



# **UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA**

**Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-forestali**

**TESI DI LAUREA MAGISTRALE IN SCIENZE FORESTALI E AMBIENTALI**

**DENDROMICROHABITAT E RIPRISTINO FORESTALE:  
CONFRONTO TRA BOSCHI PLANIZIALI RELITTI E NUOVI IMPIANTI IN  
FRIULI-VENEZIA GIULIA**

**Relatore:**

Thomas CAMPAGNARO

**Laureanda:**

Alessandra DE CARLI

**Correlatore:**

Nicola MENON

**Matricola:**

2124439

Anno Accademico

2025-2026



## Riassunto

*Le pressioni antropiche hanno nel tempo portato ad una frammentazione e regressione dei boschi planiziali del Friuli-Venezia Giulia, ecosistemi forestali di elevato valore naturalistico. Le forti modificazioni sono imputabili, da una parte, allo sfruttamento agricolo e, dall'altra, alla perdita di suolo a favore di espansioni urbane. Queste modifiche hanno determinato una significativa perdita di habitat, compromettendo di conseguenza la connettività ecologica tra i boschi planiziali e riducendo la biopermeabilità del paesaggio planiziale. Gli interventi di ripristino forestale, attraverso la creazione di nuovi impianti, possono svolgere un ruolo cruciale fornendo habitat idonei alle specie forestali e conservando la biodiversità di questi ecosistemi fortemente minacciati. La presente tesi si propone di valutare l'effettiva capacità compensativa dei boschi piantati rispetto ai boschi planiziali relitti, utilizzando i dendromicrohabitat come indicatore della complessità ecologica forestale. A tal fine sono stati effettuati rilievi nei frammenti dei boschi planiziali relitti e nei nuovi impianti forestali in Friuli-Venezia Giulia, raccogliendo dati relativi a variabili ecologiche quali necromassa in piedi e a terra e tipologie di dendromicrohabitat (TreMs). Sono state altresì considerate variabili strutturali del soprassuolo, tra cui altezza, diametro a petto d'uomo (DBH) e la dimensione della chioma. Tramite la relazione tra le variabili strutturali del soprassuolo e l'eventuale presenza di determinate tipologie di dendromicrohabitat, si ricercheranno eventuali soglie di sviluppo strutturale oltre cui i boschi piantati acquisiscono una maggiore funzionalità ecologica, allo scopo di chiarire se e in quali condizioni e misura i boschi piantati possano contribuire al recupero della funzionalità ecologica dei boschi planiziali.*

## Abstract

*Anthropogenic pressures have led over time to the fragmentation and the decline of the lowland forests of Friuli-Venezia Giulia, forest ecosystems of high naturalistic value. These profound changes are mainly caused by agriculture exploitation and land conversion associated with urban expansion, resulting in a significant habitat loss and compromising the ecological connectivity and biopermeability of the lowland landscape. Forest restoration, through the establishment of new forest plantation, can play a crucial role by providing suitable habitat for forest-dwelling species and conserving the biodiversity of these highly threatened forest ecosystems. This thesis aims to evaluate the potential compensatory capacity of planted forests in comparison with remnant lowland forests, using Tree-related Microhabitats (TreMs) as proxies for ecological complexity. Field surveys were conducted in the remnant lowland forest fragments and in newly established forest plantations in Friuli-Venezia Giulia, through the collection of ecological data such as standing and coarse woody debris and the types of TreMs present. Structural variables of the forest stand were also considered, including tree height, diameter at breast height (DBH), and crown size. Examining the relationship between those structural variables and the occurrence of specific types of TreMs, the study will investigate potential thresholds of structural development beyond which planted forest acquire greater ecological functionality. The aim is to clarify whether, and under which conditions and to what extent, planted forests can contribute to the recovery of the ecological functionality of lowland forest ecosystems.*

# Indice

|                                                                          |            |
|--------------------------------------------------------------------------|------------|
| <b>Riassunto.....</b>                                                    | <b>iii</b> |
| <b>Abstract.....</b>                                                     | <b>iv</b>  |
| <b>Elenco delle Figure.....</b>                                          | <b>vii</b> |
| <b>Elenco delle tabelle.....</b>                                         | <b>xi</b>  |
| <b>1 Introduzione .....</b>                                              | <b>1</b>   |
| 1.1 Boschi planiziali .....                                              | 1          |
| 1.2 Ripristino forestale .....                                           | 3          |
| 1.3 Dendromicrohabitat .....                                             | 4          |
| 1.4 Necromassa.....                                                      | 7          |
| 1.5 Obiettivi.....                                                       | 8          |
| <b>2 Materiali e metodi.....</b>                                         | <b>10</b>  |
| 2.1 Area di studio .....                                                 | 10         |
| 2.1.1 Inquadramento geografico .....                                     | 10         |
| 2.1.2 Inquadramento climatico .....                                      | 11         |
| 2.2 Rilievi in campo .....                                               | 13         |
| 2.2.1 Rilievo della struttura del soprassuolo .....                      | 13         |
| 2.2.2 Rilievo dei dendromicrohabitat .....                               | 14         |
| 2.2.3 Rilievo della necromassa a terra .....                             | 19         |
| 2.4 Analisi dati .....                                                   | 19         |
| 2.4.1 Analisi della composizione e della struttura dei popolamenti ..... | 20         |
| 2.4.2 Analisi della necromassa.....                                      | 20         |
| 2.4.3 Analisi dei dendromicrohabitat.....                                | 22         |
| 2.4.4 Correlazione struttura e TreMs .....                               | 24         |
| <b>3 Risultati.....</b>                                                  | <b>26</b>  |
| 3.1 Composizione specifica e differenze strutturali.....                 | 26         |

|                                                                              |           |
|------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 3.1.1 Composizione specifica .....                                           | 26        |
| 3.1.2 Struttura dei popolamenti.....                                         | 27        |
| 3.2 Necromassa a terra.....                                                  | 32        |
| 3.2.1 Quantità complessiva di necromassa .....                               | 32        |
| 3.2.2 Distribuzione degli elementi nelle classi di decomposizione .....      | 32        |
| 3.2.3 Distribuzione del volume nelle classi di decomposizione .....          | 33        |
| 3.3 Dendromicrohabitat .....                                                 | 35        |
| 3.4 Correlazione struttura e dendromicrohabitat .....                        | 41        |
| <b>4 Discussione.....</b>                                                    | <b>45</b> |
| 4.1 Composizione specifica e differenze strutturali.....                     | 45        |
| 4.1.1 Differenze di composizione specifica .....                             | 45        |
| 4.1.2 Differenze strutturali .....                                           | 47        |
| 4.2 Necromassa a terra.....                                                  | 48        |
| 4.3 Dendromicrohabitat .....                                                 | 49        |
| 4.4 Correlazioni struttura e TreMs .....                                     | 56        |
| <b>5 Conclusioni .....</b>                                                   | <b>59</b> |
| <b>Bibliografia .....</b>                                                    | <b>62</b> |
| <b>Siti web.....</b>                                                         | <b>70</b> |
| <b>Appendici.....</b>                                                        | <b>71</b> |
| Appendice 1- Stress plot .....                                               | 71        |
| Appendice 2- Esempi di aree di studio: boschi relitti e boschi piantati..... | 72        |
| Appendice 3 – Esempi di dendromicrohabitat rilevati in campo.....            | 74        |
| <b>Ringraziamenti.....</b>                                                   | <b>77</b> |

# Elenco delle Figure

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      |    |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Figura 1:</b> esempi di cavità: (a) cavità da nidificazione da picide, (b) cavità con rosura. Fotografie di Alessandra De Carli .....                                                                                                                                                                                                                                             | 6  |
| <b>Figura 2:</b> esempio di dendrotelma con presenza di acqua. Fotografia di Alessandra De Carli .....                                                                                                                                                                                                                                                                               | 6  |
| <b>Figura 3:</b> Inquadramento delle aree di saggio nella pianura friulana (FVG). Immagine realizzata con QGIS su base cartografica Esri gray.....                                                                                                                                                                                                                                   | 10 |
| <b>Figura 4:</b> Frammentazione del paesaggio forestale visualizzata da satellite e localizzazione delle aree di studio nelle province di Pordenone e Udine. Immagine realizzata con QGIS. ....                                                                                                                                                                                      | 11 |
| <b>Figura 5:</b> Materiali: (a) ricevitore GPS/GNSS Haglöf RS3, (b) misurazione della proiezione della chioma con cordella metrica, (c) rilievo del DBH con cavalletto dendrometrico (d) Vertex, (e) Transponder, (f) Suunto Tandem/360PC/360R G Clino/Bussola. ....                                                                                                                 | 14 |
| <b>Figura 6:</b> Composizione specifica (percentuale) nelle due tipologie di bosco. Ogni colore rappresenta la proporzione di una specie arborea sul totale delle rilevate. ....                                                                                                                                                                                                     | 27 |
| <b>Figura 7:</b> Confronto dell'area basimetrica ( $m^2/ha$ ) tra boschi relitti e boschi piantati. I boxplot mostrano la mediana (linea centrale), il primo e il terzo quartile. I punti rappresentano i singoli valori per ciascuna area. L'asterisco indica una differenza statisticamente significativa tra le due tipologie di bosco. ....                                      | 28 |
| <b>Figura 8:</b> Confronto del diametro medio dendrometrico (cm) tra boschi relitti e boschi piantati. I boxplot mostrano la mediana (linea centrale), il primo e il terzo quartile. I punti rappresentano i singoli valori per ciascuna area. I due asterischi indicano una differenza statisticamente altamente significativa tra le due tipologie di bosco.....                   | 28 |
| <b>Figura 9:</b> Confronto del diametro massimo rilevato(cm) nelle aree di studio, tra boschi relitti e boschi piantati. I boxplot mostrano la mediana (linea centrale), il primo e il terzo quartile. I punti rappresentano i singoli valori per ciascuna area. I due asterischi indicano una differenza statisticamente altamente significativa tra le due tipologie di bosco..... | 29 |
| <b>Figura 10:</b> Confronto della densità degli alberi vivi ( $n/ha$ ) tra boschi relitti e boschi piantati. I boxplot mostrano la mediana (linea centrale), il primo e il terzo quartile. I punti rappresentano i singoli valori per ciascuna area. L'asterisco indica una differenza statisticamente significativa tra le due tipologie di bosco. ....                             | 30 |

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   |    |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Figura 11:</b> Confronto della densità degli alberi morti in piedi (n/ha) tra boschi relitti e boschi piantati. I boxplot mostrano la mediana (linea centrale), il primo e il terzo quartile. I punti rappresentano i singoli valori per ciascuna area.....                                                                                                                                    | 31 |
| <b>Figura 12:</b> Confronto della percentuale di unità policormiche presenti (%) tra boschi relitti e boschi piantati. I boxplot mostrano la mediana (linea centrale), il primo e il terzo quartile. I punti rappresentano i singoli valori per ciascuna area. ....                                                                                                                               | 31 |
| <b>Figura 13:</b> Confronto della quantità di necromassa a terra presente (m <sup>3</sup> /ha) tra boschi relitti e boschi piantati. I boxplot mostrano la mediana (linea centrale), il primo e il terzo quartile. I punti rappresentano i singoli valori per ciascuna area. ....                                                                                                                 | 32 |
| <b>Figura 14:</b> Distribuzione percentuale degli elementi di necromassa nelle diverse classi di decomposizione (da 1 a 5) a confronto tra boschi relitti e boschi piantati. Le diverse colorazioni rappresentano la gradazione cromatica della classificazione di Hunter (Hunter,1990).....                                                                                                      | 33 |
| <b>Figura 15:</b> Distribuzione percentuale del volume degli elementi di necromassa nelle diverse classi di decomposizione (da 1 a 5) a confronto tra boschi relitti e boschi piantati. Le diverse colorazioni rappresentano la gradazione cromatica della classificazione di Hunter (Hunter,1990).....                                                                                           | 34 |
| <b>Figura 16:</b> Ordination plot (PCoA) basato sulla distanza di Bray-Curtis della composizione in volume della necromassa nei boschi relitti e nei piantati. Le linee collegano le singole aree di saggio ai rispettivi centroidi di gruppo, evidenziando maggiore dispersione nei relitti.....                                                                                                 | 35 |
| <b>Figura 17:</b> Confronto del numero totale di tipi di TreM rilevate nelle aree di studio, tra boschi relitti e boschi piantati. I boxplot mostrano la mediana (linea centrale), il primo e il terzo quartile. I punti rappresentano i singoli valori per ciascuna area. L'asterisco indica una differenza statisticamente significativa tra le due tipologie di bosco.....                     | 36 |
| <b>Figura 18:</b> Confronto del numero medio di TreM per albero rilevato nelle aree di studio, tra boschi relitti e boschi piantati. I boxplot mostrano la mediana (linea centrale), il primo e il terzo quartile. I punti rappresentano i singoli valori per ciascuna area. I due asterischi indicano una differenza statisticamente altamente significativa tra le due tipologie di bosco. .... | 37 |
| <b>Figura 19:</b> Confronto della ricchezza di tipi di dendromicrohabitat rilevata nelle aree di studio, tra boschi relitti e boschi piantati. I boxplot mostrano la mediana (linea centrale), il primo e il terzo quartile. I punti rappresentano i singoli valori per ciascuna area. L'asterisco indica una differenza statisticamente significativa tra le due tipologie di bosco. ....        | 38 |

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |    |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Figura 20:</b> Confronto dell'indice di Shannon calcolato nelle aree di studio, tra boschi relitti e boschi piantati. I boxplot mostrano la mediana (linea centrale), il primo e il terzo quartile. I punti rappresentano i singoli valori per ciascuna area. ....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   | 39 |
| <b>Figura 21:</b> Configurazione dell'NMDS con vettori significativi. Le aree occupate dai poligoni delimitano lo spazio multivariato occupato dai due tipi di popolamento forestale. I vettori indicano la direzione e l'intensità con cui le tipologie di TreMs sono associate ai due gruppi.....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                     | 40 |
| <b>Figura 22:</b> Rappresentazione grafica della relazione tra DBH (cm) e ricchezza di dendromicrohabitat stimata mediante modello GLMM con distribuzione di Poisson e distinguendo tra tipologia di bosco (a) e vitalità degli alberi (b). La figura "c" rappresenta i barplot descrittivi dei valori medi di ricchezza di dendromicrohabitat stimati per il valore di diametro medio. Il modello è descritto in Tabella 5. I punti nei grafici "a" e "b" rappresentano i dati reali di ricchezza di dendromicrohabitat e DBH misurati. Il limite superiore dell'asse x per i grafici "a" e "b" è stato impostato pari a 75 cm per motivi grafici. ....                                | 43 |
| <b>Figura 23:</b> Rappresentazione grafica della relazione tra DBH (cm) e abbondanza di dendromicrohabitat, stimata mediante modello GLMM con distribuzione binomiale negativa di tipo quadratica, differenziando tra tipologia di bosco (a) e vitalità degli alberi (b). La figura "c" rappresenta i barplot descrittivi dei valori medi di abbondanza di dendromicrohabitat stimati per il valore di diametro medio. Il modello è descritto in Tabella 6. I punti nei grafici "a" e "b" rappresentano i dati reali di abbondanza di dendromicrohabitat e DBH misurati. Il limite superiore dell'asse x per i grafici "a" e "b" è stato impostato pari a 75 cm per motivi grafici..... | 44 |
| <b>Figura 24:</b> Esemplare di <i>Lucanus cervus</i> individuato durante i rilevii. Fotografia di Alessandra De Carli.....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              | 49 |
| <b>Figura 25:</b> Microsuolo in chioma (ot21), è visibile materiale organico, quali foglie, rametti accumulati a livello dell'inserzione dei polloni e la presenza di alcune radici. Fotografia di Alessandra De Carli .....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                            | 51 |
| <b>Figura 26:</b> Esempio di rottura naturale del fusto (in21b). Fotografia di Alessandra De Carli .....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                | 52 |
| <b>Figura 27:</b> Esempio di branca spezzata naturale (in22b). Fotografia di Alessandra De Carli .....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  | 53 |
| <b>Figura 28:</b> Esempio di riscoppio di rami epicormici (gr12). La struttura in questo caso è stata utilizzata come appoggio alla creazione di una ragnatela. Fotografia di Alessandra De Carli .....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 | 53 |

**Figura 29:** esempio di rami morti in chioma con diametro maggiore di 3 cm, in più del 10% della chioma (de11). Fotografia di Alessandra De Carli ..... 54

**Figura 30:** esempio di scortecciamento (in11) su albero morto in piedi, in cui sono presenti anche altre tipologie di dendromicrohabitat quali due tasche (in14) e un rifugio sotto corteccia (in13). Fotografia di Alessandra De Carli ..... 55

## Elenco delle tabelle

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |    |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Tabella 1:</b> Aree di saggio suddivise per codice di popolamento, nome del bosco quando presente, provincia, georeferenziazione e tipologia. ....                                                                                                                                                   | 12 |
| <b>Tabella 2 A/B/C:</b> Catalogo delle tipologie dei dendromicrohabitat, con relative soglie dimensionali divise in gruppi e forme seguendo la nomenclatura di Buetler et al. (2024). I codici associati ad ogni tipo sono adattamenti dei codici originariamente previsti da Kraus et al. (2016). .... | 18 |
| <b>Tabella 3:</b> Classi di decomposizione secondo Hunter (1990) con relativa descrizione sulla base della presenza di corteccia, rami fini, tessitura del legno e forma del tronco .....                                                                                                               | 19 |
| <b>Tabella 4:</b> Tipologie di dendromicrohabitat significativamente associate alla NMDS, con colorazioni associate al gruppo di appartenenza della tipologia. ....                                                                                                                                     | 41 |
| <b>Tabella 5:</b> Risultati del GLMM sulla ricchezza dei dendromicrohabitat. (AICc = 1914.385; R2 condizionale = 0.409; R2 marginale = 0.402; ICC = 0.01; RMSE = 1.263; coefficiente di correlazione di Pearson = 0.67). ....                                                                           | 42 |
| <b>Tabella 6:</b> Risultati del GLMM sull'abbondanza di dendromicrohabitat. (AICc = 2247.8; R2 condizionale = 0.540; R2 marginale = 0.502; ICC = 0.076; RMSE = 4.335; coefficiente di correlazione di Pearson = 0.618). ....                                                                            | 42 |

# 1 Introduzione

## 1.1 Boschi planiziali

I boschi planiziali sono formazioni forestali tipiche delle aree di pianura, si sviluppano in un contesto climatico relativamente omogeneo e occupano oggi in modo fortemente frammentato l'area della Pianura Padana. Nonostante la complessiva omogeneità di temperature in tutta l'area, la grande variabilità di specie presenti in tale regione è determinata specialmente dall'influenza del regime idrico sulle caratteristiche del suolo. Ne consegue che l'inquadramento fitogeografico delle poche formazioni relitte, spesso ricondotte ai soli quercu-carpineti, risulta complesso (Del Favero, 2004), poiché la composizione di specie dipende strettamente dalla disponibilità d'acqua. Mentre nelle zone meno umide prevalgono la farnia (*Quercus robur* L.) e il carpino bianco (*Carpinus betulus* L.), nelle più umide compaiono l'olmo (*Ulmus minor* Mill.), il frassino maggiore (*Fraxinus excelsior* L.) ed il frassino meridionale (*Fraxinus angustifolia* Vahl. Subsp. *oxycarpa* (M.Bieb. ex Willd.) Franco & Rocha Afonso). Laddove il terreno si presenta più argilloso, il ristagno idrico favorisce lo sviluppo dell'ontano nero (*Alnus glutinosa* L.), mentre in prossimità dei corsi d'acqua compaiono diverse specie di salici. Queste variazioni nella composizione avvengono molto spesso in poche decine di metri, specialmente in corrispondenza della linea delle risorgive. In quest'area l'emergere della falda incontra diversi tipi di suolo che con le loro caratteristiche determinano condizioni di maggiore o minore ristagno idrico (Del Favero, 2004). Queste condizioni risultano tuttavia transitorie a causa dei futuri scenari di cambiamento climatico (scenari RCP 4.5 e 8.5). Secondo recenti studi infatti, (Sitzia et al., 2025) entro i prossimi decenni molte aree oggi idonee al quercu-carpineto, potrebbero variare verso condizioni favorevoli a querceti sub-mediterranei a roverella (*Quercus pubescens* Willd.), andando a generare un disequilibrio clima-vegetazione che potrebbe portare ad estinzioni ritardate e lente perdite di struttura. L'evoluzione dei boschi attuali è altamente condizionata anche dall'abbassamento della falda freatica, caratterizzata da interventi di bonifica e dall'eutrofizzazione dei suoli legata all'agricoltura intensiva (Sitzia et al., 2025).

