore quantità di composti polifenolici, come i tannini (Gentili et al., 2019). Quest'ultimi, essendo contenuti nelle foglie, alterano le proprietà della lettiera fogliare che risulta essere recalcitrante alla

decomposizione, influenzando le disponibilità di nutrienti presenti nel suolo, come ad esempio il carbonio che tende ad essere immobilizzato, sia per le piante che per gli organismi decompositori. Conseguentemente, la qualità del comparto del suolo è drasticamente ridotta: la biodiversità presente è impoverita, sia in termini vegetazionali per quanto riguarda il sottobosco, sia in termini di gruppi responsabili della degradazione della materia organica e del riciclo dei nutrienti, come acari oribatei e collemboli (Gentili et al., 2019). Questa lettiera recalcitrante può quindi impattare negativamente i gruppi che includono specie fitofaghe, nettariifere e legate alla sostanza organica marcescente come emitteri e ditteri. La non rimozione della lettiera nei plot a gestione conservativa dei nuclei a quercia rossa può quindi aver paradossalmente “peggiolato” le condizioni del suolo per la vegetazione sovrastante e per la fauna associata. Il plot gestito tradizionalmente è caratterizzato da un suolo particolarmente nudo e con uno strato erbaceo povero ed esiguo, a differenza di quello gestito in modo conservativo in cui la copertura vegetazionale era leggermente superiore (oss. pers.). Questa spiegazione sembra preliminarmente confermata anche dagli andamenti delle famiglie di coleotteri che, seppur non statisticamente significative, mostrano come i nitidulidi, gruppo principalmente fitofago, sia numericamente maggiore nei plot a gestione tradizionale mentre stafilinidi e carabidi, taxa predatori ed onnivori siano più numerosi nei plot a gestione conservativa, avendo potenzialmente beneficiato dalla diversità ambientale creata dal mantenimento della lettiera e del legno morto al suolo, probabilmente anche in termini di siti di rifugio e svernamento (si veda discussione nel paragrafo successivo).

Anche se solo in maniera descrittiva, le catture effettuate con le trappole a finestra (tradizionale: 312 ind.; conservativa: 323 ind.) e gli sfalci con retino (tradizionale: 31 ind.; conservativa: 195 ind.) non mostrano particolari differenze nel numero di individui tra le due gestioni nei nuclei dominati da quercia rossa, probabilmente anche per le numerosità esigue.

### **5.2.2 Effetto della specie arborea e dell'habitat (strato erbaceo vs cataste) nei plot a gestione conservativa**

Per quanto riguarda le comunità campionate con le trappole a caduta solo nei plot a gestione conservativa, i risultati confermano quanto visto precedentemente, con il plot dominato da platani che ospitano un numero significativamente maggiore di individui, di ordini di artropodi e di abbondanza di diversi gruppi tassonomici (emitteri, ditteri, imenotteri, coleotteri, stafilinidi), ad eccezione della ricchezza di famiglie di coleotteri (maggiore nei querceti) rispetto al plot dominato da quercia rossa. La spiegazione è analoga a quanto illustrato nel

paragrafo precedente (par. 5.2.1) e legata alle condizioni sfavorevoli che la quercia rossa genera negli strati superiori del suolo.

Per quanto riguarda il confronto delle abbondanze in prossimità delle cataste o in associazione allo strato erbaceo, solo alcune famiglie di coleotteri hanno presentato differenze significative. In particolare, i carabidi hanno mostrato un numero superiore in vicinanza del legno morto mentre i nitidulidi nello strato erbaceo. Anche in questo caso, la spiegazione è analoga a quella illustrata nel paragrafo precedente e legata all'ecologia delle specie appartenenti ai due gruppi tassonomici, con i nitidulidi, principalmente fitofagi, legati alla vegetazione mentre i carabidi, con dieta variegata, legati alle cataste soprattutto nei querceti. La creazione di zone con legno morto rappresenta un'importante opportunità per diversi organismi, in quanto aumenta la diversità ambientale offrendo siti di rifugio, svernamento e foraggiamento alternativi (Wermelinger & Duelli 2002; Gibb et al., 2013; Girona et al., 2023). I carabidi, ad esempio, potrebbero aver usufruito della maggiore quantità di cibo presente in questi ambienti, come per esempio i collemboli, che risultano, anche se non in maniera statisticamente significativa, più abbondanti in prossimità delle cataste, oltre che di queste aree come siti di svernamento. È infatti noto come questi animali svernino spesso in associazione a corteccia e legno al suolo (Kappes & Topp, 2004; Schmidl & Bussler, 2008).

In ogni caso, è necessario considerare che le cataste sono state create durante l'autunno 2024 e sono ambienti che necessitano di un tempo "fisiologico" per poter generare effetti positivi ben quantificabili. Infatti, il legno che le costituisce sarà in grado di offrire diverse nicchie ecologiche per le specie che lo necessitano, quando raggiungerà diversi stadi di maturazione e marcescenza, e gli effetti di questa misura gestionale potranno essere meglio apprezzati negli anni successivi.

## 6 CONCLUSIONI

---

Il lavoro discusso in questa tesi di laurea, ed inserito all'interno del progetto di ricerca "*Habitat trees: home for biodiversity*", si è concentrato nel valutare la fauna di invertebrati associati agli alberi in un ambiente urbano, come lo è il Parco Nord Milano, in cui sono state adottate tecniche gestionali differenziali.

Nell'anno di inizio del progetto, durante l'estate 2024, sono stati svolti i rilievi della biodiversità presente prima dell'applicazione degli interventi gestionali. Il campionamento della biodiversità situata nelle aree è stato effettuato lungo il gradiente verticale, indagando diversi strati ecologici come il suolo, lo strato erbaceo, il tronco e la chioma (a diverse altezze) degli alberi presenti nei plot oggetto di studio. Dai risultati ottenuti è emersa una chiara diversificazione delle comunità nei diversi strati indagati: nonostante siano presenti degli ordini di artropodi ubiquitari, è stato possibile notare che la presenza di altri ordini è distintiva di uno specifico strato ecologico. Ogni strato, infatti, è caratterizzato da una diversa comunità di artropodi: la capacità di supportare comunità diversificate è, in un'ultima analisi, cruciale per mantenere funzionali gli ecosistemi e i servizi ad essi collegati anche in ambiente urbano. Questi risultati dimostrano che in contesti urbanizzati, una gestione sostenibile del patrimonio arboreo dovrebbe essere effettuata a tutti i livelli, dalla chioma al suolo. Inoltre, i risultati ottenuti dallo studio effettuato sottolineano la necessità di dover ricorrere a diverse tecniche di campionamento per poter intercettare la biodiversità, anche quella presente in contesti antropici. Le diverse tecniche di trappolaggio, infatti, hanno campionato comunità di artropodi differenti. Impiegando più metodi di campionamento è stato possibile effettuare una raccolta complementare di organismi, altrimenti non contattabile con un limitato insieme di tecniche di raccolta, le quali, in ogni caso, devono essere selezionate sulla base degli obiettivi della ricerca e considerando l'ecologia dei gruppi di interesse. Lo studio ha evidenziato la necessità di indirizzare gli sforzi della comunità scientifica verso una maggiore comprensione della biodiversità presente in contesti urbani. Infatti, la maggior parte degli studi, che hanno come oggetto la biodiversità presente in aree urbanizzate, è spesso limitata a pochi gruppi tassonomici, i quali da soli non sono in grado di fornire un quadro esaustivo degli organismi presenti e dei servizi ecosistemici associati.

In autunno 2024 ha avuto inizio la gestione arboricoltura differenziale tra i popolamenti di platani e quelli di querce. La gestione tradizionale è in linea con i tipici interventi applicati nei

parchi urbani; la gestione conservativa ha previsto tecniche arboricole che tenessero conto dell'importanza degli habitat forniti dagli alberi presenti, oltre che delle norme di sicurezza necessarie per garantire la fruibilità da parte del pubblico. Pertanto, nelle aree conservative le potature sono state ridotte al minimo, garantendo comunque gli standard di sicurezza, non è stata rimossa la lettiera fogliare e sono stati evitati gli sfalci dello strato erbaceo per consentire tutti i processi di degradazione della materia organica e il riciclo dei nutrienti oltre alla creazione di cataste come siti rifugio per la fauna, non solo di invertebrati.

Il campionamento nel periodo estivo successivo, anno 2025, ha permesso di valutare gli effetti della gestione differenziale scelta per i plot sperimentali. I dati raccolti non mostrano ancora una risposta univoca delle comunità alla tecnica gestionale mettendo in evidenza come la specie arborea dominante costituisce un fattore discriminante, in conseguenza delle condizioni ambientali che genera. Nelle aree dei platani, il numero di ordini e di organismi rilevati è risultato più elevato nel plot conservativo, concordando con le aspettative, ma la differenza non è ancora marcatamente spiccata a livello statistico. Per le aree in cui è presente la quercia rossa, invece, i risultati hanno mostrato una maggiore abbondanza nelle aree gestite tradizionalmente rispetto a quelle in cui la gestione è stata impostata in un'ottica conservativa. Il suolo dei popolamenti a quercia rossa, infatti, è un suolo di scarsa qualità, sia di minerali che di sostanze nutritive (data la difficoltà di degradazione della lettiera fogliare), oltre che dal punto di vista vegetazionale, data la scarsa disponibilità di nutrienti. Per questo motivo è possibile che l'efficacia degli interventi gestionali a livello del comparto suolo sia stata ostacolata da questa peculiarità delle querce rosse. Anche i dati raccolti dalle trappole posizionate nelle cataste create nelle aree conservative, indicano che sono necessarie successive analisi, considerando l'ecologia delle specie ritrovate, viste le tempistiche fisiologiche per lo sviluppo ottimale di questo particolare habitat, seppur abbiano avuto un effetto positivo soprattutto sui gruppi principalmente predatori. Inoltre, da questo primo anno di interventi gestionali, emerge l'importanza e la necessità di verificare le misure gestionali che si intende adottare in relazione alle diverse condizioni ambientali del sito di interesse. L'efficacia degli interventi è strettamente correlata agli aspetti ambientali della zona in cui questi vengono applicati. Questo è dovuto al fatto che ogni sito è diverso, a causa dei numerosi fattori (biotici e abiotici) che concorrono a formare l'ecosistema in questione e nel quale si instaurano dinamiche peculiari.

I dati raccolti finora rappresentano solo il punto di partenza del progetto in atto a Parco Nord Milano, essendo stati raccolti dopo meno di un anno di attività differenziale nella gestione dei nuclei arborei. I cicli naturali e le risposte delle comunità biologiche richiedono un tempo intrinseco per potersi manifestare e apprezzare. Inoltre, le considerazioni possibili per ora sono state elaborate avendo a disposizione la classificazione a livello di ordine per gli artropodi in generale, e famiglie per i coleotteri del 2025, che essendo ancora troppo ampia non permette di essere precisi e specifici circa le necessità ecologiche delle specie presenti. Una volta identificati gli organismi sarà possibile trarne le informazioni utili per poter meglio adattare la gestione dei plot per preservare e conservarne la biodiversità che essi accolgono.

## 7 BIBLIOGRAFIA

---

Akbari, H. (2002). Shade trees reduce building energy use and CO<sub>2</sub> emissions from power plants. *Environmental pollution*, 116, S119-S126.