Nella Pianura Padana i boschi planiziali occupano circa 170.000 ettari, il 5% di questi si trova in Friuli-Venezia-Giulia (Camerano et al., 2010). Nonostante la loro ridotta estensione e la loro elevata frammentazione, questi boschi rappresentano ecosistemi forestali di elevato valore naturalistico, poiché costituiscono uno degli ultimi rifugi per numerose specie animali e vegetali tipiche degli ambienti forestali planiziali oggi fortemente frammentati e costituiscono habitat essenziali per la nidificazione, la sosta e alimentazione dell'avifauna (Direttiva Uccelli 2009/147/CE). Tali ambienti svolgono così il ruolo di corridoi ecologici, favorendo gli spostamenti della fauna tra le aree interne della pianura e gli ambienti costieri e lagunari. I boschi planiziali erogano anche altri importanti contributi dell'ecosistema. Oltre alla conservazione di habitat e biodiversità, contribuiscono alla regolazione delle acque, al mantenimento del microclima e alla resilienza degli ecosistemi (Stoppa et al., 2013). Essi apportano, inoltre, notevoli benefici agli agroecosistemi circostanti, fornendo habitat favorevoli allo svernamento di diverse specie di insetti ausiliari, tra cui parassitoidi ed impollinatori, che possono contribuire, rispettivamente, al controllo naturale delle popolazioni di fitofagi e all'impollinazione (Tscharntke et al., 2007).

Nel corso dei secoli i boschi planiziali della pianura padana sono stati tuttavia protagonisti di forti pressioni antropiche: Inizialmente le foreste venivano sfruttate per la risorsa legno (prevalentemente per le costruzioni) e abbattute per destinare il terreno risultante all'agricoltura e all'allevamento (Sartori et al., 2017). A partire dal secondo dopoguerra, la pianura è stata trasformata in parte dall'agricoltura che si è volta verso monoculture intensive, e in altra parte dall'espansione urbana e dagli insediamenti altamente produttivi, con conseguenza principale la frammentazione di tali habitat e la riduzione della biopermeabilità (Mullu, 2016; Nocentini, 2013). Tale fenomeno ha comportato ripercussioni negative sugli habitat naturali e sulle specie, andandone ad alterare la struttura, funzionalità e resilienza (Wilson et al., 2016). Inoltre, gli spostamenti delle specie sono più complessi (Schiavano, 2013) e le comunità biologiche sono più vulnerabili ai disturbi fisico chimici di origine umana (Feleha et al., 2025). A questo quadro si aggiungono ulteriori minacce emergenti, determinate dall'impatto delle specie esotiche invasive, come robinia (*Robinia pseudoacacia* L.) e ailanto (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) che alterano i processi di successione dei boschi planiziali, dominando le fasi di colonizzazione nei suoli nitrofilo o disturbati (Sitzia et al., 2025).

I boschi planiziali sono dunque “isole di naturalità” (Stoppa et al., 2013), reperti archeologici di un passato originario, che possiedono non solo valore ecologico, ma altresì storico e

culturale. Come tali vanno dunque protetti, prevenendone il degrado e incentivando interventi di connessione ecologica fra i vari frammenti.

## **1.2 Ripristino forestale**

La foresta è un sistema complesso e dinamico, caratterizzato da un continuo adattamento ai mutamenti ambientali, in quanto sottoposto alla costante imprevedibilità, indeterminatezza e pluralità di processi naturali e di pressioni antropiche (Nocentini, 2013). Quando tali pressioni superano la soglia di resilienza dell'ecosistema, esso non è più in grado di recuperare in modo spontaneo il proprio equilibrio, manifestando una progressiva perdita di funzionalità ecologica, entrando così in uno stato di degrado (Boers et al., 2022; Fu et al., 2025). La frammentazione degli habitat è riconosciuta come una delle principali forme di degrado (Mullu, 2016), minacciando la biodiversità e l'integrità ecologica dei paesaggi forestali. In questo contesto si inserisce la necessità di adozione di interventi e strategie volte a contrastare il degrado ecologico: il restauro ecologico. Il restauro ecologico mira al recupero delle originali funzioni e caratteristiche ecologiche della foresta (Stanturf, 2015). Ricondurre l'ecosistema forestale alle esatte condizioni originarie, sia da un punto di vista strutturale che funzionale, assume tuttavia un valore prevalentemente teorico. La natura intrinsecamente dinamica della foresta, l'influenza da parte dei cambiamenti climatici, le trasformazioni irreversibili del paesaggio e l'impossibilità di ricostruire fedelmente un ecosistema che ha subito innumerevoli variazioni nel tempo, rendono irrealistica una completa ricostruzione delle condizioni originarie (Nocentini, 2013). Su questo tema il dibattito scientifico è ancora aperto, per questo motivo in letteratura spesso non si parla di *restauro ecologico*, ma di *ripristino*, in cui l'obiettivo non è più quello di raggiungere condizioni originarie, ma porre maggiore enfasi sul recupero dei processi ecologici e delle funzioni dell'ecosistema, accettando che la composizione, la struttura e la configurazione finale possano differire da quelle storiche (Stanturf, 2015), favorendo un ecosistema resistente e resiliente. Negli ultimi anni, l'approccio al ripristino forestale si è progressivamente orientato verso una pianificazione integrata, che tiene in considerazione non solo le caratteristiche ecologiche dell'ecosistema, ma anche il contesto paesaggistico in cui si trova, dunque anche gli aspetti economico-sociali in cui è inserito. Nuovi studi (Sitzia et al., 2025) si sono ad esempio proposti di individuare delle linee guida di gestione e

conservazione dei boschi planiziali veneti, offrendo strumenti pratici per l'ottimizzazione e la resilienza di tali ecosistemi attraverso interventi selvicolturali, tenendo in considerazione anche aspetti economici e strategie di contributo per favorirne la biodiversità.

Tra le azioni di ripristino adottabili rientrano lo sviluppo di nuovi popolamenti forestali, il monitoraggio costante degli interventi e l'adozione di una gestione adattativa per modificare le pratiche gestionali in funzione della risposta dell'ecosistema (Nocentini, 2013). Tali interventi, inoltre, dovrebbero coinvolgere quanto più possibile le comunità locali, gli enti pubblici e le organizzazioni ambientali, con il sostegno di adeguati finanziamenti (Travaglini et al., 2026) per favorire una gestione condivisa e di lungo periodo. Spesso la realizzazione incontra, infatti, importanti limiti economici e territoriali specialmente in Pianura Padana, dove l'elevato valore produttivo dei terreni agricoli, disincentiva la scelta di conversione delle superfici coltivabili in impianti forestali destinati all'evoluzione naturale, scoraggiando così i processi di ripristino forestale nella regione planiziale.

Ulteriore limite dei boschi piantati riguarda la loro effettiva capacità di compensare le funzioni ecologiche svolte dai boschi planiziali relitti (Benayas et al., 2009). Nonostante la realizzazione di nuovi impianti forestali rappresenti uno degli strumenti più diffusi per contrastare gli effetti della frammentazione, la semplice presenza di copertura arborea non implica necessariamente che determinate condizioni ecologiche siano garantite (Benayas et al., 2009; Crouzeilles et al., 2016), quali livelli elevati di biodiversità, complessità strutturale e disponibilità di habitat per le specie forestali. Per questo motivo la valutazione dell'efficacia di tali interventi non può limitarsi alla sola presenza del bosco, ma deve basarsi sull'utilizzo di indicatori in grado di descriverne il livello di complessità ecologica, come i dendromicrohabitat (in inglese *tree-related microhabitats*, TreMs) e la necromassa a terra (in inglese *coarse woody debris*, CWD).

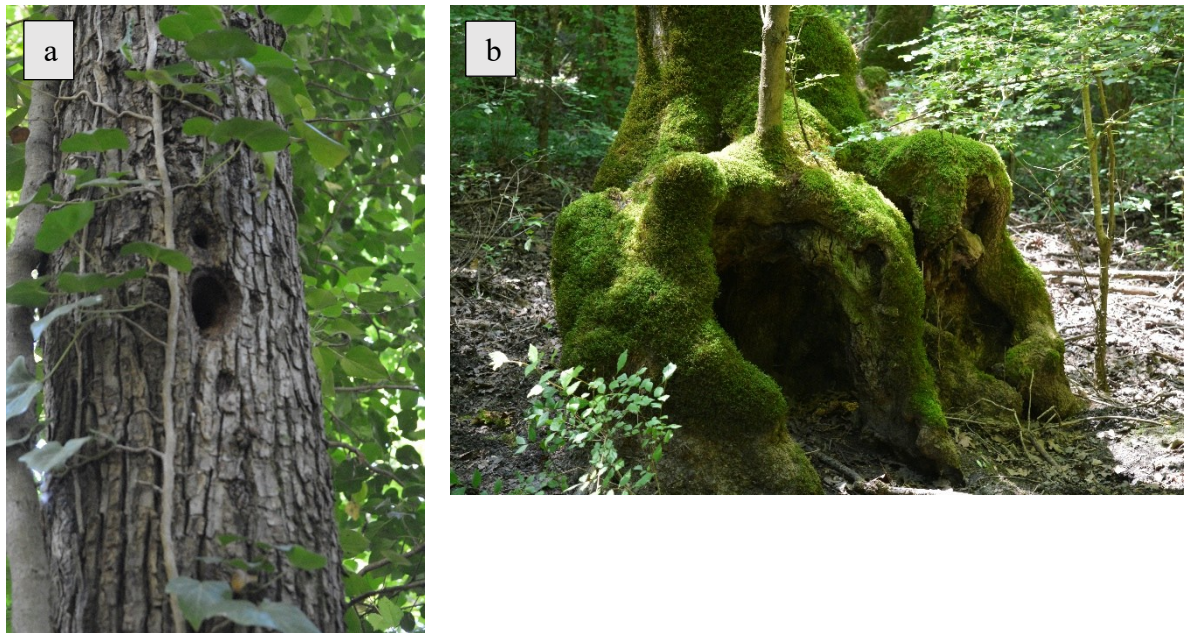
### **1.3 Dendromicrohabitat**

I dendromicrohabitat sono strutture presenti sugli alberi vivi o morti in piedi che costituiscono un substrato o siti essenziali per l'alimentazione, il rifugio, la riproduzione e lo sviluppo di una o più specie, o comunità di specie, durante almeno una fase del loro ciclo vitale (Bütler et al., 2024; Larrieu et al., 2018). Essi possono avere origine abiotica, ad esempio formarsi a seguito di eventi meteorici o danni meccanici, oppure di origine biotica.

In questo secondo caso, le modificazioni possono essere causate da intrusioni, lesioni o rotture da parte di funghi, insetti e picidi e tra cui rientrano anche strutture esterne che possono essere usate come supporto da altri organismi, ad esempio strutture epifite (muschi, licheni, edera) e epixiliche (corpi fruttiferi di funghi lignicoli, muschi colonizzatori di legno morto e licheni sul legno in decomposizione) (Larrieu et al., 2018). La ricchezza di specie che un popolamento può ospitare è determinata in larga misura dalla varietà e dall'abbondanza dei dendromicrohabitat presenti (Bütler et al., 2024; Larrieu et al., 2018; Martin et al., 2022). Tale relazione diretta tra la diversità dei dendromicrohabitat e la diversità delle specie li rende importanti indicatori della biodiversità forestale potenziale (Asbeck et al., 2021). Diversi studi hanno dimostrato che tali strutture costituiscono habitat essenziali per diversi gruppi tassonomici, tra cui briofite e licheni, funghi, anfibi, rettili, uccelli, mammiferi e specialmente artropodi, con una vasta gamma di taxa coinvolti (Bütler et al., 2013; Martin et al., 2022). Tra i dendromicrohabitat di maggiore rilevanza ecologica vi sono le cavità, come ad esempio quelle di nidificazione da picide o le cavità da rosura (Figura 1) sfruttati da numerose specie come siti di rifugio e riproduzione. Altro esempio di cavità sono i dendrotelmi (Figura 2), cavità a forma di coppa in cui l'acqua piovana può raccogliersi, costituendo preziose riserve idriche per anfibi e habitat altamente specializzati per numerose specie di insetti ad essi strettamente associate (Bütler et al., 2024). L'abbondanza dei dendromicrohabitat tende generalmente ad aumentare con il diametro e l'età degli alberi (Larrieu & Cabanettes, 2012), motivo per cui risulta fondamentale preservare i popolamenti forestali relitti, in quanto veri e propri hotspot di biodiversità grazie alla presenza di alberi vetusti.

Il limite iniziale dell'utilizzo dei dendromicrohabitat come indicatori di complessità forestale risiedeva nella sua classificazione, che variava in modo significativo tra i vari studi, limitando la possibilità di confrontarne i risultati. Per ovviare questo problema il primo catalogo standardizzato dei dendromicrohabitat venne proposto nel 2016 da Kraus et al., (2016), il quale venne successivamente perfezionato da Larrieu et al. (2018) che svilupparono un sistema di classificazione strutturato in maniera gerarchica su tre livelli (forme, gruppi e tipi specifici), definendo soglie dimensionali minime e criteri diagnostici per ciascuna tipologia. Tali modifiche hanno reso possibile la standardizzazione dei dati raccolti, rendendoli comparabili tra diversi boschi e regioni. Il sistema di classificazione proposto da Larrieu et al. (2018) ha fornito così, per la prima volta, uno strumento di supporto pratico e immediato per valutare il valore conservazionistico delle foreste

temperate e mediterranee europee e per l'integrazione della conservazione degli alberi ricchi di microhabitat nelle pratiche di gestione selvicolturale (Larrieu et al., 2018). Bütler et al (2024) hanno infine aggiornato tale sistema, ampliandolo ma senza modificarne l'impostazione generale. La guida proposta da Bütler et al (2024) è stata adottata per il rilievo dei dendromicrohabitat nella presente tesi di laurea.



**Figura 1:** esempi di cavità: (a) cavità da nidificazione da picide, (b) cavità con rosura. Fotografie di Alessandra De Carli



**Figura 2:** esempio di dendrotelma con presenza di acqua. Fotografia di Alessandra De Carli

## 1.4 Necromassa

L'insieme della biomassa vegetale morta presente in un ecosistema forestale prende il nome di necromassa e costituisce una componente essenziale della struttura e del funzionamento degli ecosistemi forestali (Harmon et al., 1986). La necromassa rappresenta una componente estremamente eterogenea del bosco, distinguibile in base all'origine, alla posizione rispetto al suolo, alle dimensioni e allo stato di decomposizione. Al fine di standardizzarne il rilievo, vari autori hanno sviluppato diversi sistemi per distinguere la necromassa in base a criteri morfologici e dimensionali (Harmon et al., 1986; Harmon & Sexton, 1996; Hunter, 1990). In modo specifico, la necromassa viene distinta primariamente in funzione della sua posizione in alberi morti in piedi (in inglese *dead standing trees*, snags) e alberi morti a terra (in inglese *logs*), mentre il materiale legnoso a terra può essere suddiviso, in base al diametro, in necromassa legnosa fine (in inglese *fine woody debris*, FWD) o necromassa legnosa grossolana. Nonostante i valori di riferimento per la soglia dimensionale per distinguere la FWD e la CWD varino in letteratura, il diametro di riferimento più adottato è quello di 10cm. La necromassa comprende inoltre ceppaie (in inglese *stumps*), grosse branche e radici morte, originate sia da interventi selvicolturali, che da eventi naturali di schianto o rottura (Harmon & Sexton, 1996). Con il progredire dei processi di decomposizione, il legno morto subisce una serie di progressive modificazioni fisiche e chimiche tra cui perdita della corteccia, riduzione della consistenza, alterazioni cromatiche e colonizzazioni più o meno spinte da parte di organismi e microrganismi decompositori (Stokland et al., 2012). Per descrivere tali stati di alterazione del legno in modo oggettivo e comparabile e per standardizzarne il rilievo, sono stati sviluppati diversi sistemi, uno dei più diffusi distingue cinque classi di decomposizione sulla base delle progressive alterazioni di corteccia, presenza di rami fini, tessitura, colorazione e forma (Hunter, 1990). Le diverse componenti della necromassa e il loro stato di decomposizione influenzano in modo diretto le funzioni ecologiche nell'ecosistema forestale. I processi di decomposizione della necromassa regolano il rilascio graduale di nutrienti e sostengono delle comunità pullulanti di organismi decompositori (Motta, 2020). Allo stesso tempo, la biomassa vegetale morta costituisce habitat per numerosi organismi saproxilici, di cui funghi, insetti, uccelli, pipistrelli e anfibi. Il legno morto funge inoltre da importante serbatoio di carbonio (Wijas et al., 2024) e risulta substrato preferenziale per l'insediamento della rinnovazione negli ecosistemi temperati e boreali, offrendo anche vantaggi competitivi quali protezione dalla

competizione con specie erbacee e arbustive e fornisce nutrienti essenziali rilasciati durante la decomposizione. Inoltre, gli alberi morti in piedi rappresentano substrati fondamentali per la formazione dei dendromicrohabitat e il mantenimento della biodiversità forestale, poiché nel corso della decomposizione viene favorita la formazione di cavità, tasche, distaccamento della corteccia e corpi fruttiferi fungini che costituiscono habitat essenziali per numerosi organismi forestali (Kraus et al., 2016; Larrieu et al., 2018). Si stima che dalla necromassa e dagli alberi habitat dipenda almeno il 25% delle specie forestali o tragga beneficio dalla loro presenza per la propria sopravvivenza, molte di queste specie fanno parte dei gruppi tassonomici più minacciati delle foreste temperate europee (Bütler et al., 2013). Alla luce di queste funzioni ecologiche svolte, la necromassa è oggi considerata un indicatore ecologico di naturalità, maturità del bosco, stato di conservazione e complessità forestale a sostegno di molteplici gruppi tassonomici. La presenza di legno morto riflette la continuità ecologica, la presenza di alberi maturi, i processi naturali di mortalità e il mantenimento degli habitat per gli organismi saproxilici (Harmon et al., 1986; Müller & Bütler, 2010; Stokland et al., 2012). La necromassa è passata nel corso degli ultimi decenni da indicatore di cattiva gestione ad indicatore di gestione sostenibile e naturalità della foresta.

## **1.5 Obiettivi**

Stante la situazione di frammentazione e compromissione dei boschi planiziali in Friuli-Venezia Giulia venutasi a creare a seguito alle espansioni urbane e allo sfruttamento agricolo, l'ottica internazionale si è ridirezionata verso la loro tutela. In particolare, lo sviluppo di nuovi impianti forestali, rappresenta, in questo contesto, una strategia volta a favorire la disponibilità di habitat e conservare la biodiversità di tali ecosistemi tanto rilevanti quanto minacciati, attraverso la creazione di nuovi impianti forestali. La presente tesi si propone di valutare il grado di differenza ecologica dei boschi planiziali piantati del Friuli-Venezia Giulia rispetto ai boschi planiziali relitti della medesima regione, utilizzando i dendromicrohabitat e la necromassa come indicatori della complessità ecologica dei popolamenti forestali. Andando a comprendere in che misura i boschi planiziali di origine artificiale abbiano fin ora sviluppato caratteristiche strutturali e dendromicrohabitat comparabili a quelli dei boschi relitti, al fine di poterne valutare la capacità compensativa o

l'effettivo contributo al recupero delle funzioni ecologiche caratteristiche di questi ecosistemi.

Nello specifico il lavoro si propone i seguenti obbiettivi:

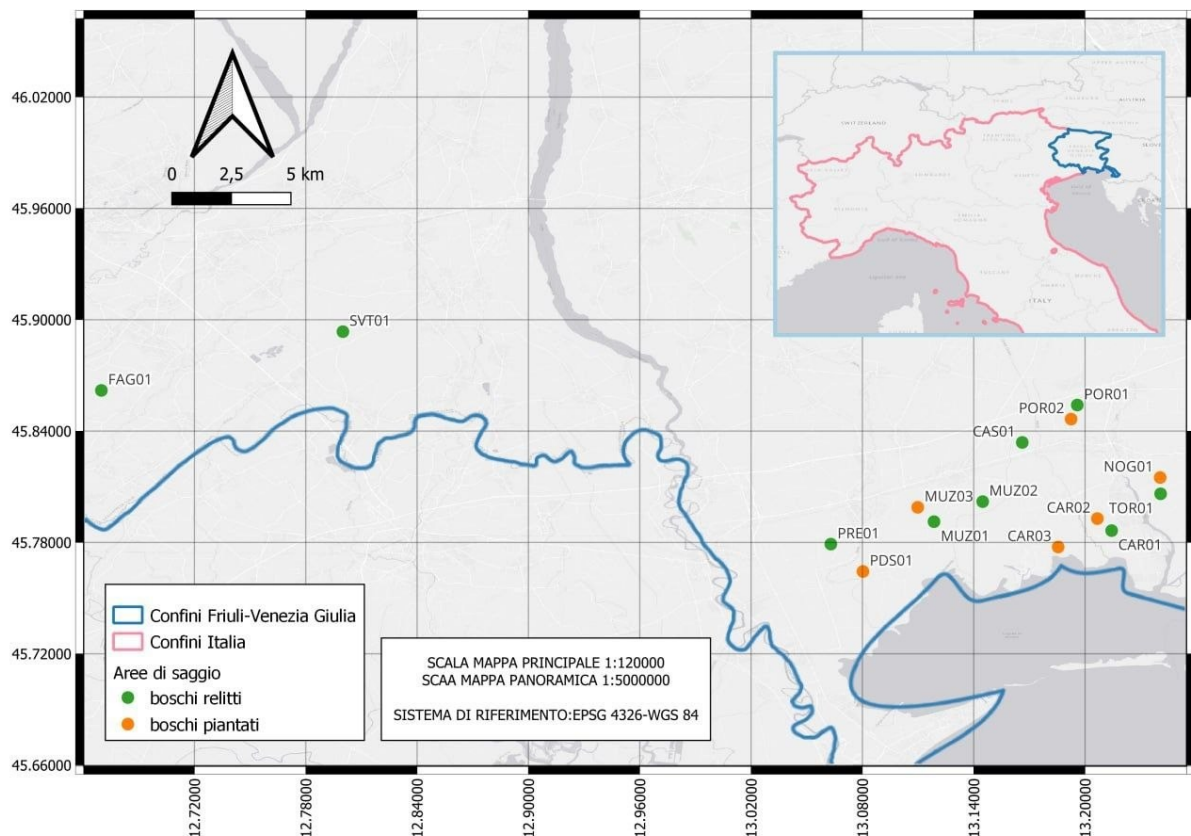
- 1) confrontare la composizione specifica arborea e le caratteristiche strutturali del soprassuolo tra boschi planiziali e relitti;
- 2) confrontare la quantità di necromassa e la sua distribuzione nelle classi di decomposizione nei due tipi di bosco;
- 3) confrontare i tipi, la frequenza e la distribuzione dei diversi tipi di TreMs nei boschi di origine differente;
- 4) analizzare la relazione tra le caratteristiche strutturali del soprassuolo con ricchezza e abbondanza dei tipi di dendromicrohabitat presenti;
- 5) valutare la capacità dei boschi piantati nel contribuire al recupero delle funzionalità ecologiche dei boschi relitti che stanno scomparendo dal panorama della Pianura Padana.

## 2 Materiali e metodi

### 2.1 Area di studio

#### 2.1.1 Inquadramento geografico

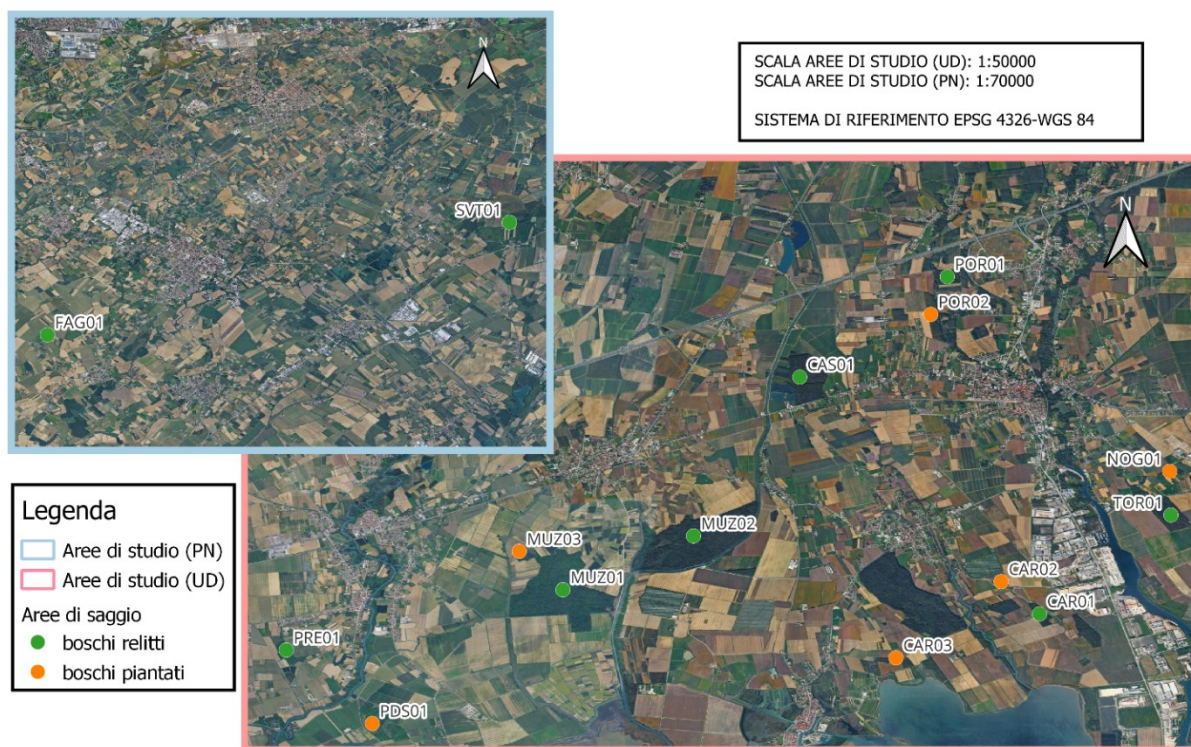
Lo studio è localizzato nell'areale geografico della pianura friulana, in Friuli-Venezia Giulia, situata nella porzione più orientale della Pianura Padana. L'analisi prende in esame 15 siti (Figura 3), distribuiti nelle province di Pordenone e Udine, andando a rappresentare la quasi totalità delle aree forestali planiziali della regione.



**Figura 3:** Inquadramento delle aree di saggio nella pianura friulana (FVG). Immagine realizzata con QGIS su base cartografica Esri gray.

Protagonista del paesaggio risulta la marcata frammentazione, in cui i nuclei forestali analizzati, distinti in frammenti di boschi relitti e rimboschimenti da ripristino forestale, persistono in un contesto dominato dalle superfici agricole (Figura 4). Si tratta complessivamente di nove boschi relitti e sei boschi piantati.

Per facilitare la gestione dei dati, ad ogni sito è stato attribuito un codice identificativo alfanumerico (Tabella 1).



**Figura 4:** Frammentazione del paesaggio forestale visualizzata da satellite e localizzazione delle aree di studio nelle province di Pordenone e Udine. Immagine realizzata con QGIS.

### 2.1.2 Inquadramento climatico

La regione pianiziale friulana presenta un clima temperato continentale umido, determinato dall'influenza mitigatrice del mare Adriatico e dalla barriera orografica delle Prealpi, delle Alpi Carniche e delle Alpi Giulie che plasmano il regime delle precipitazioni. Le temperature medie si attestano sui 13°C e 14°C, pur presentando una spiccata escursione termica annuale: la fascia pianiziale risulta infatti l'area con più escursione termica annuale della regione, con picchi estremi che superano i 35°C (con massimo storico di 40°C del giugno 2026) e inverni rigidi con frequenti gelate, con minimi che negli ultimi trent'anni hanno toccato i -16°C (dicembre del 2009) (dati ARPA FVG, Stazione di Talmassons e San Vito al Tagliamento). Temporalmente estivi ed elevati valori di umidità sono tratti distintivi

dell'area planiziale friulana e il regime pluviometrico mostra un gradiente crescente dalla costa all'alta pianura, con precipitazioni medie annue che variano dai 900 mm nella fascia lagunare ai 1200 mm nel settore a ridosso della fascia collinare (OSMER & GNR, 2023).

**Tabella 1 – Aree di saggio**

*Suddivisione dei 15 boschi planiziali in analisi con codice identificativo, denominazione, provincia, coordinate e tipologia.*

| <b>Codice</b> | <b>Nome del Bosco</b>          | <b>Provincia</b> | <b>Latitudine (N)</b> | <b>Longitudine (E)</b> | <b>Tipologia</b> |
|---------------|--------------------------------|------------------|-----------------------|------------------------|------------------|
| FAG01         | Bosco della Mantova            | Pordenone        | 45.86187°             | 12.66979°              | Relitto          |
| SVT01         | —                              | Pordenone        | 45.89354°             | 12.79999°              | Relitto          |
| PDS01         | Bosco Brussa                   | Udine            | 45.76430°             | 13.08032°              | Piantato         |
| PRE01         | —                              | Udine            | 45.77903°             | 13.06301°              | Relitto          |
| MUZ01         | Bosco Baredi-Selva di Arvonchi | Udine            | 45.79114°             | 13.11862°              | Relitto          |
| MUZ02         | Coda di Manin                  | Udine            | 45.80195°             | 13.14485°              | Relitto          |
| MUZ03         | —                              | Udine            | 45.79887°             | 13.10985°              | Piantato         |
| CAR01         | —                              | Udine            | 45.78631°             | 13.21438°              | Relitto          |
| CAR02         | —                              | Udine            | 45.79279°             | 13.20667°              | Piantato         |
| CAR03         | —                              | Udine            | 45.77749°             | 13.18553°              | Piantato         |
| CAS01         | —                              | Udine            | 45.83383°             | 13.16620°              | Relitto          |
| POR01         | —                              | Udine            | 45.85400°             | 13.19584°              | Relitto          |
| POR02         | —                              | Udine            | 45.84643°             | 13.19253°              | Piantato         |
| NOG01         | —                              | Udine            | 45.81494°             | 13.24054°              | Piantato         |
| TOR01         | —                              | Udine            | 45.80615°             | 13.24078°              | Relitto          |

Coordinate geografiche espresse nel sistema di riferimento WGS84. Totale: 9 boschi relitti, 6 boschi piantati.

**Tabella 1:** Aree di saggio suddivise per codice di popolamento, nome del bosco quando presente, provincia, georeferenziazione e tipologia.

## 2.2 Rilievi in campo

I rilievi nei 15 siti di studio sono stati effettuati nel periodo compreso tra aprile 2026 e agosto 2026.

### 2.2.1 Rilievo della struttura del soprassuolo

La struttura del soprassuolo è stata rilevata mediante aree di saggio circolari di raggio 15 m (superficie pari a circa 706,8 m<sup>2</sup>), seguendo la metodologia proposta da Burrascano et al. (2021). Le aree di saggio (una per bosco), scelte in modo da risultare il più rappresentative possibile dell'intero popolamento, sono state georeferenziate mediante il rilievo delle coordinate del punto centrale dell'area tramite ricevitore GPS/GNSS Haglöf RS3 (Figura 5a). All'interno di ogni area di saggio sono stati censiti tutti gli alberi vivi (LT) e gli alberi morti in piedi (SN) con DBH  $\geq 7,5$  cm e le ceppaie (ST). Per ciascun individuo sono stati registrati la specie arborea e il diametro a petto d'uomo. Per le ceppaie i due diametri ortogonali e l'altezza. L'altezza della pianta con l'ampiezza e l'inserzione della relativa chioma, rilevata su circa un terzo degli alberi vivi e sempre sull'albero vivo di maggiori dimensioni presente nell'area di saggio. Per quanto riguarda il grado di decomposizione degli alberi morti in piedi (SN) è stata utilizzata la classificazione in cinque classi proposta da Hunter (1990), mentre per le ceppaie quella di SLU (1994) e Melin et al., (2009). La distanza e l'azimut rispetto al centro dell'area di saggio. Le determinazioni di altezze e distanze sono state effettuate mediante sistema di misurazione ultrasuoni con Vertex e transponder (Figure 5d e 5e). Per l'ampiezza della chioma è stata misurata la sua proiezione da terra con cordella metrica (Figura 5b), mentre per il rilievo del DBH è stato utilizzato il cavalletto dendrometrico (Figura 5c). Un Suunto Tandem/360PC/360R G Clino/Bussola è stato impiegato per la misurazione dell'azimut (Figura 5f). Sono stati individuati alcuni alberi policormici. Per eseguire successivamente le analisi relative al diametro si è stimato un valore unico di diametro (Magarik et al., 2020):

$$DBH_{ms} = \sqrt{\sum_{i=1}^n DBH_i^2}$$

in cui  $DBH_{ms}$  è il diametro a petto d'uomo uniformato della struttura policormica in considerazione e  $DBH_i$  è il diametro del fusto i-esimo.

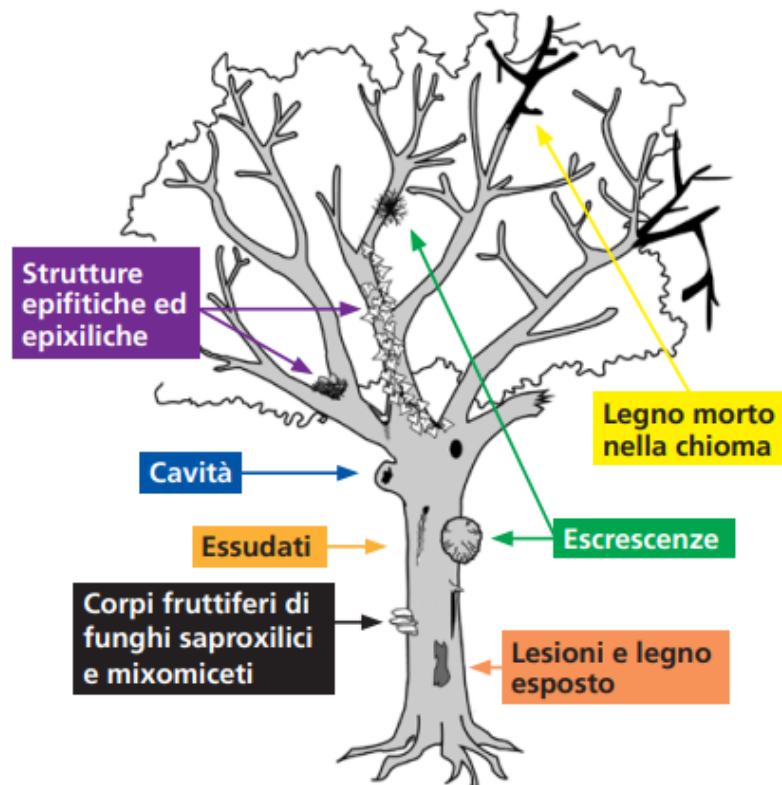
Di ciascun albero campionato è stata riportata anche la specie di appartenenza.



**Figura 5:** Materiali: (a) ricevitore GPS/GNSS Haglöf RS3, (b) misurazione della proiezione della chioma con cordella metrica, (c) rilievo del DBH con cavalletto dendrometrico (d) Vertex, (e) Transponder, (f) Suunto Tandem/360PC/360R G Clino/Bussola.

### 2.2.2 Rilievo dei dendromicrohabitat

Il rilevamento dei dendromicrohabitat è stato effettuato su ogni albero in piedi, al fine di garantire un'osservazione totale di fusto e branche è stato utilizzato anche un binocolo. Per identificarli e catalogarli si è fatto riferimento alla classificazione di Bütler et al., (2024), che prevede 52 tipi di dendromicrohabitat, raggruppati in 17 gruppi e 7 forme (Figura 6) . Ad ogni tipologia è stato associato un codice univoco frutto dell'adattamento dei codici inizialmente previsti da Kraus et al., (2016) (Tabella 2 parte A, B e C).



**Figura 6:** 7 forme principali di dendromicrohabitat, i cui colori vengono ripresi in tabella 2. Classificazione di Larrieu et al. (2018) e Buetler et al (2024). Fonte: traduzione di Buetler et al (2024).