Allison, J. D., Paine, T. D., Slippers, B., et al. (2023). *Forest entomology and pathology*. Springer International Publishing, 8-14, 56-62.

Angers, V. A., Gauthier, S., Drapeau, P., et al. (2011). Tree mortality and snag dynamics in North American boreal tree species after a wildfire: A long-term study. *International Journal of Wildland Fire*, 20, 751–763.

Aronson, M. F., La Sorte, F. A., Nilon, et al. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the royal society B: biological sciences*, 281(1780), 20133330.

Attenborough, K., Bashir, I., & Taherzadeh, S. (2016). Exploiting ground effects for surface transport noise abatement. *Noise Mapping*, 3(1), 1-25.

Balvanera, P., Siddique, I., Dee, L., et al. (2014). Linking biodiversity and ecosystem services: current uncertainties and the necessary next steps. *Bioscience*, 64(1), 49-57.

Baretta, D., Tanaka, C. A. S., & Sousa, J. P. (2016). Collembola community structure as a tool to assess land use effects on soil quality. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 40, e0150432.

Barry, A. M., Hagar, J. C., & Rivers, J. W. (2017). Long-term dynamics and characteristics of snags created for wildlife habitat. *Forest Ecology and Management*, 403, 145–151.

Basset, Y., Hammond, P. M., Barrios, et al (2003). Vertical stratification of arthropod assemblages. In Y. Basset, V. Novotny, S. E. Miller, & R. L. Kitching (Eds.), *Arthropods of Tropical Forests: Spatio-temporal Dynamics and Resource Use in the Canopy* (pp. 17–27). Cambridge University Press. Cambridge, Regno Unito.

Bastrup-Birk, A., Reker, J., Zal, N., et al. (2016). *European forest ecosystems: State and trends*. EEA Report No. 5/2016.

Becher, P. G., Bengtsson, M., Hansson, B. S., et al. (2010). Flying the fly: long-range flight behavior of *Drosophila melanogaster* to attractive odors. *Journal of chemical ecology*, 36(6), 599-607.

Bogyó, D., Magura, T., Nagy, D. D., et al. (2015). Distribution of millipedes (Myriapoda, diplopoda) along a forest interior – Forest edge – Grassland habitat complex. *ZooKeys*, 2015(510), 181–195.

BuBler, H. (2006). Old trees with young and diverse life. *LWF aktuell*, 53, 6-9.

Bütler, R., Lachat, T., Krumm, F., Kraus, D., & Larrieu, L. (2021). Conoscere, proteggere e promuovere gli alberi habitat. Istituto federale di ricerca WSL, *Notizie per la pratica*, 64, 1-12.

Bütler, R., Lachat, T., Krumm, F., Kraus, D., et al (2022). Guida da campo ai dendromicrohabitat: descrizione e soglie dimensionali per il loro inventario. Istituto federale di ricerca per la foresta, la neve e il paesaggio WSL. Birmensdorf, Svizzera.

Bütler, R., Lachat, T., Larrieu, L., et al. (2013). Habitat trees: Key elements for forest biodiversity. In D. Kraus & F. Krumm (Eds.), *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity* (pp. 84–91). European Forest Institute. Friburgo, Germania.

Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., et al. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59-67.

Cardinale, B. J., Matulich, K. L., Hooper, D. U., et al. (2011). The functional role of producer diversity in ecosystems. *American journal of botany*, 98(3), 572-592.

Carpaneto, G. M., Mazziotta, A., Coletti, G., et al. (2010). Conflict between insect conservation and public safety: the case study of a saproxylic beetle (*Osmoderma eremita*) in urban parks. *Journal of insect conservation*, 14(5), 555-565.

Čerevková, A., Renčo, M., Miklisová, D., et al. (2021). Soil nematode communities in managed and natural temperate forest. *Diversity*, 13(7), 327.

Convention on Biological Diversity. (1993). *Convention on Biological Diversity: Text and annexes*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity.

Cooper, R. J., & Whitmore, R. C. (1990). Arthropod sampling methods in ornithology. *Studies in avian biology*, 13(1), 8.

Costello, M. J., Wilson, S., & Houlding, B. (2012). Predicting total global species richness using rates of species description and estimates of taxonomic effort. *Systematic Biology*, 61(5), 871-883.

- Coulibaly, S. F., Winck, B. R., Akpa-Vinceslas, et al. (2019). Functional assemblages of Collembola determine soil microbial communities and associated functions. *Frontiers in Environmental Science*, 7, 52.
- Cressey, D. (2015). Ecologists embrace their urban side. *Nature*, 524(7566), 399-400.
- Crowley, L. M., Ivison, K., Enston, A., et al. (2023). A comparison of sampling methods and temporal patterns of arthropod abundance and diversity in a mature, temperate, Oak woodland. *Acta Oecologica*, 118, 103873.
- Crowley, L. M., Ivison, K., Enston, A., et al. (2023). A comparison of sampling methods and temporal patterns of arthropod abundance and diversity in a mature, temperate, Oak woodland. *Acta Oecologica*, 118, 103873.
- Dainese, M., Schneider, G., Krauss, J., et al. (2017). Complementarity among natural enemies enhances pest suppression. *Scientific reports*, 7(1), 8172.
- Dajoz, R. (1998). *Les insectes et la forêt: Rôle et diversité des insectes dans le milieu forestier*. Lavoisier. Parigi, Francia, 594 pp.
- Delvare, G., Aberlenc, H. P., Adis, J., et al. (1997). A review of methods for sampling arthropods in tree canopies. *Canopy arthropods*, 27, 52.
- Dennis, R. W. J., Malcolm, J. R., Smith, S. M., et al. (2018). Response of saproxylic insect communities to logging history, tree species, stage of decay, and wood posture in the central Nearctic boreal forest. *Journal of Forestry Research*, 29, 1365–1377.
- Drénou, C., Bouvier, M., & Lemaire, J. (2015). The diagnostic method ARCHI applied on declining pedunculate oaks. *Arboricultural Journal*, 37(3), 166-179.
- Duelli, P., Obrist, M. K., & Fluckiger, P. F. (2002). Forest edges are biodiversity hotspots—also for Neuroptera. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 48(Suppl 2), 75-87.
- Dujesiefken, D., & Stobbe, H. (2002). The Hamburg Tree Pruning System—A framework for pruning of individual trees. *Urban Forestry & Urban Greening*, 1(2), 75-82.
- Eisenhauer, N., Partsch, S., Parkinson, D., et al. (2007). Invasion of a deciduous forest by earthworms: Changes in soil chemistry, microflora, microarthropods and vegetation. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(5), 1099–1110.
- Elmqvist, T., Setälä, H., Handel, S. N., et al. (2015). Benefits of restoring ecosystem services in urban areas. *Current opinion in environmental sustainability*, 14, 101-108.