**Tabella 2 - Catalogo dei dendromicrohabitat parte A**

Classificazione in Codici, Forme, Gruppi, Tipologie e Soglie dimensionali

| Codici                                          | Forma                   | Tipologia di dendromicrohabitat                                                             | Valori Limite / Soglie                                  |
|-------------------------------------------------|-------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------|
| <b>Cavità di nidificazione da picchio (CV1)</b> |                         |                                                                                             |                                                         |
| CV11                                            | Cavità                  | Piccola cavità di nidificazione da picchio                                                  | Ø < 4 cm                                                |
| CV12                                            | Cavità                  | Cavità di nidificazione da picchio di media dimensione                                      | Ø tra 4-7 cm                                            |
| CV13                                            | Cavità                  | Grande cavità di nidificazione da picchio                                                   | Ø > 10 cm                                               |
| CV14                                            | Cavità                  | Flauto da picchio                                                                           | > 3 cavità allineate, Ø > 3 cm                          |
| <b>Cavità del tronco con rosura (CV2)</b>       |                         |                                                                                             |                                                         |
| CV21                                            | Cavità                  | Cavità con rosura alla base del tronco (chiusa in alto, a contatto con il suolo)            | Ø > 10 cm                                               |
| CV22                                            | Cavità                  | Cavità con rosura sul tronco (chiusa in alto, non a contatto con il suolo)                  | Ø > 10 cm                                               |
| CV23                                            | Cavità                  | Cavità con rosura semi aperta                                                               | Ø > 30 cm                                               |
| CV24                                            | Cavità                  | Cavità con rosura a camino sulla base del tronco (aperta in alto, a contatto con suolo)     | Ø > 30 cm                                               |
| CV25                                            | Cavità                  | Cavità con rosura a camino sulla base del tronco (aperta in alto, non a contatto con suolo) | Ø > 30 cm                                               |
| CV26                                            | Cavità                  | Ramo cavo                                                                                   | Ø > 10 cm                                               |
| <b>Gallerie da insetti (CV3)</b>                |                         |                                                                                             |                                                         |
| CV31                                            | Cavità                  | Gallerie da insetti e fori da sfarfallamento                                                | Ø > 2 cm o superficie > 300 cm <sup>2</sup>             |
| <b>Concavità (CV4)</b>                          |                         |                                                                                             |                                                         |
| CV41                                            | Cavità                  | Dendrotelma                                                                                 | Ø > 15 cm                                               |
| CV42                                            | Cavità                  | Scavo di alimentazione profondo da picchio                                                  | profondità > 10 cm, Ø > 10 cm                           |
| CV43                                            | Cavità                  | Concavità del tronco rivestita di corteccia                                                 | profondità > 10 cm, Ø > 10 cm                           |
| CV44                                            | Cavità                  | Concavità tra i contrafforti radicali                                                       | profondità > 10 cm, Ø > 10 cm, angolo del 'tetto' < 45° |
| <b>Solo alburno esposto (IN1)</b>               |                         |                                                                                             |                                                         |
| IN11                                            | Lesioni e legno esposto | Scortecciatura                                                                              | Ø > 20 cm                                               |
| IN12                                            | Lesioni e legno esposto | Cicatrice da passaggio del fuoco con frammenti di legno carbonizzato                        | superficie > 600 cm <sup>2</sup>                        |
| IN13                                            | Lesioni e legno esposto | Rifugio sotto corteccia (aperto in basso)                                                   | a > 1 cm, b > 10 cm, c > 10 cm                          |
| IN14                                            | Lesioni e legno esposto | Tasca (aperta in alto)                                                                      | a > 1 cm, b > 10 cm, c > 10 cm                          |
| <b>Alburno e durame esposti (IN2)</b>           |                         |                                                                                             |                                                         |
| IN21a / IN21b                                   | Lesioni e legno esposto | Rottura del fusto (IN21a se antropica, IN21b se naturale)                                   | Ø > 20 cm                                               |
| IN22a / IN22b                                   | Lesioni e legno esposto | Rottura di una grande branca (IN22a se antropica, IN22b se naturale)                        | superficie > 300 cm <sup>2</sup>                        |
| IN23                                            | Lesioni e legno esposto | Crepa                                                                                       | L > 30 cm, profondità > 10 cm, ampiezza > 1 cm          |
| IN24                                            | Lesioni e legno esposto | Solco da fulmine                                                                            | L > 30 cm, profondità > 10 cm, ampiezza > 1 cm          |
| IN25                                            | Lesioni e legno esposto | Spaccatura alla biforcazione                                                                | L > 30 cm                                               |
| IN26                                            | Lesioni e legno esposto | Tronco roso da castori                                                                      | superficie > 300 cm <sup>2</sup>                        |

**Tabella 2 - Catalogo dei dendromicrohabitat parte B**

Classificazione in Codici, Forme, Gruppi, Tipologie e Soglie dimensionali

| Codici                                                               | Forma                                           | Tipologia di dendromicrohabitat   | Valori Limite / Soglie                                           |
|----------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------|-----------------------------------|------------------------------------------------------------------|
| <b>Rami morti/legno morto in chioma (DE1)</b>                        |                                                 |                                   |                                                                  |
| DE11                                                                 | Necromassa in chioma                            | Rami morti                        | $\varnothing > 10$ cm, o $\varnothing > 3$ cm + 10% chioma morta |
| DE12                                                                 | Necromassa in chioma                            | Cimale morto o spezzato           | $\varnothing > 10$ cm alla base                                  |
| DE13                                                                 | Necromassa in chioma                            | Residuo di branca spezzata        | $\varnothing > 20$ cm al punto di rottura, L > 50 cm             |
| <b>Scopazzi e riscoppi (GR1)</b>                                     |                                                 |                                   |                                                                  |
| GR11                                                                 | Escrescenze                                     | Scopazzi                          | $\varnothing > 50$ cm                                            |
| GR12                                                                 | Escrescenze                                     | Riscoppi                          | n > 5                                                            |
| <b>Cancri e crescite tumorali (GR2)</b>                              |                                                 |                                   |                                                                  |
| GR21                                                                 | Escrescenze                                     | Crescita tumorale                 | $\varnothing > 20$ cm                                            |
| GR22                                                                 | Escrescenze                                     | Cancri                            | $\varnothing > 20$ cm                                            |
| <b>Galle (GR3)</b>                                                   |                                                 |                                   |                                                                  |
| GR31                                                                 | Escrescenze                                     | Galle                             | n > 20                                                           |
| <b>Funghi perenni e corpi fruttiferi (EP1)</b>                       |                                                 |                                   |                                                                  |
| EP11                                                                 | Corpi fruttiferi fungini<br>muffe mucillaginose | Polyporales perenni               | $\varnothing > 5$ cm                                             |
| <b>Funghi effimeri, corpi fruttiferi e muffe mucillaginose (EP2)</b> |                                                 |                                   |                                                                  |
| EP21                                                                 | Corpi fruttiferi fungini<br>muffe mucillaginose | Polyporales annuali               | $\varnothing > 5$ cm o n > 10 corpi fruttiferi                   |
| EP22                                                                 | Corpi fruttiferi fungini<br>muffe mucillaginose | Agaricales carnosì                | $\varnothing > 5$ cm o n > 10 corpi fruttiferi                   |
| EP23                                                                 | Corpi fruttiferi fungini<br>muffe mucillaginose | Grandi ascomiceti                 | $\varnothing > 3$ cm o superficie > 100 cm <sup>2</sup>          |
| EP24                                                                 | Corpi fruttiferi fungini<br>muffe mucillaginose | Mixomiceti (funghi mucilluginosi) | $\varnothing > 5$ cm                                             |
| EP25                                                                 | Corpi fruttiferi fungini<br>muffe mucillaginose | Funghi corticali                  | superficie > 50 cm <sup>2</sup>                                  |

| Tabella 2 - Catalogo dei dendromicrohabitat parte C                       |                                   |                                      |                                                                                                |
|---------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------|--------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Classificazione in Codici, Forme, Gruppi, Tipologie e Soglie dimensionali |                                   |                                      |                                                                                                |
| Codici                                                                    | Forma                             | Tipologia di dendromicrohabitat      | Valori Limite / Soglie                                                                         |
| <b>Fanerogame e crittogame epifite (EP3)</b>                              |                                   |                                      |                                                                                                |
| EP31                                                                      | Strutture Epifitiche e epixiliche | Briofite epifite (muschi e epatiche) | superficie > 10% del tronco                                                                    |
| EP32                                                                      | Strutture Epifitiche e epixiliche | Licheni epifiti fogliosi e fruticosi | superficie > 10% del tronco, spessore > 1 cm                                                   |
| EP33                                                                      | Strutture Epifitiche e epixiliche | Edera e liane                        | superficie > 10% del tronco                                                                    |
| EP34                                                                      | Strutture Epifitiche e epixiliche | Felci e fronde                       | n > 5 fronde                                                                                   |
| EP35                                                                      | Strutture Epifitiche e epixiliche | Vischio                              | Ø > 20 cm per <i>Viscum</i> spp e <i>Loranthus</i> spp, > 10 cespi per <i>Arceuthobium</i> spp |
| <b>Nidi (NE1)</b>                                                         |                                   |                                      |                                                                                                |
| NE11                                                                      | Strutture Epifitiche e epixiliche | Nidi di vertebrati                   | Ø > 10 cm                                                                                      |
| NE12                                                                      | Strutture Epifitiche e epixiliche | Nidi di invertebrati                 | presenza                                                                                       |
| <b>Microsuoli (OT2)</b>                                                   |                                   |                                      |                                                                                                |
| OT21                                                                      | Strutture Epifitiche e epixiliche | Microsuolo nella chioma              | presenza                                                                                       |
| OT22                                                                      | Strutture Epifitiche e epixiliche | Microsuolo sulla corteccia           | presenza                                                                                       |
| OT23                                                                      | Strutture Epifitiche e epixiliche | Microsuolo intercorticale            | presenza di humus su almeno 300 cm <sup>2</sup>                                                |
| OT24                                                                      | Strutture Epifitiche e epixiliche | Deposito di argilla o limo           | superficie > 600 cm <sup>2</sup>                                                               |
| <b>Essudati(OT1)</b>                                                      |                                   |                                      |                                                                                                |
| OT11                                                                      | Essudati                          | Flusso di linfa                      | L > 10 cm                                                                                      |
| OT12                                                                      | Essudati                          | Flusso consistente di resina         | L > 10 cm                                                                                      |

**Tabella 2 A/B/C:** Catalogo delle tipologie dei dendromicrohabitat, con relative soglie dimensionali divise in gruppi e forme seguendo la nomenclatura di Buetler et al. (2024). I codici associati ad ogni tipo sono adattamenti dei codici originariamente previsti da Kraus et al. (2016).

### 2.2.3 Rilievo della necromassa a terra

La necromassa legnosa a terra (CWD) è stata rilevata sia mediante il metodo Line Intersect Sampling (LIS) (Van Wagner, 1968;; Burrascano et al., 2021), che per campionamento totale di tutta la necromassa di diametro maggiore di 10 cm presente nel raggio di 15 m. Per il primo metodo, in ciascuna area di saggio è stato tracciato un transetto lineare di 50 m passante per il centro della sezione e orientato in direzione casuale. Sono stati considerati esclusivamente gli elementi di necromassa con diametro  $\geq 10$  cm nel punto di intersezione con il transetto. Per ciascun elemento intercettato sono stati registrati la specie arborea ove identificabile, il diametro nel punto di intersezione con il transetto, la classe di decomposizione (Hunter, 1990) e la direzione del transetto. Per la misurazione della necromassa nei 15 m sono invece state prese le dimensioni alla base e all'apice degli elementi con diametro superiore ai 10 cm, la classe di decomposizione (Hunter, 1990) e la lunghezza.

| Tabella 3 - Classi di decomposizione |                                                                                                                                                                         |
|--------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Classe                               | Descrizione                                                                                                                                                             |
| 1                                    | Corteccia intatta, rami fini presenti, tessitura del legno intatta e dura, colore originale, forma circolare                                                            |
| 2                                    | Corteccia ancora in gran parte intatta presente ma in distacco, rami fini assenti, colore originale legno ancora duro con limitati segni di decomposizione              |
| 3                                    | Corteccia presente solo in tracce, legno ancora compatto ma con porzioni morbide, colore più sbiadito, il tronco inizia ad appoggiarsi al terreno                       |
| 4                                    | Corteccia assente, consistenza soffice, struttura che si rompe in blocchi, da marrone chiaro a marrone sbiadito o giallastro, sezione non più perfettamente circolare   |
| 5                                    | Completamente privo di corteccia, estremamente soffice o polveroso, facilmente disgregabile manualmente, da sbiadito a giallo chiaro o grigio, forma appiattita o ovale |

**Tabella 3:** Classi di decomposizione secondo Hunter (1990) con relativa descrizione sulla base della presenza di corteccia, rami fini, tessitura del legno e forma del tronco

## 2.4 Analisi dati

La totalità delle analisi statistiche è stata condotta mediante il software R Statistical Programme 4.4.1 (R Core Team, 2024). Per l'importazione e la gestione dei dati sono stati utilizzati i pacchetti *readxl*, *dplyr*, *tidyr*, *purrr* e *stringr*, mentre per la realizzazione delle rappresentazioni grafiche è stato utilizzato *ggplot2*. Le analisi statistiche sono state svolte mediante le funzioni disponibili dei pacchetti *stats* e *vegan*, in relazione all'analisi effettuata.

### 2.4.1 Analisi della composizione e della struttura dei popolamenti

Per ogni tipologia di bosco (relitto e piantato) è stata calcolata la frequenza delle specie arboree rilevate e la relativa composizione percentuale, al fine di descrivere e confrontare la componente arborea nei due gruppi.

Relativamente alla struttura dei popolamenti sono state prese in considerazione l'area basimetrica ( $G$ , m<sup>2</sup>/ha), il diametro medio dendrometrico ( $D_g$ , cm), il diametro massimo degli alberi vivi ( $DBH_{max}$ , cm), la densità degli alberi vivi ( $LT/ha$ ), la densità degli alberi morti in piedi ( $SN/ha$ ) e la percentuale di unità policormiche (%). L'area basimetrica è stata calcolata a partire dalla somma delle sezioni degli alberi nell'area di campionamento, poi rapportate all'ettaro. Per ogni albero, la sezione è stata calcolata a partire dal diametro a petto d'uomo, o il diametro a petto d'uomo uniformato, secondo la relazione:

$$g = \frac{\pi}{4} * DBH^2$$

Il diametro medio dendrometrico è stato calcolato come il diametro dall'area basimetrica media.

Le significatività statistica delle differenze strutturali tra relitti e piantati sono state poi valutate mediante Wilcoxon rank-sum test (Mann-Whitney), utilizzato per il confronto tra due gruppi indipendenti (Okoye & Hosseini, 2024). La scelta di un test non parametrico è stata dettata dalla ridotta numerosità del campione, costituito da nove aree relitte e sei aree piantate, rendendo poco probabile l'assunzione di normalità della distribuzione delle variabili. Per ciascuna variabile sono stati calcolati il valore della statistica  $W$  e il relativo  $p$ -value. I risultati sono stati considerati statisticamente significativi per valori di  $p < 0,05$ .

### 2.4.2 Analisi della necromassa

La quantità di necromassa legnosa a terra è stata espressa come volume di necromassa per ettaro (m<sup>3</sup>/ha), calcolato per ciascuna area di studio all'interno dei 15 m di raggio dal centro dell'area. Il volume totale di CWD è stato confrontato tra boschi relitti e boschi piantati anche in questo caso mediante il test non parametrico di Wilcoxon rank-sum, scelto sempre in relazione alla numerosità ridotta dei gruppi e all'assenza di assunzioni di normalità necessarie per l'applicazione del test  $t$ .

Per ciascun gruppo sono state dunque calcolate le principali statistiche descrittive: media, mediana, deviazione standard, minimo e massimo. La distribuzione dei valori è stata poi rappresentata mediante boxplot.

Successivamente la necromassa a terra, attenendosi alla classificazione di Hunter (1990) è stata suddivisa in cinque classi di decomposizione e ne è stata analizzata la distribuzione considerando separatamente il numero di elementi rilevati all'interno dell'area di saggio e il volume da essi rappresentato.

Per il numero di elementi, i *logs* appartenenti ad ogni classe sono stati conteggiati separatamente nei boschi relitti e nei boschi piantati e successivamente espressi in percentuale sul numero totale di elementi rilevati all'interno di ciascun tipo di bosco. Usando così le frequenze relative è stato possibile confrontare la composizione delle classi nonostante il diverso numero complessivo di elementi di necromassa rilevati nei due gruppi.

Per quanto riguarda il calcolo del volume, a partire dalla lunghezza e dai due diametri terminali, si è utilizzata la formula geometrica che approssima ogni pezzo ad un tronco di cono:

$$V = \frac{\pi L}{3} * (r_1^2 + r_1 r_2 + r_2^2)$$

in cui  $L$  rappresenta la lunghezza del pezzo preso in considerazione e  $r_1$  e  $r_2$  i raggi ricavati dai diametri delle due estremità. Il volume è stato sommato a livello di ciascuna classe di decomposizione e successivamente trasformato in percentuale del volume complessivo di necromassa rispetto al relativo tipo di bosco, per rappresentare la composizione delle classi di decomposizione

La distribuzione del numero di elementi nelle cinque classi è stata confrontata tra boschi relitti e piantati mediante test esatto di Fisher, applicato alla tabella di contingenza 2x5, con il tipo di bosco nelle righe e le classi di decomposizione nelle colonne. Il test esatto di Fisher consente di valutare l'associazione tra due variabili categoriche attraverso il calcolo esatto della probabilità della configurazione osservata e di quelle più estreme, senza ricorrere all'approssimazione asintotica della distribuzione del test  $\chi^2$  (Bower, 2003). È stato pertanto preferito al test del  $\chi^2$  in presenza di basse frequenze attese in alcune celle della tabella, specialmente classi di decomposizione più avanzate nei boschi piantati.

Per valutare invece, la composizione della necromassa a livello di singola area di studio, per ogni area di saggio (ADS) è stata calcolata la percentuale del volume complessivo appartenente a ciascuna delle cinque classi di decomposizione. È stata quindi costruita una matrice in cui le righe rappresentavano le ADS e le colonne le cinque classi di

decomposizione. Le differenze nella composizione del volume tra le aree di saggio sono state quantificate mediante la distanza di Bray-Curtis, misura di dissimilarità che permette di confrontare la composizione di campioni sulla base delle abbondanze relative delle componenti in analisi, considerando simultaneamente ogni classe (Bray & Curtis, 1957). Sulla matrice delle distanze è stata eseguita una PERMANOVA (*Permutational Multivariate Analysis of Variance*), mediante la funzione `adonis2` del pacchetto *vegan*, usando il tipo di bosco come variabile esplicativa e 999 permutazioni. L'effetto del tipo di bosco è stato valutato mediante la statistica  $F$  pseudo- $F$  e il coefficiente di determinazione ( $R^2$ ), che esprime la proporzione della variabilità complessiva della matrice di distanza associata alla variabile esplicativa.

Poiché una differenza rilevata mediante PERMANOVA può dipendere sia da una diversa posizione dei gruppi nello spazio multivariato sia da una diversa dispersione interna (Souza, 2025b), l'omogeneità della dispersione multivariata è stata verificata mediante il test PERMDISP, attraverso la funzione `betadisper` del pacchetto *vegan*. Questa analisi ha permesso di verificare se i gruppi presentassero una diversa variabilità interna nella composizione delle classi di decomposizione e di interpretare correttamente il risultato della PERMANOVA (Souza, 2025b).

Infine la struttura delle distanze Bray-Curtis è stata rappresentata mediante un Principal Coordinates Analysis (PCoA), utilizzata come strumento di visualizzazione della composizione delle ADS e della loro variabilità interna (Borcard et al., 2011). Nell'analisi multivariata è stata esclusa CAR03, in cui non era presente necromassa.

#### **2.4.3 Analisi dei dendromicrohabitat**

La presenza e la composizione dei dendromicrohabitat sono state analizzate confrontando i boschi relitti e i boschi piantati. Per ogni area di studio sono state prese in considerazione sia la quantità complessiva di dendromicrohabitat rilevati, che il numero di TreMs per albero che la ricchezza delle tipologie di dendromicrohabitat. Queste variabili sono state confrontate tra boschi relitti e piantati mediante il test di Wilcoxon rank-sum, scelto in relazione alla numerosità ridotta dei gruppi e senza assumere a priori la normalità della distribuzione delle variabili. I risultati sono stati rappresentati mediante boxplot, accompagnati dalle statistiche descrittive: media, mediana, deviazione standard, minimo e massimo.

La diversità delle comunità di dendromicrohabitat è stata inoltre valutata mediante l'indice di Shannon ( $H'$ ), calcolato per ogni area sulla base delle diverse tipologie di TreMs. I valori risultanti sono stati confrontati tra boschi relitti e piantati mediante il test di Wilcoxon rank-sum.

Per analizzare la composizione delle comunità di TreMs è stata invece costruita una matrice di abbondanza, con le 15 aree di studio nelle righe e le diverse tipologie di TreMs rilevate nelle colonne. Le abbondanze corrispondono al numero di occorrenze di ciascuna tipologia di TreMs registrata per area di saggio. Per standardizzare le abbondanze le tipologie di dendromicrohabitat espresse in percentuale di copertura della pianta, sono state suddivise in quattro classi per definire la copertura come proxy quantitativo:

- la classe tra il 10% e il 25% è stata assimilata ad 1;
- la classe tra il 25% e il 50% è stata assimilata a 2;
- la classe tra il 50% e il 75% è stata assimilata a 3;
- la classe tra il 75% e il 100% è stata assimilata a 4.

La composizione è stata analizzata mediante una Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS), un metodo di ordinamento non parametrico di rappresentazione nello spazio delle relazioni di similarità tra le unità campionarie (Souza, 2025a). L'ordinamento, svolto sulla matrice delle abbondanze ha permesso di rappresentare in modo grafico le differenze nella composizione dei dendromicrohabitat tra le aree di studio, utilizzando la distanza di Bray - Curtis come misura di dissimilarità. L'NMDS è stata eseguita con due dimensioni e fino a 999 tentativi di soluzione, tramite la funzione *metaMDS* del pacchetto *vegan*.

Le differenze nella composizione dei TreMs tra boschi relitti e piantati sono state testate tramite PERMANOVA, utilizzando la distanza di Bray-Curtis attraverso la funzione *adonis2* del pacchetto *vegan*. La PERMANOVA permette di verificare se la composizione multivariata è effettivamente differente tra gruppi, confrontandone la variabilità interna con quella fra essi (Souza, 2025b). Anche in questo caso la significatività è stata valutata mediante 999 permutazioni e l'omogeneità della dispersione multivariata è stata verificata sempre mediante il test PERMDISP, attraverso la funzione *betadisper* del pacchetto *vegan*.