- Faeth, S. H., & Kane, T. C. (1978). Urban biogeography: city parks as islands for Diptera and Coleoptera. *Oecologia*, 32(1), 127-133.
- Faeth, S. H., Bang, C., & Saari, S. (2011). Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223(1), 69-81.
- Fazio, J. R., & Krumpal, E. E. (1999). Underlying beliefs and attitudes about topping trees. *Arboriculture & Urban Forestry (AUF)*, 25(4), 193-199.
- Ferris, H., Griffiths, B. S., Porazinska, D. L., et al. (2012). Reflections on plant and soil nematode ecology: past, present and future. *Journal of nematology*, 44(2), 115.
- Finn, J. A. (2001). Ephemeral resource patches as model systems for diversity-function experiments. *Oikos*, 92(2), 363–366.
- Frouz, J. (1999). Use of soil dwelling Diptera (Insecta, Diptera) as bioindicators: a review of ecological requirements and response to disturbance. *Agriculture, ecosystems & environment*, 74(1-3), 167-186.
- Galli, G. (2025). Quali fattori influenzano la biodiversità entomologica associata ad alberi habitat? Tecniche di rilievo, distribuzione vertical delle comunità e matrice ambientale. Università degli studi di Pavia.
- Gentili, R., Ferrè, C., Cardarelli, E., et al. (2019). Comparing negative impacts of *Prunus serotina*, *Quercus rubra* and *Robinia pseudoacacia* on native forest ecosystems. *Forests*, 10(10), 842.
- Geron, C. D., Guenther, A. B., & Pierce, T. E. (1994). An improved model for estimating emissions of volatile organic compounds from forests in the eastern United States. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 99(D6), 12773-12791.
- Gibb, H., Johansson, T., Stenbacka, F., et al. (2013). Functional roles affect diversity-succession relationships for boreal beetles. *PLoS ONE*, 8, e72764.
- Girona, M. M., Morin, H., Gauthier, S., et al. (2023). Boreal forests in the face of climate change: sustainable management. Springer Nature. Cham, Svizzera, 837 pp.
- Gómez-Baggethun, E., & Barton, D. N. (2013). Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological economics*, 86, 235-245.

- Greń, C., Lubecki, K., & Ruta, R. (2025). Saproxilic water beetles of Poland. *Rocznik Muzeum Górnośląskiego w Bytomiu. Przyroda*, 31, 1-41.
- Großmann, J., Pyttel, P., Bauhus, J., et al. (2020). The benefits of tree wounds: microhabitat development in urban trees as affected by intensive tree maintenance. *Urban Forestry & Urban Greening*, 55, 126817.
- Guerry, A. D., Smith, J. R., Lonsdorf, E., Hamel, P., Wood, S. A., & Rogers, R. (2021). Urban nature and biodiversity for cities. In World Bank, *Analysis of Nature-Based Solutions for Cities* (pp. 11–26). World Bank. Washington, DC (USA).
- Hardin, P. J., & Jensen, R. R. (2007). The effect of urban leaf area on summertime urban surface kinetic temperatures: A Terre Haute case study. *Urban forestry & urban greening*, 6(2), 63-72.
- Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J., et al. (1986). Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in ecological research*, 15, 133-302.
- Hartig, T., Mitchell, R., De Vries, S., et al. (2014). Nature and health. *Annual review of public health*, 35, 207-228.
- Hooper, D. U., Chapin, F. S., Ewel, J. J., et al. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75(1), 3–35.
- Hopkin, S. P., & Read, H. J. (1992). *The biology of millipedes*. Oxford University Press. Oxford, Regno Unito. 263 pp.
- Huber, J. T. (2017). Biodiversity of Hymenoptera. In R. G. Foottit & P. H. Adler (Eds.), *Insect Biodiversity: Science and Society* (2nd ed., Vol. 1, pp. 419–461). John Wiley & Sons. Chichester, West Sussex, Regno Unito.
- Hufnagel, L. (2009). Application of oribatid mites as indicators. *Applied ecology and environmental research*. 7(2), 79–110.
- Ion, C. M., & Murariu, D. T. (2023). Studies on centipede ecology (Myriapoda: Chilopoda) a bibliometric review. *Current Trends in Natural Sciences*, 12(23), 68-77.
- Islam, W., Zeng, F., Siddiqui, J. A., et al. (2025). Combating desertification: comprehensive strategies, challenges, and future directions for sustainable solutions. *Biological Reviews*, 100(4), 1594-1614.