Infine, per individuare le variabili maggiormente associate alla configurazione dell'ordinamento, sono state utilizzate le correlazioni tra le singole tipologie di TreMs e gli assi della NMDS mediante *envifit* del pacchetto *vegan*.

#### 2.4.4 Correlazione struttura e TreMs

Al fine di valutare l'effetto della tipologia di bosco (bosco relitto e bosco piantato), della vitalità (albero morto in piedi e albero vivo) e delle caratteristiche strutturali degli alberi vivi (DBH) sulla ricchezza e abbondanza dei dendromicrohabitat, sono stati applicati due modelli lineari generalizzati misti (GLMM), uno con la ricchezza dei dendromicrohabitat e uno con la loro abbondanza come variabili risposta, utilizzano la funzione *glmmTMB* del pacchetto R *glmmTMB* (Brooks et al., 2017). L'identificativo del singolo bosco, ovvero ID univoco per tutti gli alberi vivi e morti in piedi appartenenti allo stesso plot, è stato incluso come effetto casuale all'interno del modello. Inizialmente, i due GLMM sono stati impostati con distribuzione di Poisson, data la natura discreta delle due variabili risposta (ricchezza e abbondanza di dendromicrohabitat), ed inserendo termini di interazione tra il DBH e tipologia di bosco e tra il DBH e vitalità. La corretta distribuzione di errore è stata selezionata a seguito del test di dispersione dei dati mediante la funzione *testDispersion* del pacchetto R *DHARMa* (Hartig, 2022). Il GLMM per la ricchezza di dendromicrohabitat non ha evidenziato problemi di sovradispersione o sottodispersione. Al contrario, il GLMM per l'abbondanza di dendromicrohabitat ha evidenziato sovradispersione. Pertanto, i dati di abbondanza di dendromicrohabitat sono stati modellati utilizzando un GLMM con distribuzione binomiale negativa di tipo quadratico. Il metodo di selezione basato su Akaike Information Criteria, corretto per piccoli campioni (AICc), è stato applicato a entrambi i modelli per identificare la miglior combinazione di variabili esplicative da inserire nel modello finale, utilizzando la funzione *dredge* del pacchetto R *MuMIn* (Bartoń, 2022). La collinearità tra le variabili è stata verificata tramite la funzione *check\_collinearity* del pacchetto R *performance* (Lüdtke et al., 2021). L'adeguatezza del modello è stata valutata tramite la diagnostica dei residui mediante test per la dispersione e uniformità dei residui attraverso le funzioni *testDispersion* e *testUniformity* del pacchetto R *DHARMa* (Hartig, 2016). Infine, la performance e la struttura della varianza del modello finale sono state valutate mediante la stima del  $R^2$  marginale e condizionale, il coefficiente di correlazione intraclasse (ICC), l'errore quadratico medio (RMSE), con la funzione *check\_performance* del pacchetto R *performance* (Lüdtke et al., 2021). Il coefficiente di correlazione di Pearson (funzione *cor*, pacchetto R *stats*) è infine stato utilizzato per valutare la correlazione tra i valori osservati e quelli stimati nel modello.

Nella presente tesi sono stati utilizzati strumenti di intelligenza artificiale come supporto alla risoluzione di problematiche relative alla programmazione e all'analisi dei dati. Tali strumenti sono stati impiegati come ausilio e non come sostituto all'attività di ricerca, in conformità alle linee guida fornite dalla Scuola.

## 3 Risultati

### 3.1 Composizione specifica e differenze strutturali

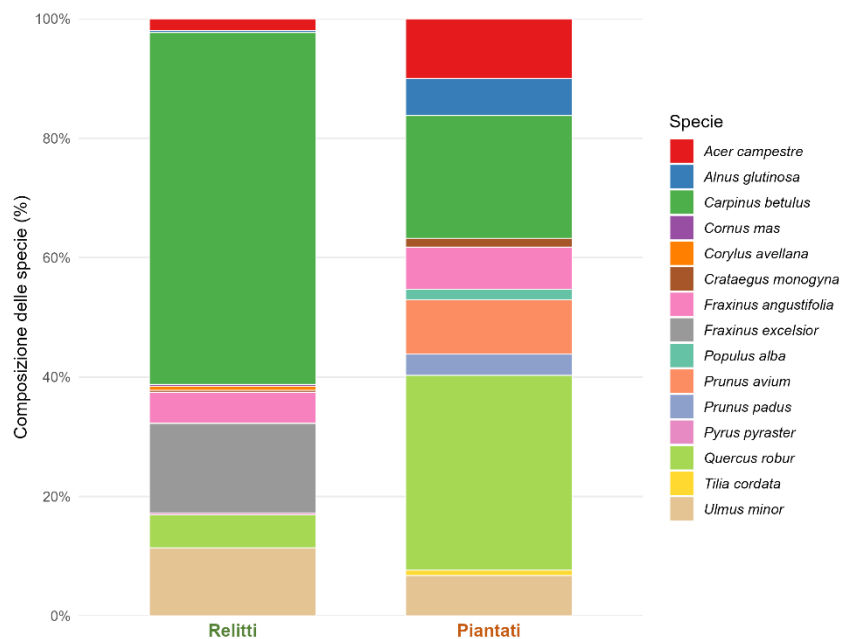
#### 3.1.1 Composizione specifica

La composizione specifica ha evidenziato una differente rappresentazione delle specie arboree presenti nei due gruppi di popolamenti. Complessivamente sono state rilevate 15 specie arboree, di cui 8 comuni fra relitti e piantati, 4 esclusive dei boschi relitti e 4 esclusive dei piantati.

Nei boschi relitti la composizione è risultata fortemente definita da *Carpinus betulus*, che rappresenta circa il 53% degli individui considerati, seguita da *Fraxinus excelsior* (circa il 15%) e *Ulmus minor* (circa l'11%). *Quercus robur* e *Fraxinus angustifolia* rappresentano ciascuna circa il 5% della composizione. La distinzione in campo tra *Fraxinus excelsior* e *Fraxinus angustifolia* non è sempre agevole e richiede ulteriori approfondimenti; pertanto, la ripartizione delle due specie deve essere considerata indicativa.

Nei nuovi impianti forestali, la specie maggiormente rappresentata risulta *Quercus robur* (32,6%) e al suo seguito *Carpinus betulus* (20,6%). Tra le ulteriori specie maggiormente rappresentate vi sono *Acer campestre* (10%), *Prunus avium* (9,1%), *Fraxinus angustifolia* (7,1%), *Ulmus minor* (6,8%) e *Alnus glutinosa* (6,2%).

*Cornus mas* L., *Corylus avellana* L., *Fraxinus excelsior* e *Pyrus pyraster* L., sono state rilevate esclusivamente nei boschi relitti campionati, mentre nei boschi piantati le specie esclusive sono state *Populus alba* L., *Prunus avium* L., *Prunus padus* L. e *Tilia cordata* Mill.

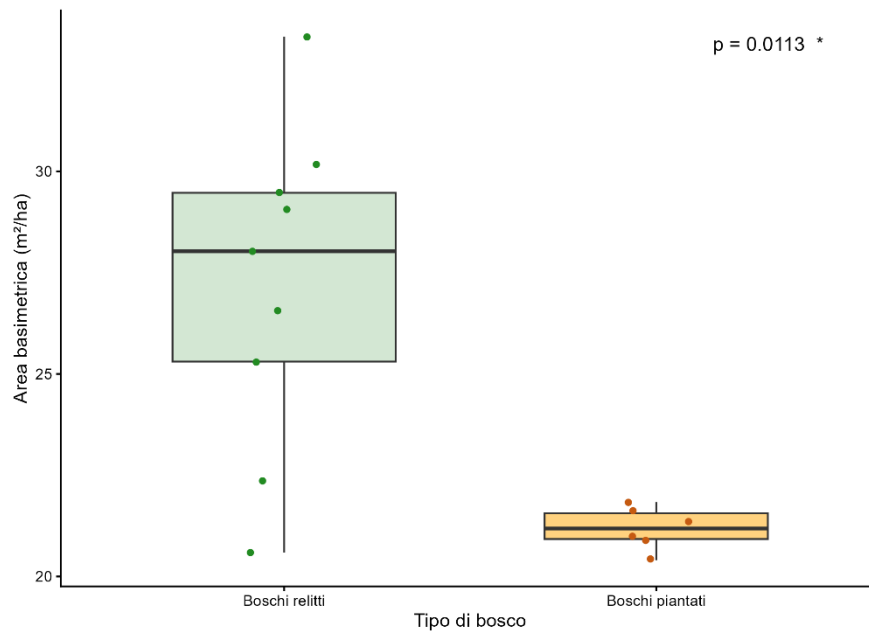


**Figura 6:** Composizione specifica (percentuale) nelle due tipologie di bosco. Ogni colore rappresenta la proporzione di una specie arborea sul totale delle rilevate.

### 3.1.2 Struttura dei popolamenti

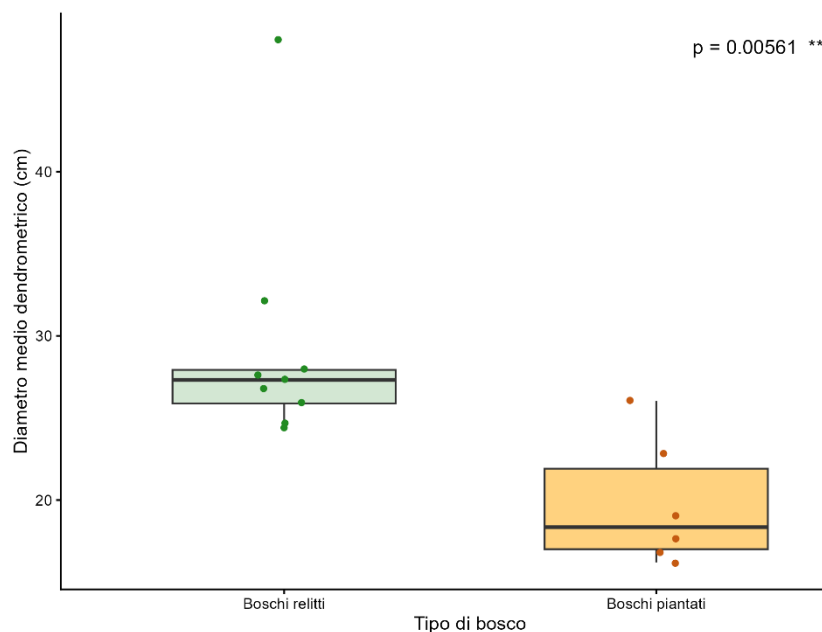
Le caratteristiche strutturali hanno evidenziato differenze significative tra boschi relitti e boschi piantati per quattro delle sei variabili considerate.

L'area basimetrica (Figura 7) è risultata maggiore nei boschi relitti, con valori mediani rispettivamente pari a 28,0 m<sup>2</sup>/ha e 21,2 m<sup>2</sup>/ha nei boschi piantati ( $W = 49$ ;  $p = 0,011$ ).



**Figura 7:** Confronto dell'area basimetrica ( $m^2/ha$ ) tra boschi relitti e boschi piantati. I boxplot mostrano la mediana (linea centrale), il primo e il terzo quartile. I punti rappresentano i singoli valori per ciascuna area. L'asterisco indica una differenza statisticamente significativa tra le due tipologie di bosco.

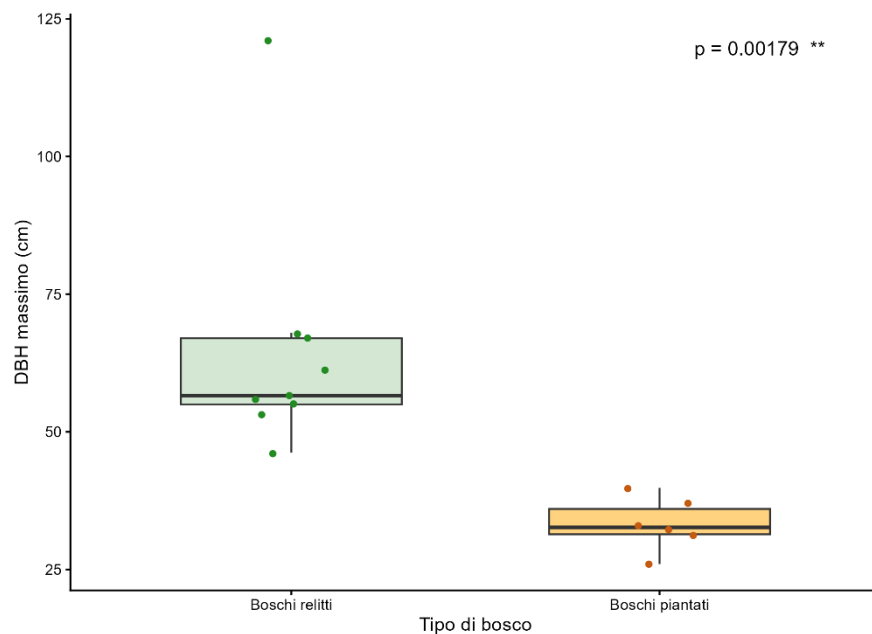
Anche il diametro medio dendrometrico (Figura 8) è risultato significativamente maggiore nei boschi relitti, con una mediana di 27,3 cm, rispetto ai 18,3 cm nei boschi piantati ( $W=51$ ;  $p = 0,006$ ).



**Figura 8:** Confronto del diametro medio dendrometrico (cm) tra boschi relitti e boschi piantati. I boxplot mostrano la mediana (linea centrale), il primo e il terzo quartile. I punti

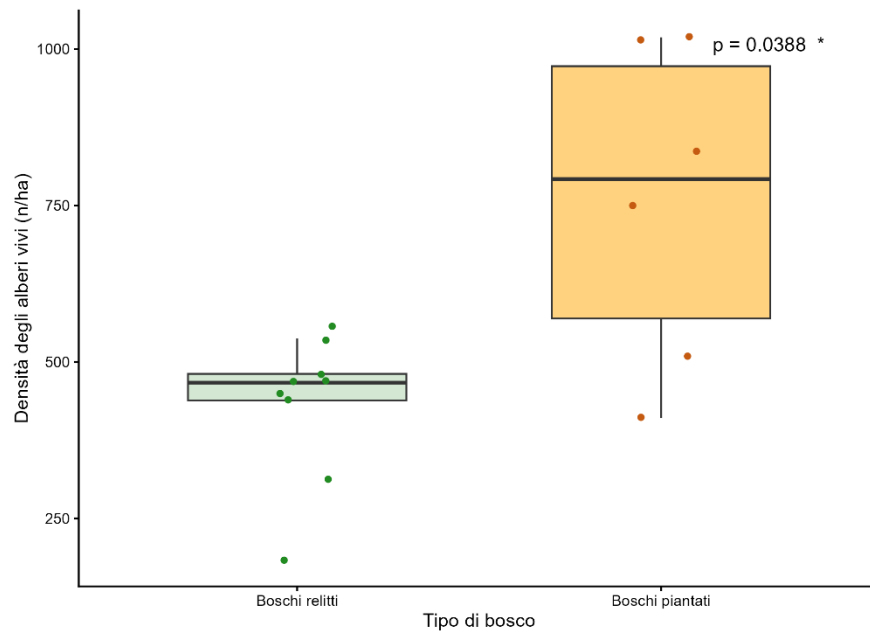
*rappresentano i singoli valori per ciascuna area. I due asterischi indicano una differenza statisticamente altamente significativa tra le due tipologie di bosco.*

La differenza maggiormente marcata è stata osservata relativamente al diametro massimo degli alberi vivi, che ha mostrato valori mediани di 56,6 nei relitti e 32,6 nei boschi piantati ( $W = 54$ ;  $p = 0.002$ ) (Figura 9).



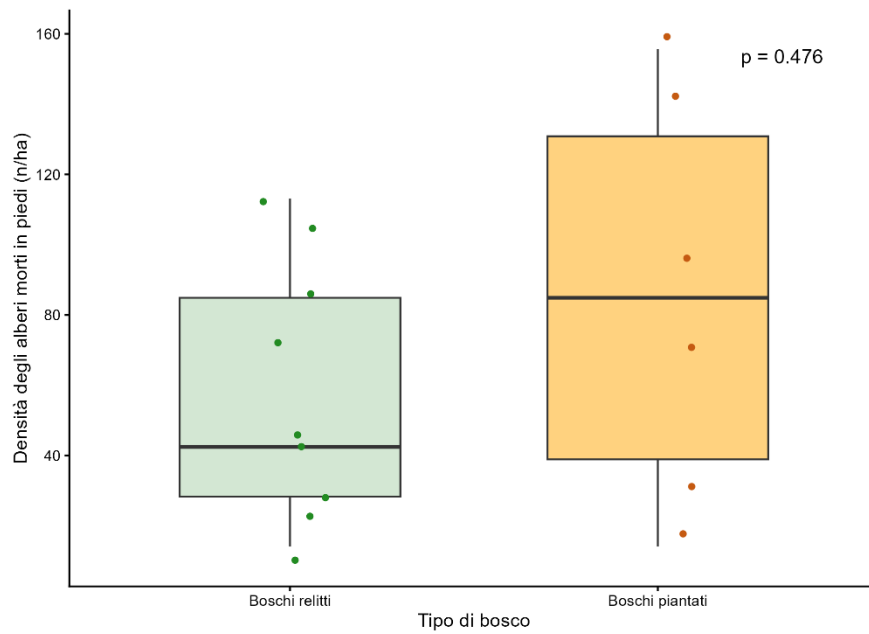
**Figura 9:** Confronto del diametro massimo rilevato (cm) nelle aree di studio, tra boschi relitti e boschi piantati. I boxplot mostrano la mediana (linea centrale), il primo e il terzo quartile. I punti rappresentano i singoli valori per ciascuna area. I due asterischi indicano una differenza statisticamente altamente significativa tra le due tipologie di bosco.

La densità degli alberi vivi (Figura 10) primeggia invece nei boschi piantati, dove risulta significativamente maggiore, con valori mediани di 792 alberi/ha, rispetto ai 467 alberi/ha dei boschi relitti ( $W = 9$ ;  $p = 0.039$ ).

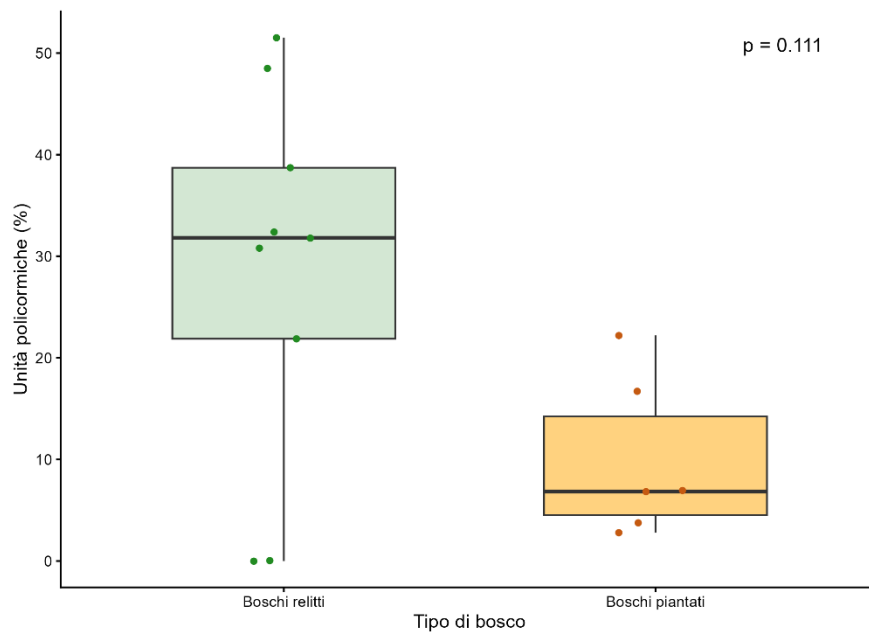


**Figura 10:** Confronto della densità degli alberi vivi (n/ha) tra boschi relitti e boschi piantati. I boxplot mostrano la mediana (linea centrale), il primo e il terzo quartile. I punti rappresentano i singoli valori per ciascuna area. L'asterisco indica una differenza statisticamente significativa tra le due tipologie di bosco.

Non sono state invece osservate differenze statisticamente significative relativamente la densità degli snag (Figura 11), con valori mediani di 42,4 alberi/ha nei boschi relitti e 84,9 alberi/ha nei piantati ( $W = 20.5$ ;  $p > 0,05$ ), né nella percentuale di unità policormiche (Figura 12), pari a rispettivamente 31,8% e 6,84%.



**Figura 11:** Confronto della densità degli alberi morti in piedi (n/ha) tra boschi relitti e boschi piantati. I boxplot mostrano la mediana (linea centrale), il primo e il terzo quartile. I punti rappresentano i singoli valori per ciascuna area.

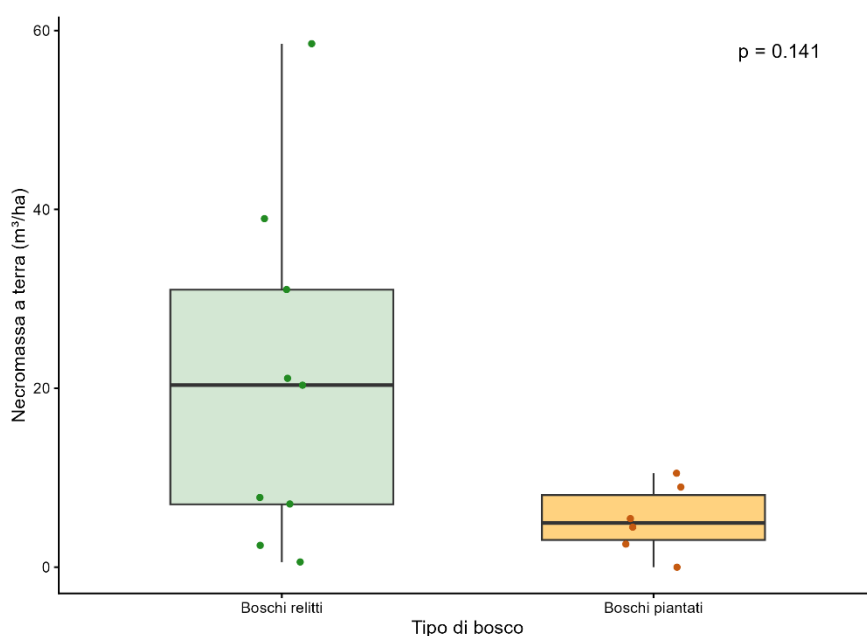


**Figura 12:** Confronto della percentuale di unità policormiche presenti (%) tra boschi relitti e boschi piantati. I boxplot mostrano la mediana (linea centrale), il primo e il terzo quartile. I punti rappresentano i singoli valori per ciascuna area.

## 3.2 Necromassa a terra

### 3.2.1 Quantità complessiva di necromassa

La quantità di necromassa legnosa a terra ha mostrato valori mediани di oltre cinque volte maggiori nei boschi relitti rispetto ai boschi piantati, rispettivamente pari a 20,4 m<sup>3</sup>/ha e 4,94 m<sup>3</sup>/ha. Tuttavia, il confronto mediante test di Wilcoxon rank-sum non ha evidenziato una significatività statistica relativamente alla differenza tra le due tipologie di bosco ( $W = 14$ ;  $p > 0,05$ ). È stata identificata una tendenza verso una maggiore quantità di necromassa nei boschi relitti, ma con una tra variabilità le aree tale da non consentire di considerare statisticamente significativa la differenza osservata (Figura 13).



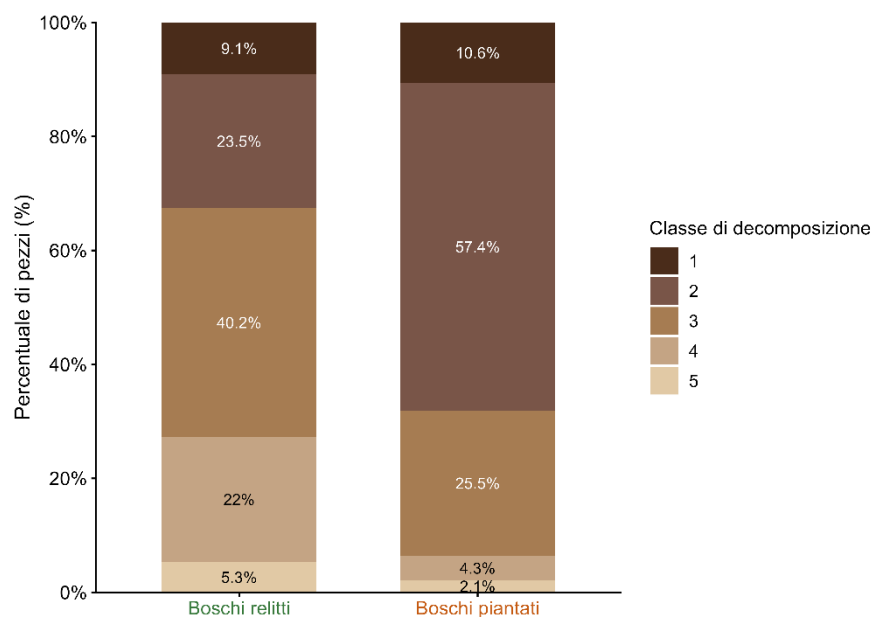
**Figura 13:** Confronto della quantità di necromassa a terra presente (m<sup>3</sup>/ha) tra boschi relitti e boschi piantati. I boxplot mostrano la mediana (linea centrale), il primo e il terzo quartile. I punti rappresentano i singoli valori per ciascuna area.

### 3.2.2 Distribuzione degli elementi nelle classi di decomposizione

La distribuzione percentuale dei singoli elementi ha evidenziato una diversa struttura delle classi di decomposizione. Oltre il 40% dei pezzi appartiene alla classe di decomposizione 3 nei boschi relitti, seguita dalla classe 2 con il 23,5% dei pezzi e la classe 4 con il 22% dei pezzi. La classe 5 rappresenta quote inferiori, ma comunque maggiore rispetto a quella dei

boschi piantati. Nei nuovi impianti forestali la distribuzione risulta più concentrata nella classe 2 con il 57,4% degli elementi oggetto del rilievo. La classe 3 rappresenta il 25,5% della composizione, la classe riporta una percentuale di 10,6%, mentre le classi di decomposizione più avanzate 4 e 5 risultano scarsamente rappresentate (insieme meno del 7%) (Figura 14).

Il test esatto di Fisher è stato utilizzato per valutare statisticamente questa distribuzione che è risultata significativamente diversa tra boschi relitti e boschi piantati ( $p < 0,001$ ).

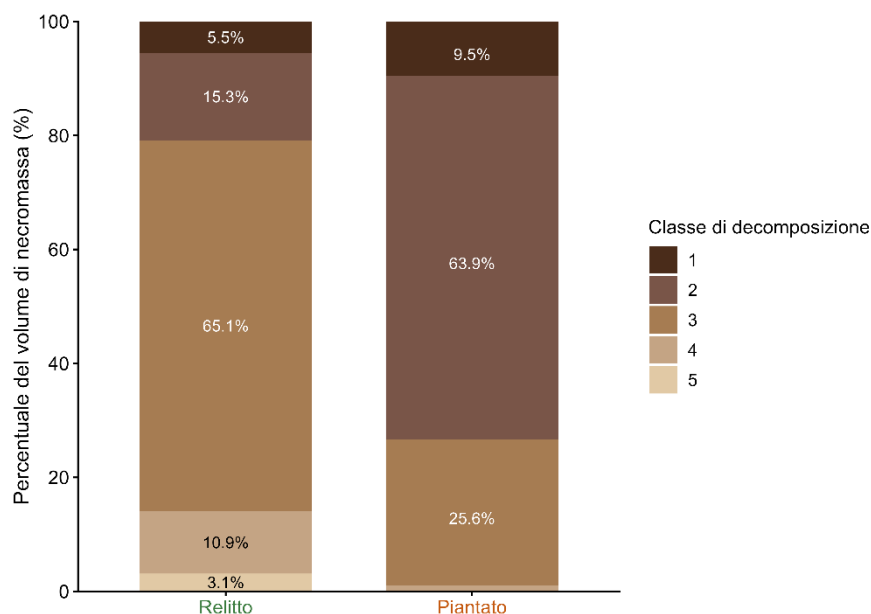


**Figura 14:** Distribuzione percentuale degli elementi di necromassa nelle diverse classi di decomposizione (da 1 a 5) a confronto tra boschi relitti e boschi piantati. Le diverse colorazioni rappresentano la gradazione cromatica della classificazione di Hunter (Hunter, 1990).

### 3.2.3 Distribuzione del volume nelle classi di decomposizione

La differenza nella struttura delle classi è risultata ancora più marcata relativamente alla distribuzione del volume della necromassa a terra (Figura 15) presente nell'area di saggio. Nei boschi relitti, circa l'80% del volume complessivo appartiene alle classi più avanzate (3,4,5) con una percentuale di 65,1% nella classe 3, 10,9% nella classe 4 e 3,1% nella classe

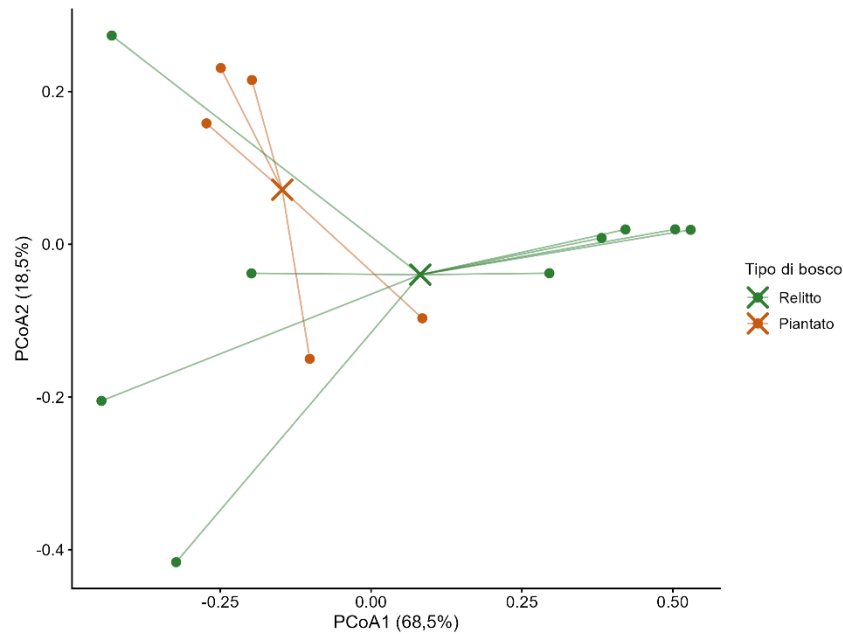
5. Nei piantati, al contrario le classi di decomposizione 4 e 5 rappresentano una quota trascurabile pari a rispettivamente 0,9% e 0,1%.



**Figura 15:** Distribuzione percentuale del volume degli elementi di necromassa nelle diverse classi di decomposizione (da 1 a 5) a confronto tra boschi relitti e boschi piantati. Le diverse colorazioni rappresentano la gradazione cromatica della classificazione di Hunter (Hunter, 1990).

L'analisi PERMANOVA basata sulla distanza di Bray-Curtis non ha evidenziato tuttavia una differenza statisticamente significativa nella composizione multivariata del volume di necromassa tra boschi relitti e boschi piantati ( $R^2 = 0,095$ ;  $F = 1,258$ ;  $p = 0,264$ ). La tipologia di bosco spiega dunque circa il 9,5% della variabilità osservata nella composizione del volume, ma tale differenza non è risultata statisticamente significativa.

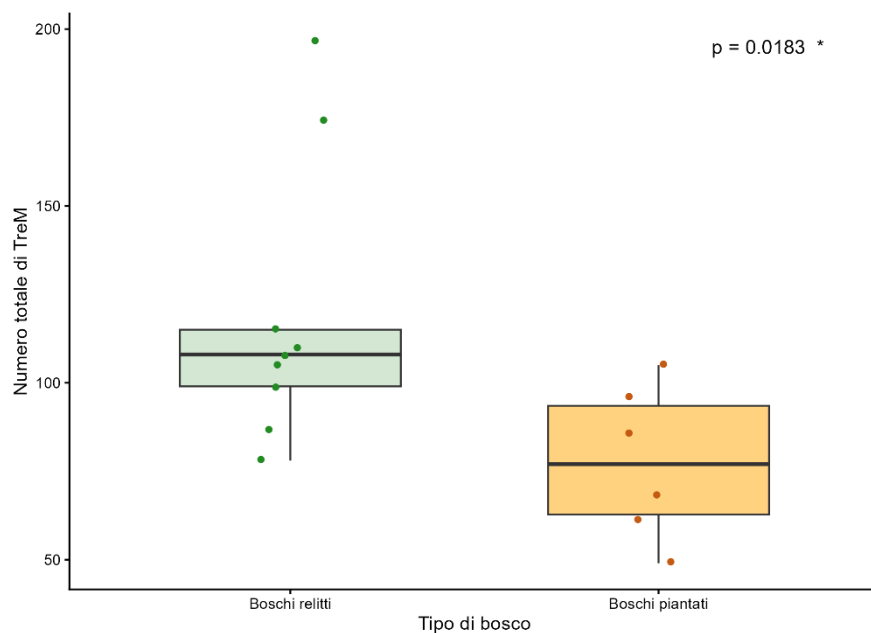
Al contrario, il test betadisper ha evidenziato una differenza significativa nella dispersione multivariata tra i due gruppi ( $F = 6,008$ ;  $p = 0,0305$ ). La dispersione media è risultata maggiore nei boschi relitti rispetto ai boschi piantati, visualizzabile graficamente attraverso la PCoA, effettuata sulla matrice delle percentuali di volume di necromassa nelle cinque classi di decomposizione (Figura 16).



**Figura 16:** Analisi delle coordinate principali (PCoA) della distribuzione percentuale del volume di necromassa nelle cinque classi di decomposizione di Hunter 1990, basata sulla distanza di Bray-Curtis, nelle aree di studio campionate, verdi nei relitti e arancioni nei piantati. Le linee collegano le singole aree di saggio ai rispettivi centroidi di gruppo, evidenziando maggiore dispersione nei relitti.

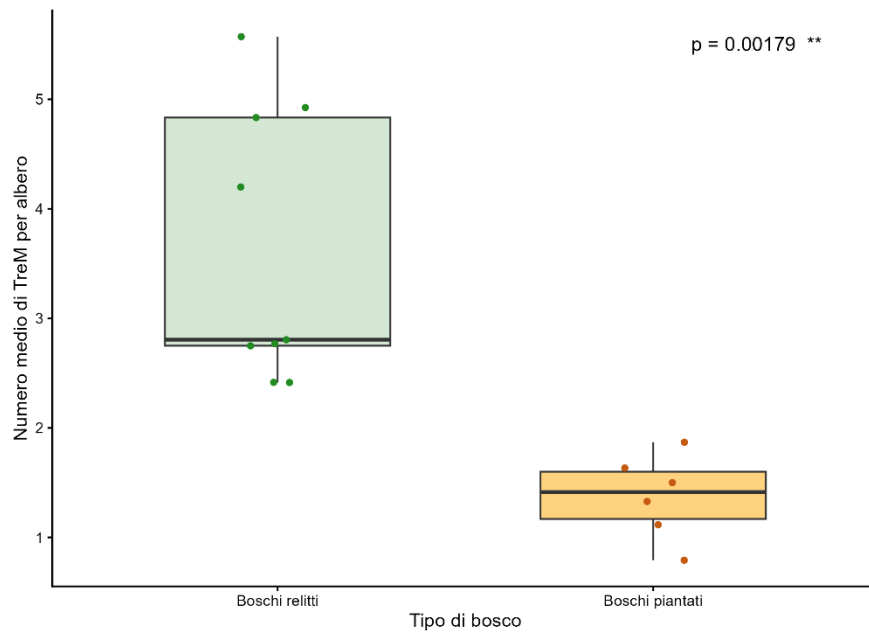
### 3.3 Dendromicrohabitat

Nel complesso, i boschi relitti hanno mostrato valori maggiori per tutte le principali metriche quantitative relative ai dendromicrohabitat. Il numero totale di TreMs (Figura 17) è risultato significativamente maggiore nei boschi relitti rispetto ai boschi piantati ( $W = 6,5$ ;  $p = 0,018$ ). Nei boschi relitti sono stati registrati in media 119 TreMs per area, con una mediana di 108, mentre nei boschi piantati la media è risultata pari a 77,5, con una mediana di 77.



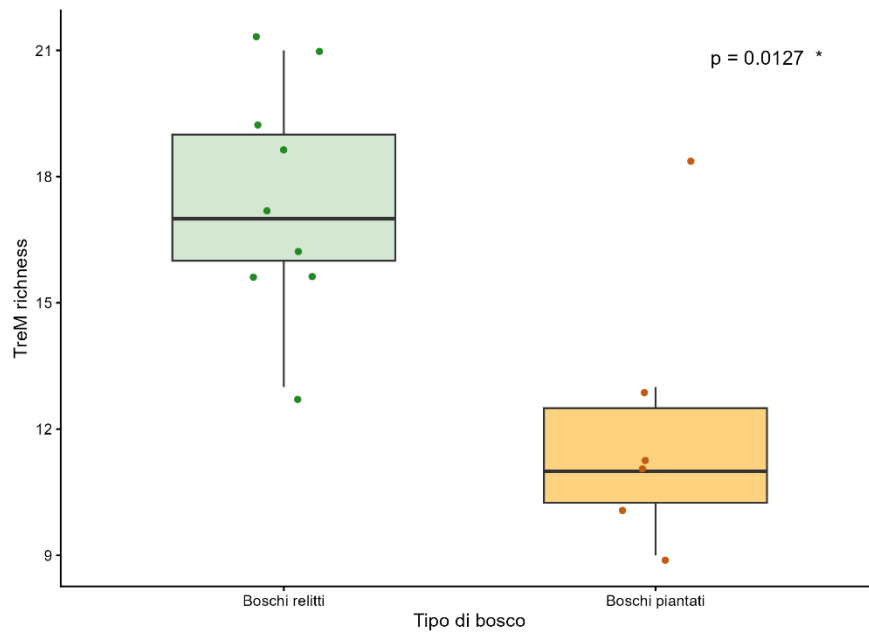
**Figura 17:** Confronto del numero totale di tipi di TreM rilevate nelle aree di studio, tra boschi relitti e boschi piantati. I boxplot mostrano la mediana (linea centrale), il primo e il terzo quartile. I punti rappresentano i singoli valori per ciascuna area. L'asterisco indica una differenza statisticamente significativa tra le due tipologie di bosco.

Relativamente al numero medio di tipologie di dendromicrohabitat per albero (Figura 18), si evidenzia un'ancora più marcata differenza. I boschi relitti hanno presentato in media 3,63 TreMs per albero e una mediana di 2,80, rispetto a 1,37 e 1,41 nei nuovi impianti forestali presi in considerazione. La differenza è risultata altamente significativa ( $W = 0$ ;  $p = 0,002$ ).