- Jorgensen, A., & Anthopoulou, A. (2007). Enjoyment and fear in urban woodlands—Does age make a difference? *Urban Forestry & Urban Greening*, 6(4), 267-278.
- Joseph, R. M., Devineni, A. V., King, I. F., et al. (2009). Oviposition preference for and positional avoidance of acetic acid provide a model for competing behavioral drives in *Drosophila*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(27), 11352-11357.
- Jusino, M. A., Lindner, D. L., Banik, M. T., et al. (2016). Experimental evidence of a symbiosis between red-cockaded woodpeckers and fungi. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1827).
- Kaiser, C. A., Witt, M. L., Hartman, J. R., et al. (1986). Warning: Topping is hazardous to your tree's health! *Arboriculture & Urban Forestry*, 12(2), 50-52.
- Kappes, H., & Topp, W. (2004). Emergence of Coleoptera from deadwood in a managed broadleaved forest in central Europe. *Biodiversity & Conservation*, 13(10), 1905-1924.
- Keeler, B. L., Dalzell, B. J., Gourevitch, J. D., et al. (2019). Putting people on the map improves the prioritization of ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(3), 151-156.
- King, J. R., Warren, R. J., Maynard, D. S., & Bradford, M. A. (2018). Ants: Ecology and Impacts in Dead Wood. In M. D. Ulyshen (Ed.), *Saproxyllic Insects: Diversity, Ecology and Conservation* (pp. 237–262). Springer International Publishing. Cham, Svizzera.
- Kirstová, M., Pyszko, P., Šipoš, J., et al. (2017). Vertical distribution of earwigs (Dermaptera: Forficulidae) in a temperate lowland forest, based on sampling with a mobile aerial lift platform. *Entomological Science*, 20(1), 57–64.
- Kneitel, J. M., & Miller, T. E. (2003). Dispersal rates affect species composition in metacommunities of *Sarracenia purpurea* inquilines. *The American Naturalist*, 162(2), 165-171.
- Kondo, M. C., Fluehr, J. M., McKeon, T., et al. (2018). Urban green space and its impact on human health. *International journal of environmental research and public health*, 15(3), 445.
- Kotowska, D., Zegarek, M., Osojca, G., et al. (2020). Spatial patterns of bat diversity overlap with woodpecker abundance. *PeerJ*, 8, e9385.

- Kroll, A. J., Lacki, M. J., & Arnett, E. B. (2012). Research needs to support management and conservation of cavity-dependent birds and bats on forested landscapes in the Pacific Northwest. *Western Journal of Applied Forestry*, 27(3), 128-136.
- Lachat, T., & Müller, J. (2018). Importance of primary forests for the conservation of saproxylic insects. In *Saproxylic insects: Diversity, ecology and conservation* (pp. 581-605). Springer International Publishing. Cham, Svizzera.
- Lachat, T., Bouget, C., Bütler, R., et al. (2013). Deadwood: Quantitative and qualitative requirements for the conservation of saproxylic biodiversity. In D. Kraus & F. Krumm (Eds.), *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity* (pp. 92–103). European Forest Institute. Friburgo, Germania.
- Larmuth, J. (1979). Aspects of plant habit as a thermal refuge for desert insects. *Journal of Arid Environments*, 2(4), 323-327.
- Larrieu, L., & Cabanettes, A. (2012). Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech–fir forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 42(8), 1433-1445.
- Larrieu, L., Paillet, Y., Winter, S., et al. (2018). Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators*, 84, 194–207.
- Le Roux, D. S., Ikin, K., Lindenmayer, D. B., et al. (2014). Reduced availability of habitat structures in urban landscapes: implications for policy and practice. *Landscape and Urban Planning*, 125, 57-64.
- Lead, C., Kumar, P., Brondizio, E., et al. (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity*. The Ecological and Economic Foundation. Earthscan, London and Washington DC. 410 pp.
- Lecigne, B., Delagrange, S., & Messier, C. (2018). Crown reaction and acclimation to cyclical V-trimming of city trees: An analysis using terrestrial laser scanning. *Urban Forestry & Urban Greening*, 29, 183-191.
- Lee, K. E. (1985). *Earthworms: their ecology and relationships with soils and land use*. Academic Press. Sydney, Australia. 411 pp.
- Lefcheck, J. S., Byrnes, J. E. K., Isbell, F., et al. (2015). Biodiversity enhances ecosystem multifunctionality across trophic levels and habitats. *Nature Communications*, 6, 6936.

- Liang, D., & Huang, G. (2023). Influence of urban tree traits on their ecosystem services: a literature review. *Land*, 12(9), 1699.
- Lindenmayer, D. B., Blanchard, W., McBurney, L., et al. (2012). Interacting Factors Driving a Major Loss of Large Trees with Cavities in a Forest. *PLoS ONE*, 7, e41864.
- Lindenmayer, D. B., Laurance, W. F., Franklin, J. F., et al. (2014). New policies for old trees: averting a global crisis in a keystone ecological structure. *Conservation Letters*, 7(1), 61-69.
- Locey, K. J., & Lennon, J. T. (2016). Scaling laws predict global microbial diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(21), 5970–5975.
- Loreau, M., & de Mazancourt, C. (2013). Biodiversity and ecosystem stability: A synthesis of underlying mechanisms. *Ecology Letters*, 16, 106–115.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., et al. (2001). Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science*, 294(5543), 804-808.
- Lovejoy, T. E. (1997). Biodiversity: What is it? In M. L. Reaka-Kudla, D. E. Wilson, & E. O. Wilson (Eds.), *Biodiversity II: Understanding and Protecting Our Biological Resources* (pp. 7–14). Joseph Henry Press. Washington, DC, USA.
- Lyytimäki, J., & Sipilä, M. (2009). Hopping on one leg—The challenge of ecosystem disservices for urban green management. *Urban Forestry & Urban Greening*, 8(4), 309-315.
- Lyytimäki, J., Petersen, L. K., Normander, B., et al. (2008). Nature as a nuisance? Ecosystem services and disservices to urban lifestyle. *Environmental Sciences*, 5(3), 161-172.
- Ma, M. E. A. (2005). *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Press, Island. Washington, DC (USA). [www.millenniumassessment.org](http://www.millenniumassessment.org)
- Maas, J., Verheij, R. A., Groenewegen, et al. (2006). Green space, urbanity, and health: how strong is the relation? *Journal of epidemiology & community health*, 60(7), 587-592.
- MacGregor-Fors, I., Escobar, F., Rueda-Hernández, R., et al. (2016). City “green” contributions: The role of urban greenspaces as reservoirs for biodiversity. *Forests*, 7(7).
- Maguire, D. Y., Robert, K., Brochu, K., et al. (2014). Vertical stratification of beetles (Coleoptera) and flies (Diptera) in temperate forest canopies. *Environmental Entomology*, 43(1), 9-17.