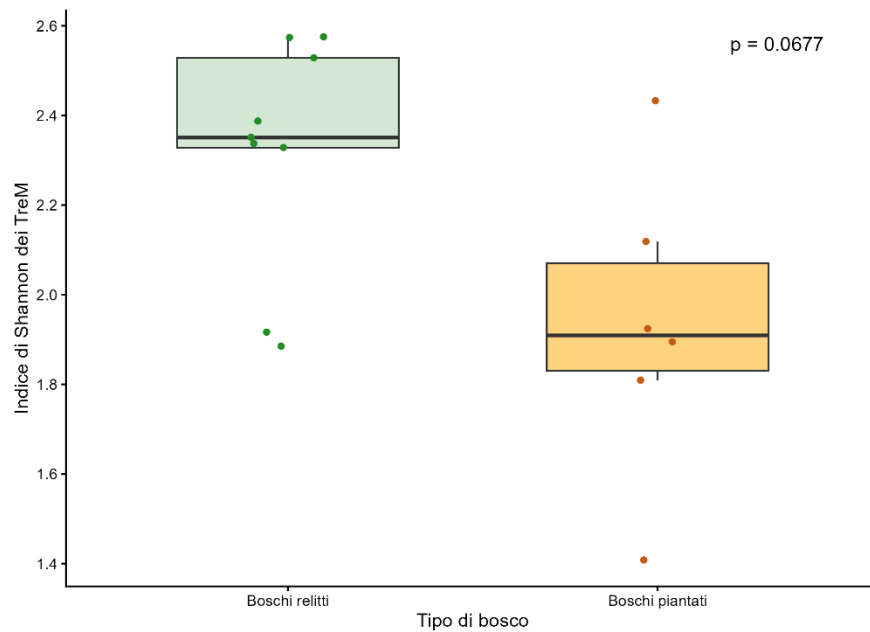
**Figura 18:** Confronto del numero medio di TreM per albero rilevato nelle aree di studio, tra boschi relitti e boschi piantati. I boxplot mostrano la mediana (linea centrale), il primo e il terzo quartile. I punti rappresentano i singoli valori per ciascuna area. I due asterischi indicano una differenza statisticamente altamente significativa tra le due tipologie di bosco.

Anche la ricchezza di questi (Figura 19) risulta significativamente maggiore nei boschi relitti ( $W = 5,5$ ;  $p = 0,013$ ). La ricchezza media è pari a 17,6 tipologie nei boschi relitti, con mediana 17, mentre nei boschi piantati risulta pari a 12 tipologie, con mediana 11.



**Figura 19:** Confronto della ricchezza di tipi di dendromicrohabitat rilevata nelle aree di studio, tra boschi relitti e boschi piantati. I boxplot mostrano la mediana (linea centrale), il primo e il terzo quartile. I punti rappresentano i singoli valori per ciascuna area. L'asterisco indica una differenza statisticamente significativa tra le due tipologie di bosco.

L'indice di Shannon ha mostrato a sua volta valori mediamente più elevati nei boschi relitti, con una media di 2,32 e una mediana di 2,35 rispetto a rispettivamente 1,93 e 1,91 nei boschi piantati (Figura 20). Tuttavia, la differenza non è risultata statisticamente significativa ( $W = 43$ ;  $p > 0,05$ ). Il risultato, dunque, indica una tendenza verso una maggiore diversità di dendromicrohabitat nei boschi relitti, senza però fornire evidenza statistica sufficiente a decretare una differenza significativa tra i due gruppi sulla base dell'indice di Shannon.



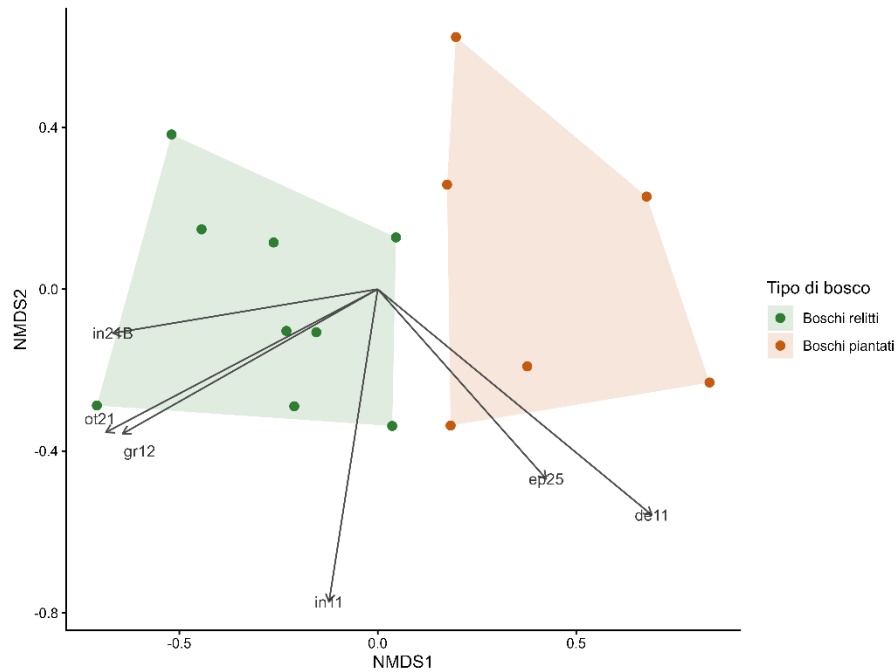
**Figura 20:** Confronto dell'indice di Shannon calcolato nelle aree di studio, tra boschi relitti e boschi piantati. I boxplot mostrano la mediana (linea centrale), il primo e il terzo quartile. I punti rappresentano i singoli valori per ciascuna area.

L'analisi NMDS, condotta sulla matrice delle abbondanze delle tipologie di TreMs e sulla distanza di Bray-Curtis, ha restituito un valore di stress dell'ordinamento pari a 0.151, indicando una buona affidabilità della soluzione bidimensionale. Lo stress plot è visibile in (Appendice 1). Il suo ordinamento ha evidenziato una differenziazione nella composizione dei dendromicrohabitat tra le aree appartenenti ai due tipi di bosco (Figura 21). Nella figura si può vedere la presenza di due aree relativamente distinte di punti con un cluster (boschi relitti) sulla sinistra ed uno sulla destra (boschi piantati). La differenza nella composizione dei TreMs è stata successivamente confermata dalla PERMANOVA, che ha evidenziato un effetto significativo del tipo di bosco ( $R^2 = 0,276$ ;  $F = 4,957$ ;  $p = 0,001$ ). Dunque, la tipologia di bosco spiega circa il 27,6% della variabilità nella composizione dei dendromicrohabitat.

Successivamente, l'analisi della varianza tramite il test betadisper non ha invece evidenziato differenze significative nella dispersione multivariata dei due gruppi ( $F = 0,848$ ;  $p = 0,374$ ). Pertanto, tale differenza rilevata dalla PERMANOVA non è associata ad una diversa dispersione interna dei gruppi.

L'analisi envifit ha individuato sei tipologie di dendromicrohabitat significativamente associate alla configurazione dell'NMDS (Tabella 4; Figura 21), in particolare de11 ed ep25 chiaramente associati con le aree di saggio dei boschi piantati, raggruppandosi verso la

porzione destra arancione del grafico. I boschi relitti sono invece maggiormente associati a dendromicrohabitat quali gr12, ot21, in24B e in11, che si dispongono verso i valori negativi di entrambi gli assi.



**Figura 21:** Configurazione dell'NMS con vettori significativi. Le aree occupate dai poligoni delimitano lo spazio multivariato occupato dai due tipi di popolamento forestale. I vettori indicano la direzione e l'intensità con cui le tipologie di TreMs sono associate ai due gruppi

| <b>Tabella 4</b>                                                               |                             |                      |              |
|--------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------|----------------------|--------------|
| <i>Tipologie di dendromicrohabitat significativamente associate alla NMDS.</i> |                             |                      |              |
| <b>Codice</b>                                                                  | <b>Tipologia di TreM</b>    | <b>R<sup>2</sup></b> | <b>p</b>     |
| de11                                                                           | Rami morti                  | 0,789                | <b>0,001</b> |
| gr12                                                                           | Riscoppi di rami epicormici | 0,541                | <b>0,002</b> |
| in11                                                                           | Scortecciatura              | 0,613                | <b>0,003</b> |
| ot21                                                                           | Microsuolo in chioma        | 0,595                | <b>0,004</b> |
| in21B                                                                          | Rottura naturale del fusto  | 0,458                | <b>0,026</b> |
| ep25                                                                           | Funghi corticali            | 0,400                | <b>0,046</b> |

Sono riportate le tipologie di TreM risultate significativamente associate agli assi dell'ordinamento NMDS mediante envfit ( $p < 0,05$ ).

**Tabella 4:** *Tipologie di dendromicrohabitat significativamente associate alla NMDS, con colorazioni associate al gruppo di appartenenza del tipo.*

### 3.4 Correlazione struttura e dendromicrohabitat

I risultati ottenuti dai GLMM hanno evidenziato come il DBH, la vitalità degli alberi e la tipologia di bosco influenzino in modo significativo sia la ricchezza (Tabella 5 e Figura 22) che l'abbondanza di dendromicrohabitat (Tabella 6 e Figura 23). Per quanto riguarda la ricchezza di TreMs, l'effetto del DBH è risultato influenzato in modo significativo dalla tipologia di bosco ( $p = 0.008$ ): nei boschi relitti è stato osservato un incremento del 32.76% della ricchezza per ogni 10 cm di aumento del DBH, mentre nei boschi piantati tale incremento è ancora più marcato, pari al 61%. Relativamente all'abbondanza di TreMs, l'aumento del DBH determina un incremento complessivo del 56% per ogni 10 cm di accrescimento. La tipologia di bosco esercita un effetto significativo su entrambe le variabili considerate. A parità degli altri parametri, i boschi piantati supportano mediamente una ricchezza e abbondanza di dendromicrohabitat inferiori del 35% ( $p < 0.001$ ) e del 39% ( $p < 0.001$ ), rispettivamente. Infine, gli alberi morti in piedi ospitano un numero significativamente superiore di dendromicrohabitat rispetto agli alberi vivi, evidenziando un aumento del 147% per la ricchezza e del 225% ( $p < 0.001$ ) per l'abbondanza ( $p < 0.001$ ).

**Tabella 5 – Risultati del GLMM sulla ricchezza di dendromicrohabitat***Modello con distribuzione di Poisson che valuta l'influenza del DBH scalato, della tipologia di bosco e della vitalità.*

| Variabile esplicativa            | Coefficiente | SE    | z-value | p-value      |
|----------------------------------|--------------|-------|---------|--------------|
| Intercetta                       | 0,492        | 0,053 | 9,254   | <0,001       |
| DBH scalato                      | 0,316        | 0,020 | 15,891  | <0,001       |
| <b>Tipologia bosco: piantato</b> | -0,426       | 0,077 | -5,540  | <0,001       |
| Vitalità: albero morto in piedi  | 0,905        | 0,078 | 11,527  | <0,001       |
| DBH scalato × piantato           | 0,217        | 0,082 | 2,657   | <b>0,008</b> |

Il bosco relitto rappresenta il livello di riferimento per la variabile Tipologia bosco.

Il modello è stato stimato con distribuzione di Poisson.

**Tabella 5:** Risultati del GLMM sulla ricchezza dei dendromicrohabitat. ( $AICc = 1914.385$ ;  $R^2$  condizionale = 0.409;  $R^2$  marginale = 0.402;  $ICC = 0.01$ ;  $RMSE = 1.263$ ; coefficiente di correlazione di Pearson = 0.67).

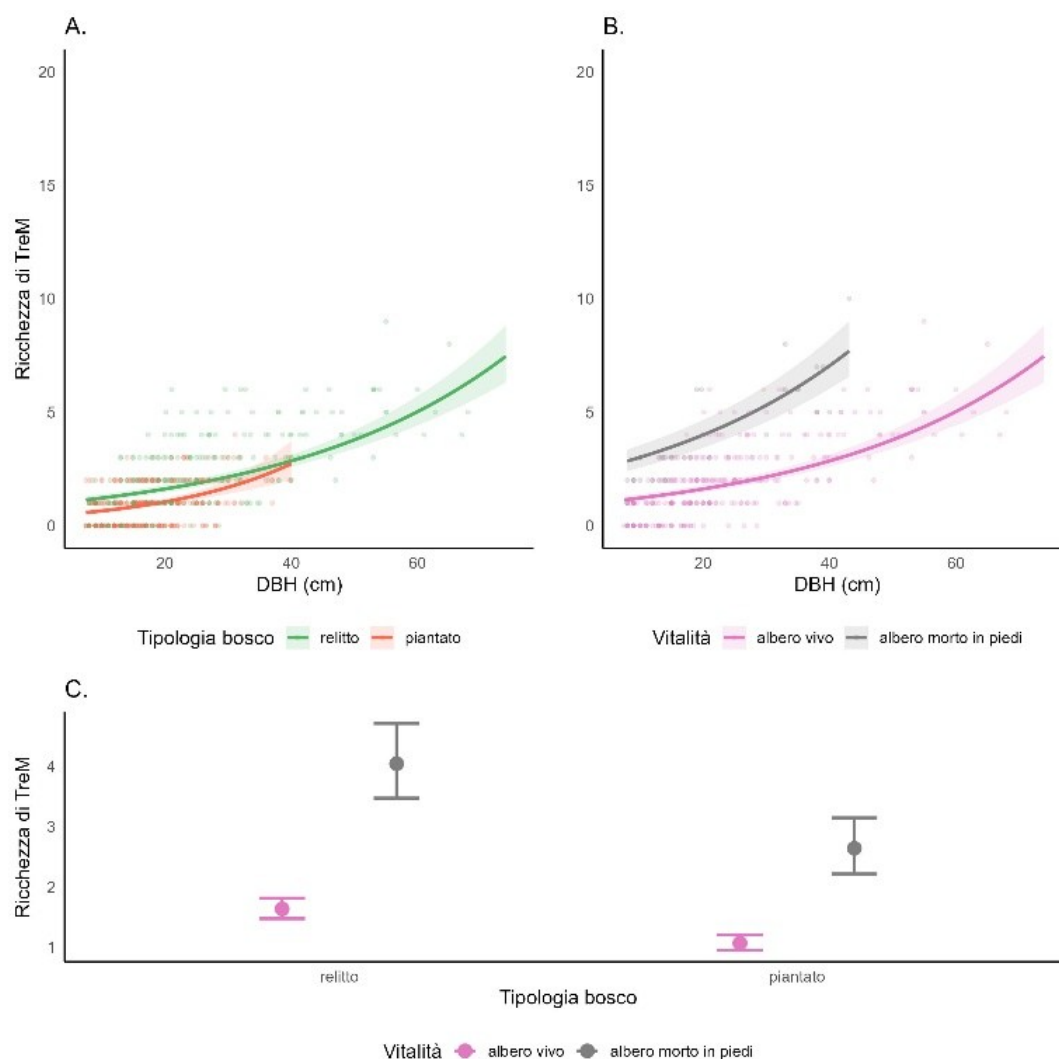
**Tabella 6 – Risultati del GLMM sull'abbondanza di dendromicrohabitat***Modello con distribuzione binomiale negativa di tipo quadratico che valuta l'influenza del DBH scalato, della tipologia di bosco e della vitalità.*

| Variabili esplicative            | Coefficienti | SE    | z-value | p-value |
|----------------------------------|--------------|-------|---------|---------|
| Intercetta                       | 0,632        | 0,082 | 7,691   | <0,001  |
| DBH scalato                      | 0,495        | 0,031 | 16,065  | <0,001  |
| <b>Tipologia bosco: piantato</b> | -0,490       | 0,124 | -3,963  | <0,001  |
| Vitalità: albero morto in piedi  | 1,178        | 0,086 | 13,611  | <0,001  |

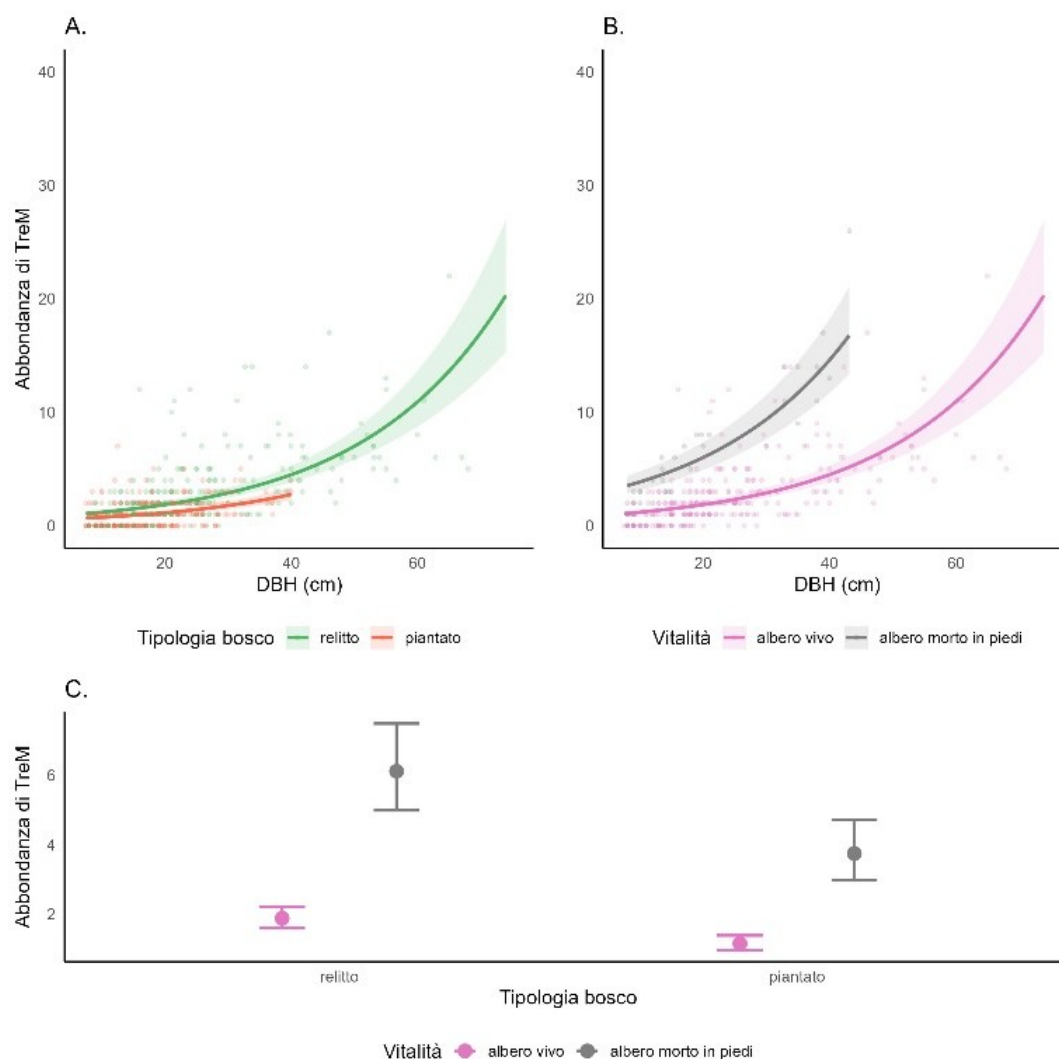
Il bosco relitto rappresenta il livello di riferimento per la variabile Tipologia bosco.

Il modello è stato stimato mediante distribuzione binomiale negativa di tipo quadratico.

**Tabella 6:** Risultati del GLMM sull'abbondanza di dendromicrohabitat. ( $AICc = 2247.8$ ;  $R^2$  condizionale = 0.540;  $R^2$  marginale = 0.502;  $ICC = 0.076$ ;  $RMSE = 4.335$ ; coefficiente di correlazione di Pearson = 0.618).



**Figura 22:** Rappresentazione grafica della relazione tra DBH (cm) e ricchezza di dendromicrohabitat stimata mediante modello GLMM con distribuzione di Poisson e distinguendo tra tipologia di bosco (a) e vitalità degli alberi (b). La figura “c” rappresenta i barplot descrittivi dei valori medi di ricchezza di dendromicrohabitat stimati per il valore di diametro medio. Il modello è descritto in Tabella 5. I punti nei grafici “a” e “b” rappresentano i dati reali di ricchezza di dendromicrohabitat e DBH misurati. Il limite superiore dell’asse x per i grafici “a” e “b” è stato impostato pari a 75 cm per motivi grafici.