- Mansourian, S., & Stensmyr, M. C. (2015). The chemical ecology of the fly. *Current opinion in neurobiology*, 34, 95-102.
- Maron, M., & Fitzsimons, J. A. (2007). Agricultural intensification and loss of matrix habitat over 23 years in the West Wimmera, south-eastern Australia. *Biological conservation*, 135(4), 587-593.
- Martin, A. J. F., & Almas, A. (2022). Arborists and urban foresters support for urban wildlife and habitat sustainability: results of an urban ecology-focused survey of arborists. *Sustainability*, 14(23), 15962.
- Martin, K., & Sommer, M. (2004). Relationships between land snail assemblage patterns and soil properties in temperate-humid forest ecosystems. *Journal of Biogeography*, 31(4), 531–545.
- Martin, M., Fenton, N., & Morin, H. (2018). Structural diversity and dynamics of boreal old-growth forests case study in Eastern Canada. *Forest Ecology and Management*, 422, 125–136.
- Marzluff, J. M. (2005). Island biogeography for an urbanizing world: how extinction and colonization may determine biological diversity in human-dominated landscapes. *Urban Ecosystems*, 8(2), 157-177.
- Matheny, N. P., & Clark, J. R. (1994). A photographic guide to the evaluation of hazard trees in urban areas. International Society of Arboriculture. Savoy, Illinois (USA). 85 pp.
- Mattheck, C., & Breloer, H. (1994). Field guide for visual tree assessment (VTA). *Arboricultural Journal*, 18(1), 1-23.
- McComb, W. C., Spies, T. A., & Emmingham, W. H. (1993). Douglas-fir forests: managing for timber and mature-forest habitat. *Journal of Forestry*, 91(12), 31-42.
- McKinney, M. L. (2002). Urbanization, biodiversity, and conservation: the impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *Bioscience*, 52(10), 883-890.
- McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological conservation*, 127(3), 247-260.
- McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban ecosystems*, 11(2), 161-176.

- Mezőfi, L., Markó, G., Nagy, C., et al. (2020). Beyond polyphagy and opportunism: natural prey of hunting spiders in the canopy of apple trees. *PeerJ*, 8, e9334.
- Miltner, S., Kupka, I., & Třeštík, M. (2016). Effects of Northern red oak (*Quercus rubra* L.) and sessile oak (*Quercus petraea* (Mattusch.) Liebl.) on the forest soil chemical properties. *Central European Forestry Journal*, 62(3), 169-172.
- Mitchell, R., & Popham, F. (2008). Effect of exposure to natural environment on health inequalities: an observational population study. *The Lancet*, 372(9650), 1655-1660.
- Mora, C., Tittensor, D. P., Adl, S., et al. (2011). How many species are there on earth and in the ocean? *PLoS Biology*, 9(8).
- Morrison, M. L., & Raphael, M. G. (1993). Modeling the dynamics of snags. *Ecological Applications*, 3(2), 322-330.
- Mound, L. A. (2005). Thysanoptera: diversity and interactions. *Annual Review of Entomology*, 50(1), 247-269.
- Müller, J., Ulyshen, M., Seibold, S., et al. (2020). Primary determinants of communities in deadwood vary among taxa but are regionally consistent. *Oikos*, 129(10), 1579–1588.
- Neely, D. (1988). Wound closure rates on trees. *Arboriculture & Urban Forestry (AUF)*, 14(10), 250-254.
- Newton, I., 1994. The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: a review. *Biological Conservation*. 70, 265–276.
- Novotny, V., Miller, S.E., Baje, L., et al. (2010) Guild-specific patterns of species richness and host specialization in plant–herbivore food webs from a tropical forest. *Journal of Animal Ecology*, 79(6), 1193-1203.
- Nowak, D. J. (2002). The effects of urban trees on air quality. *USDA forest service*, 96, 130413867.
- Nyffeler, M., Olson, E. J., & Symondson, W. O. (2016). Plant-eating by spiders. *Journal of Arachnology*, 44(1), 15-27.
- Ollerton, J., Winfree, R., & Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, 120(3), 321–326.

- Padoa-Schioppa, E., & Canedoli, C. (2017). Urban forests and biodiversity. In F. Ferrini, S. D. Konijnendijk van den Bosch, & A. Fini (Eds.), *Routledge Handbook of Urban Forestry* (pp. 123–135). Routledge. Londra e New York.
- Paillet, Y., Archaux, F., du Puy, S., et al. (2018). The indicator side of tree microhabitats: A multi-taxon approach based on bats, birds and saproxylic beetles. *Journal of Applied Ecology*, 55(5), 2147–2159.
- Paoletti, M. G., & Hassall, M. (1999). Woodlice (Isopoda: Oniscidea): their potential for assessing sustainability and use as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74(1-3), 157-165.
- Parsons, S., Lewis, K. J., & Psyllakis, J. M. (2003). Relationships between roosting habitat of bats and decay of aspen in the sub-boreal forests of British Columbia. *Forest Ecology and Management*, 177, 559–570.
- Pataki, D. E., Carreiro, M. M., Cherrier, J., et al. (2011). Coupling biogeochemical cycles in urban environments: ecosystem services, green solutions, and misconceptions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(1), 27-36.
- Petri, A. C., Koeser, A. K., Lovell, S. T., & Ingram, D. (2016). How green are trees? Using life cycle assessment methods to assess net environmental benefits. *Journal of Environmental Horticulture*, 34(4), 101-110.
- Ponge, J. F. (1993). Biocenoses of Collembola in atlantic temperate grass-woodland ecosystems. *Pedobiologia*, 37(4), 223-244.
- Ponge, J. F. (2000). Vertical distribution of Collembola (Hexapoda) and their food resources in organic horizons of beech forests. *Biology and fertility of soils*, 32(6), 508-522.
- Ranius, T., Niklasson, M., & Berg, N. (2009). Development of tree hollows in pedunculate oak (*Quercus robur*). *Forest Ecology and Management*, 257(1), 303–310.
- Rega-Brodsky, C. C., Aronson, M. F., Piana, M. R., et al. (2022). Urban biodiversity: State of the science and future directions. *Urban Ecosystems*, 25(4), 1083-1096.
- Révész, K., Gallé, R., Humbert, J. Y., et al. (2025). Effects of uncut refuge management on grassland arthropods – A systematic review. *Global Ecology and Conservation*, 57, e03381.
- Roman, L. A., Conway, T. M., Eisenman, T. S., et al. (2021). Beyond ‘trees are good’: Disservices, management costs, and tradeoffs in urban forestry. *Ambio*, 50(3), 615-630.

- Romanova, A., Horoshenkov, K. V., & Hurrell, A. (2019). An application of a parametric transducer to measure acoustic absorption of a living green wall. *Applied Acoustics*, 145, 89-97.
- Rose, C. L., Marcot, B. G., Mellen, T. K., et al. (2001). Decaying wood in Pacific Northwest forests: concepts and tools for habitat management. In D. H. Johnson & T. A. O'Neil (Eds.), *Wildlife-Habitat Relationships in Oregon and Washington* (pp. 580–623). Oregon State University Press. Corvallis, Oregon (USA).
- Roth, T. R., & Nolin, A. W. (2019). Characterizing maritime snow canopy interception in forested mountains. *Water Resources Research*, 55(6), 4564-4581.
- Roy, S., Byrne, J., & Pickering, C. (2012). A systematic quantitative review of urban tree benefits, costs, and assessment methods across cities in different climatic zones. *Urban forestry & urban greening*, 11(4), 351-363.
- Salbitano, F., Borelli, S., Conigliaro, M., et al. (2016). Guidelines on urban and peri-urban forestry. *Fao Forestry Paper*, No. 178. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Scherber, C., Vockenhuber, E. A., Stark, A., et al. (2014). Effects of tree and herb biodiversity on Diptera, a hyperdiverse insect order. *Oecologia*, 174(4), 1387-1400.
- Scheu, S., & Falca, M. (2000). The soil food web of two beech forests (*Fagus sylvatica*) of contrasting humus type: stable isotope analysis of a macro-and a mesofauna-dominated community. *Oecologia*, 123(2), 285-296.
- Schmidl, J., & Bussler, H. (2008). Xylobiontic beetle guild composition and diversity driven by forest canopy structure and management. In A. Floren & J. Schmidl (Eds.), *Canopy arthropod research in Europe* (pp. 299–323). Bioform Entomology. Norimberga, Germania.
- Schmidlin, T. W. (2009). Human fatalities from wind-related tree failures in the United States, 1995–2007. *Natural Hazards*, 50(1), 13-25.
- Seibold, S., Bässler, C., Brandl, R., et al. (2016). Microclimate and habitat heterogeneity as the major drivers of beetle diversity in dead wood. *Journal of Applied Ecology*, 53(3), 934-943.

- Shaw, D. C. (2004). Vertical organization of canopy biota. *Forest canopies*, 73, 101. In M. D. Lowman & H. B. Rinker (Eds.), *Forest Canopies* (2nd ed., pp. 73–101). Elsevier Academic Press. Burlington, MA.
- Shorohova, E., & Kapitsa, E. (2015). Stand and landscape scale variability in the amount and diversity of coarse woody debris in primeval European boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 356, 273–284.
- Siitonen, J., & Saaristo, L. (2000). Habitat requirements and conservation of *Pytho kolwensis*, a beetle species of old-growth boreal forest. *Biological Conservation*, 94, 211–220.
- Smiley, E. T., Matheny, N., & Lilly, S. (2017). *Best management practices: Tree risk assessment*. (2nd ed.). International Society of Arboriculture. Atlanta, Georgia (USA). 81 pp.
- Southwood, T. R. E., & Henderson, P. A. (2009). *Ecological methods* (3rd ed.). Blackwell Science. Chichester, West Sussex (Regno Unito). 562 pp.
- Stork, N. E. (2018). How many species of insects and other terrestrial arthropods are there on Earth?. *Annual review of entomology*, 63(2018), 31-45.
- Swingland, I. R. (2001). Biodiversity, definition of. *Encyclopedia of biodiversity*, 1, 377-391.
- Tan, Z., Lau, K. K. L., & Ng, E. (2016). Urban tree design approaches for mitigating daytime urban heat island effects in a high-density urban environment. *Energy and buildings*, 114, 265-274.
- Tansley, A. G. (1935). The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology*, 16(3), 284-307.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., et al. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of biogeography*, 31(1), 79-92.
- Thorn, S., Seibold, S., Leverkus, A. B., et al. (2020). The living dead: Acknowledging life after tree death to stop forest degradation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 18(9), 505–512.
- Thornton, I. W. (1985). The geographical and ecological distribution of arboreal Psocoptera. *Annual Review of Entomology*, 30(1), 175-196.
- Ulber, B., Williams, I. H., Klukowski, Z., et al. (2010). Parasitoids of oilseed rape pests in Europe: key species for conservation biocontrol. In H. Williams (Ed.), *Biocontrol-based*

integrated management of oilseed rape pests (pp. 45-76). Springer Netherlands. Dordrecht, Paesi Bassi.

Ulyshen, M. D. (2011). Arthropod vertical stratification in temperate deciduous forests: implications for conservation-oriented management. *Forest ecology and management*, 261(9), 1479-1489.

Ulyshen, M. D., & Hanula, J. L. (2007). A comparison of the beetle (Coleoptera) fauna captured at two heights above the ground in a North American temperate deciduous forest. *The American Midland Naturalist*, 158(2), 260-278.

Van Der Plas, F. (2019). Biodiversity and ecosystem functioning in naturally assembled communities. *Biological Reviews*, 94(4), 1220-1245.

Van Renterghem, T., Forssén, J., Attenborough, K., et al. (2015). Using natural means to reduce surface transport noise during propagation outdoors. *Applied Acoustics*, 92, 86-101.

Verma, A. K. (2016). Biodiversity: Its different levels and values. *International Journal on Environmental Sciences*, 7(2), 143-145.

Vidiella, B., & Montoya, J. M. (2024). Biodiversity-Ecosystem Function Relationships in Marine Ecosystems: First steps. In S. M. Scheiner (Ed.), *Encyclopedia of Biodiversity* (3rd ed., Vol. 1, pp. 121–134). Academic Press. Oxford, Regno Unito.

Vuidot, A., Paillet, Y., Archaux, F., et al. (2011). Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biological Conservation*, 144(1), 441–450.

Walter, D. E. (1987). Trophic behavior of "mycophagous" microarthropods. *Ecology*, 68(1), 226-229.

Weking, S., Kämpf, I., Mathar, W., et al. (2016). Effects of land use and landscape patterns on Orthoptera communities in the Western Siberian forest steppe. *Biodiversity and Conservation*, 25(12), 2341–2359.

Wermelinger B., Lachat T., Müller J. (2013). Forest insects and their habitat requirements. In Kraus D., Krumm F. (Eds), *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity* (pp 152-157). European Forest Institute. Friburgo, Germania.

Wermelinger, B. (2021). *Forest Insects in Europe: diversity, functions and importance*. CRC Press. Boca Raton, Florida (USA). 312 pp.

- Wermelinger, B., & Duelli, P. (2003). Insects in the forest ecosystem: importance, requirements, protection. *Werdenberger Jahrbuch*, 16, 104-112.
- Westerfelt, P., Widenfalk, O., Lindelow, A., et al. (2015). Nesting of solitary wasps and bees in natural and artificial holes in dead wood in young boreal forest stands. *Insect Conservation and Diversity*, 8, 493–504
- Wiens, J. J. (2023). How many species are there on Earth? Progress and problems. *PLoS biology*, 21(11), e3002388.
- Wikars, L. O. (2004). Habitat requirements of the pine wood-living beetle *Tragosoma depsarium* (Coleoptera: Cerambycidae) at log, stand and landscape scale. *Ecological Bulletins*, 51, 287–294.
- Winter, S., & Möller, G. C. (2008). Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management*, 255(3–4), 1251–1261.
- Woodcock, B. A. (2005). Pitfall trapping in ecological studies. In S. R. Leather (Ed.), *Insect Sampling in Forest Ecosystems* (pp. 37–57). Blackwell Publishing. Oxford, Regno Unito.
- Woziwoda, B., Kopec, D., & Witkowski, J. (2014). The negative impact of intentionally introduced *Quercus rubra* L. on a forest community. *Acta societatis botanicorum Poloniae*, 83(1), 39-49.
- Young, R. F. (2010). Managing municipal green space for ecosystem services. *Urban Forestry and Urban Greening*, 9(4), 313–321.
- Zhang, Z. Q. (2011). Animal biodiversity: An outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness. *Zootaxa*, 3148, 1-237.
- Zudin, S., Heintz, W., Kraus, D., et al. (2022). A spatially-explicit database of tree-related microhabitats in Europe and beyond. *Biodiversity Data Journal*, 10, e91385.

## 8 SITOGRAFIA

---

<https://www.alberiurbani.it>, consultato il 11/03/2026

<https://www.ancienttreeforum.org.uk>, consultato il: 06/02/2026

<https://www.biopills.net>, consultato il: 01/03/2026

<https://www.biotreeversity.com>, consultato il: 01/02/2026

<https://www.cbd-chm.go.kr>, consultato il: 22/02/2026

<https://entomologia.it>, consultato il 02/03/2026

<https://www.faggetevetuste.it>, consultato il 02/03/2026

<https://www.gestireilverde.it>, consultato il 11/03/2026

## **9 RINGRAZIAMENTI**

---

Porgo i miei ringraziamenti al Parco Nord Milano per aver concesso la disponibilità delle aree studio nelle quali è stato possibile applicare gestioni differenti e svolgere i campionamenti.

Ringrazio la mia relatrice Elisa Cardarelli, sia per l'opportunità di tesi sia per la disponibilità e la gentilezza con le quali mi ha seguito durante il lavoro.

Ringrazio anche la correlatrice, Claudia Canedoli, e tutti i collaboratori del progetto.