**Figura 23:** Rappresentazione grafica della relazione tra DBH (cm) e abbondanza di dendromicrohabitat, stimata mediante modello GLMM con distribuzione binomiale negativa di tipo quadratica, differenziando tra tipologia di bosco (a) e vitalità degli alberi (b). La figura “c” rappresenta i barplot descrittivi dei valori medi di abbondanza di dendromicrohabitat stimati per il valore di diametro medio. Il modello è descritto in Tabella 6. I punti nei grafici “a” e “b” rappresentano i dati reali di abbondanza di dendromicrohabitat e DBH misurati. Il limite superiore dell’asse x per i grafici “a” e “b” è stato impostato pari a 75 cm per motivi grafici.

## 4 Discussione

### 4.1 Composizione specifica e differenze strutturali

#### 4.1.1 Differenze di composizione specifica

La differenza più evidente per quanto concerne la composizione specifica dei due diversi tipi di bosco in analisi, sta nella dominanza di *Carpinus betulus* nei boschi relitti e quella di *Quercus robur* nei piantati, suggerendo un diverso stadio strutturale. Nei querco-carpineti planiziali giovani infatti, la struttura verticale risulta per di più biplana, con un piano dominante caratterizzato prevalentemente da farnia ed uno dominato di carpino bianco, ma con l'avanzare dell'età, il carpino tende a colmare lo spazio libero del piano superiore, lasciando però il piano inferiore ad una condizione di ombra, rendendo difficoltoso lo sviluppo della quercia (Del Favero, 2004). *Quercus robur*, infatti non è una specie che necessariamente ci si può aspettare di trovare in modo uniformemente distribuito all'interno di un bosco maturo, questo perché la sua rinnovazione risulta fortemente condizionata dalla disponibilità di luce. La specie riesce ad insediarsi tra piccole aperture inizialmente, ma la crescita richiede condizioni luminose maggiori, coperture continue e la competizione con il carpino o specie esotiche ne bloccano i semenzali (Sitzia et al., 2025). Il *Carpinus betulus* invece, specie tollerante l'ombra, può diventare più abbondante nelle fasi di chiusura della copertura, riuscendo a rinnovare anche sotto la proiezione delle grandi chiome degli individui adulti.

Tuttavia, questa non può essere considerata l'unica causa mortalità della quercia, altrimenti non dovrebbe mancare anche ai margini del bosco (Del Favero, 2004). Vi sono infatti una serie di malattie emergenti causate da patogeni invasivi, la cui incidenza è andata in aumento nell'ultimo ventennio in Europa che aggrediscono in modo aggressivo le querce sia per via aerea che radicale. La *Diplodia corticola* ad esempio, un ascomicete della famiglia delle *Botryosphaeriaceae*, è il principale patogeno associato al cancro delle querce, capace di colonizzare rami, branche, foglie e ghiande che fungono da sorgente d'inoculo, determinando cancri e necrosi, con progressivo deperimento e disseccamento della pianta (Mahamedi et al., 2020). La malattia più letale per le querce, ovvero la moria delle querce, possiede in realtà un'eziologia molto complessa, derivante da un numero plurimo di agenti abiotici e biotici tra cui patogeni, per lo più appartenenti alle Phytophthore, prevalentemente

*Phytophthora cinnamomi*. Questo patogeno esotico migra attraverso i corsi d'acqua dando luogo a diversi focolai in poco tempo. L'oomicete distrugge le radici assorbenti, portando verso una morte repentina le piante, creando disseccamenti progressivi e la produzione di essudati e getti epicormici, come tentativo di risposta all'aggressione da parte della pianta. Questi oomiceti inoltre agiscono in modo combinato su più fronti, attaccando anche la parte aerea rilasciando poi sporangi che possono raggiungere altre parti della pianta (Bergot et al., 2004). Uno studio del 2022 inoltre individua come patogeni strettamente associati al deperimento dei giovani germogli di farnia i funghi del genere *Fusarium*, in particolare *Fusarium sporochioides*, capace di causare lesioni significative fino a portare a morte le piantine, limitando la rigenerazione naturale delle querce (Jankowiak et al., 2022)

La presenza nettamente inferiore della quercia nei boschi relitti rispetto ai piantati, oltre alla fase strutturale in cui si trova il bosco e ai patogeni emergenti, potrebbe risiedere anche nell'influenza della limitata superficie dell'area di campionamento con raggio di 15 m, che potrebbe non tenere in considerazione alcune specie distribuite in modo differente, appena fuori dalla zona in esame. Infatti, l'area campionata e la dimensione del plot influenzano la probabilità di rilevare specie più rare (Portier et al., 2022). Tuttavia, la farnia possiede una dispersione di semi molto elevata determinata in parte dalla ghiandaia, che generalmente disperde i semi ad una distanza media di 116 m con valori massimi osservati di quasi 500 m (Kurek et al., 2019), dunque anche la bassa presenza di *Quercus robur* o l'eventuale assenza all'interno del rilievo non determinano che la specie sia assente dal bosco relitto o che non contribuisca alla dinamica successiva del popolamento, poiché anche se fuori dall'area in esame, una quercia adulta può rappresentare una potenziale fonte di seme, il quale rimarrà in attesa di disturbi puntuali (come schianti da vento o micro-aperture) per rinnovare.

L'assenza o la presenza di determinate specie all'interno dei boschi piantati potrebbe derivare invece non esclusivamente dalla fase strutturale della dinamica forestale più giovane (come nel caso dell'esclusiva presenza di biancospino nei piantati), ma anche da motivazioni di natura prettamente antropica. L'assenza del *Fraxinus excelsior* nei boschi piantati ad esempio, potrebbe essere dettata dalla crescente consapevolezza dei rischi associati al suo deperimento, patologia molto complessa, associata prevalentemente alla presenza dell'ascomicete appartenente alla famiglia delle Botryosphaeriaceae, *Diplodia fraxini* (Linaldeddu et al., 2020), diffusasi rapidamente in Europa negli ultimi 50 anni interessando rapidamente tutte le formazioni a frassino d'Europa in modo molto aggressivo

specialmente nei confronti della rinnovazione del frassino maggiore (Linaldeddu et al., 2020).

#### **4.1.2 Differenze strutturali**

I valori significativamente più elevati di area basimetrica, diametro medio dendrometrico e diametro massimo degli alberi vivi all'interno delle aree di saggio in analisi suggeriscono una maggiore maturità strutturale dei popolamenti relitti, indicando infatti una consistente presenza di individui di grandi dimensioni. Questa evidenza supporta un'ipotesi di una struttura più giovane nei boschi piantati, dominata da processi di mortalità densità-dipendente, quali competizione per la luce e auto diradamento (Burrascano et al., 2013). A conferma di ciò i boschi piantati hanno mostrato una maggiore densità, senza tuttavia raggiungere valori comparabili di area basimetrica, in coerenza ad un'ipotesi di struttura più giovane ancora in competizione per le risorse. Nelle formazioni relitte, invece, la mortalità diventa progressivamente densità-indipendente, ed è causata da disturbi prevalentemente naturali che riducono la densità globale dei fusti e che aprono vuoti tra le chiome (Burrascano et al., 2013). In coerenza coi risultati dell'analisi, nei boschi relitti in esame, è dunque più plausibile una storia di sviluppo ben più lunga e complessa, durante la quale i processi di crescita, competizione e mortalità hanno progressivamente plasmato la struttura dei popolamenti. Potrebbe inoltre essere opportuno considerare che la struttura attualmente osservata nei relitti potrebbe essere stata influenzata anche dalle pratiche selvicolturali adottate in passato, come eventuali gestioni a ceduo.

Una selvicoltura di restauro attivo potrebbe contribuire ad accelerare lo sviluppo di caratteristiche strutturali tipiche dei boschi relitti, favorendo, ad esempio, la crescita di alberi di grandi dimensioni e una maggiore eterogeneità della struttura forestale. Tra gli interventi rientrano ad esempio i diradamenti a densità variabile o tagli a scelta in piccoli gruppi, creando intenzionalmente delle aperture nella copertura che simulano disturbi naturali, stimolando la stratificazione verticale e la rigenerazione naturale (Bauhus et al., 2009). Questi interventi dovrebbero però essere accompagnati dal rispetto degli equilibri del soprassuolo, restituendo ad esso una quota della necromassa prodotta, in modo da evitare che la complessità strutturale generata avvenga a discapito della componente di legno morto, contribuendo a incrementarne invece la complessità ecologica (Bauhus et al., 2009).

## 4.2 Necromassa a terra

I boschi relitti hanno mostrato una quantità mediana di necromassa a terra superiore rispetto ai boschi piantati. Nonostante tale differenza non sia risultata statisticamente significativa, il valore osservato suggerisce comunque una maggiore presenza nei boschi relitti. Sistemi più maturi, determinati dal raggiungimento di continui nuovi equilibri, processi di mortalità, caduta e decomposizione del legno sono infatti caratterizzati da una presenza più marcata di necromassa (Motta, 2020). Nei nuovi impianti forestali, la loro più recente origine e le operazioni di rimozione della necromassa a terra avvenute in alcuni dei nuovi impianti in esame, potrebbero giustificare tale tendenza.

La forte rappresentazione delle classi di decomposizione più avanzate della necromassa a terra nei boschi relitti, sia in termini di numero di elementi che di volume, suggerisce che una parte importante della necromassa è costituita da elementi di dimensioni rilevanti che hanno raggiunto uno stadio intermedio-avanzato della decomposizione, cosa che non accade nei piantati dove le classi di decomposizione più avanzata sono quasi del tutto assenti. Tale aspetto risulta particolarmente rilevante in termini ecologici, specialmente relativamente alla capacità della necromassa di contribuire alla disponibilità di risorse e habitat per numerosi organismi saproxilici e decompositori (Harmon et al., 1986; Motta, 2020; Stokland et al., 2012). Le diverse fasi di decomposizione non sono infatti ecologicamente equivalenti, durante la decomposizione variano progressivamente durezza, contenuto idrico, presenza di funghi e struttura, andando ad alterare anche, dunque, le comunità che possono sfruttarne il substrato (Stokland et al., 2012). Durante gli stadi finali della decomposizione, la struttura fisica e la composizione chimica del legno risultano significativamente alterate rendendo il legno, a seconda del grado di alterazione, friabile, spugnoso e addirittura soffice, creando nicchie ecologiche uniche (Siitonen, 2001). Dipendenti da questi habitat alterati sono ad esempio alcune specie protette (Direttiva Habitat 92/43/CEE) di coleotteri saproxilici, come i *Lucanidi* tra cui *Lucanus cervus* (Linnaeus, 1758) (Figura 24), le cui larve colonizzano il legno negli stadi superiori al terzo, poiché facilmente masticabile e ricco di funghi decompositori che ne facilitano la digestione (Ferro, 2018). Altri insetti saproxilici, strettamente dipendenti da fasi avanzate della decomposizione del legno sono gli elateridi tra cui il raro *Limoniscus violaceus* (Müller, 1821), strettamente dipendente dalle cavità su necromassa di stadi molto avanzati di decomposizione (Asbeck et al., 2021).



**Figura 24:** *Esemplare di *Lucanus cervus* individuato durante i rilevamenti. Fotografia di Alessandra De Carli*

Nonostante la composizione media del volume delle classi non differisca significativamente tra i due tipi di bosco, i boschi relitti presentano una maggiore eterogeneità interna nella composizione della necromassa, suggerendo maggiore complessità e variabilità delle classi di necromassa nei boschi relitti (Bauhus et al., 2009), mentre i piantati sembrano più uniformi relativamente alla composizione e maggiormente concentrati negli stadi intermedi di decomposizione. Nel momento in cui, la necromassa a terra viene però mantenuta nei nuovi impianti forestali, a seguito di schianti o mortalità delle piante, o a seguito di interventi, la quantità di necromassa a terra e la sua distribuzione nelle classi è destinata ad aumentare nel tempo, rendendo comunque plausibile uno scenario di miglioramento rispetto alla situazione attuale.

### **4.3 Dendromicrohabitat**

I boschi relitti non si sono distinti solamente per la presenza di un maggior numero di dendromicrohabitat sia totale che per albero, bensì anche per una maggiore varietà nelle tipologie presenti, con una ricchezza significativamente maggiore. Il fatto che le densità fossero minori all'interno dei boschi relitti suggerisce che la disponibilità di dendromicrohabitat non dipenda esclusivamente dalla presenza di continuità arborea o al

numero complessivo di alberi presenti, ma quanto più da dimensioni delle piante e complessità ecologica, che potrebbe favorire un accumulo nel tempo di strutture utilizzabili dalla fauna come habitat. In particolare, la significativa presenza di alberi di grandi dimensioni nei boschi relitti può aver contribuito in modo rilevante all'aumento dei dendromicrohabitat, poiché il diametro degli alberi è riconosciuto come uno dei principali elementi strutturali determinanti della ricchezza e dell'abbondanza dei TreMs (Asbeck et al., 2021). La specie stessa, inoltre, insieme alle dimensioni della pianta e al suo stato vitale, risulta per Asbeck et al. (2021) un “driver principale” per la presenza e lo sviluppo dei dendromicrohabitat e della loro varietà, specialmente se latifoglie. Alcune tipologie di TreMs dipendono infatti maggiormente da determinate specie, questo per differenti caratteristiche della corteccia, del legno e della suscettibilità ad agenti atmosferici o funghi (Paillet et al., 2018).

L'indice di Shannon mostra una tendenza di valori medi più elevati nei relitti, dunque con una tendenza ad una minor diversità di tipologie di dendromicrohabitat nei nuovi impianti forestali, suggerendo un sistema meno ricco e complesso anche se non in modo significativo. La tendenza è dunque coerente con la maggiore ricchezza di TreMs rilevata negli stessi popolamenti, suggerendo che questi boschi possono presentare una distribuzione potenzialmente più equilibrata tra le diverse tipologie, mentre nei boschi piantati potrebbero esserci poche tipologie, ma più rappresentative del popolamento, ma comunque non in modo significativo all'interno del presente studio.

Con la PERMANOVA si evince che il tipo di bosco spiega quasi il 30% della variabilità della composizione di dendromicrohabitat. Di conseguenza, la differenza tra i tipi di bosco non si evince solo per quantità di TreMs, ma anche e soprattutto per quali tipi di dendromicrohabitat sono presenti e con quale frequenza relativa. Il fatto che non vi sia differenza significativa nell'eterogeneità interna dei due gruppi rafforza ancor più questa interpretazione. Una maggiore diversità di TreMs può determinare una più ampia varietà di risorse disponibili e habitat per gli organismi che potrebbero ospitare, fornendo substrati e condizioni diverse utilizzabili da una moltitudine di gruppi biologici distinti e comunità differenti (Larrieu et al., 2018). Infatti, vi sono diverse specie strettamente associate a determinate tipologie di dendromicrohabitat. In particolar modo, diverse famiglie di insetti quali *Auchenorrhyncha*, *Heteroptera*, *Psocoptera*, *Sternorrhyncha*) e alcuni pipistrelli (gruppo *Pipistrellus* e *Nyctaloid*) sono correlati prevalentemente con cavità con rosura e con le concavità negli alberi (Basile et al., 2020).

Alcuni tipi di dendromicrohabitat sono maggiormente associati alla configurazione delle aree relitte ed altre più associate ai nuovi impianti. I tipi associati ai boschi relitti sembrano essere più legate alla complessità strutturale e alla presenza di processi di senescenza e rinnovazione del legno vivo.

Specialmente microsuolo in chioma (ot21) (Figura 25), dendromicrohabitat a sostituzione lenta, particolarmente caratteristico degli alberi maturi, legata alla capacità della chioma di accumulare materiale organico nel tempo. Esso può differire in modo significativo da quello al suolo, specialmente in termini di ricchezza di sostanza organica e, potendo ospitare radici fini, microorganismi e micorrize risulta habitat fondamentale per una vasta diversità di organismi (Bütler et al., 2024).



**Figura 25:** *Microsuolo in chioma (ot21), è visibile materiale organico, quali foglie, rametti accumulati a livello dell'inserzione dei polloni e la presenza di alcune radici. Fotografia di Alessandra De Carli*

Un'altra tipologia che è risultata significativamente associata ai relitti è la rottura naturale del fusto (in21b). I fusti spezzati (Figura 26) rappresentano strutture caratterizzate dalla contemporanea presenza di tessuti vivi e legno morto, capaci dunque di creare condizioni particolarmente eterogenee a livello di dendromicrohabitat. La rottura del fusto determina infatti da un lato l'avvio di processi di decomposizione del legno esposto e dall'altra la formazione di nuova vegetazione. La simultaneità di tali processi aumenta la varietà di

condizioni disponibili per organismi saproxilici, ditteri ed eterotteri (Bütler et al., 2024). Inoltre, la caduta di un elemento strutturale così grande come una parte del fusto comporta in molti casi alla reazione a catena di formazione di altre tipologie, come branche spezzate (in22b) (Figura 27), ulteriori fusti spezzati (in21b) o spaccature alla biforcazione (in25) in cui si può successivamente accumulare sostanza organica generando microsuolo in chioma (ot21). Il tutto causato dalla caduta della porzione di fusto sopra altre piante che vengono intercettate da esso. Tutte queste strutture, una volta cadute a terra andranno ad arricchire la componente di necromassa a terra, contribuendo così ad aumentare la complessità ecologica del sistema.



**Figura 26:** Esempio di rottura naturale del fusto (in21b). Fotografia di Alessandra De Carli



**Figura 27:** *Esempio di branca spezzata naturale (in22b). Fotografia di Alessandra De Carli*

Anche i riscoppi di rami epicormici (gr12) (Figura 28) risultano maggiormente associati ai popolamenti relitti, queste strutture costituite da dense masse di germogli sviluppatasi a seguito del risveglio di gemme dormienti sottocorticali, possono creare strutture favorevoli alla nidificazione di piccoli uccelli come merlo e il tordo bottaccio (Bütler et al., 2013, 2024).



**Figura 28:** *Esempio di riscoppio di rami epicormici (gr12). La struttura in questo caso è stata utilizzata come appoggio alla creazione di una ragnatela. Fotografia di Alessandra De Carli*

Al contrario, alcune tipologie risultano maggiormente associate ai boschi piantati, in particolare rami morti in chioma, (de11) (Figura 29), con limite dimensionale di 3 cm in almeno il 10% della chioma. Il fatto che ve ne siano molti dipende probabilmente da uno stadio iniziale del popolamento caratterizzato da autodiradamento e forte competizione interspecifica, congruo all'ipotesi di uno stadio strutturale più giovane nei boschi piantati analizzati e con maggiori densità rispetto ai relitti.



**Figura 29:** esempio di rami morti in chioma con diametro maggiore di 3 cm, in più del 10% della chioma (de11). Fotografia di Alessandra De Carli

Altro esempio di tipologie strettamente associate ai boschi piantati sono funghi corticali (ep25). Tali caratteristiche, ovvero funghi corticali e rami morti in più del 10% della chioma, potrebbero essere associate ad uno stato di salute e resilienza del bosco inferiore rispetto ai relitti, ma non sono tuttavia strutture di seconda categoria, anzi, è importante sottolineare come la presenza di necromassa in chioma costituisca una componente ecologica differente rispetto alla necromassa legnosa a terra. I rami morti sono infatti sottoposti a condizioni microclimatiche distinte e caratterizzate da maggiori escursioni termiche e maggiore

esposizione all'essiccamento e alla radiazione solare (Bütler et al., 2024), dunque non sostituibili dalla necromassa presente nel terreno, creando condizioni favorevoli a differenti tipologie di organismi.

Infine, la scortecciatura (in11) (Figura 30), nonostante una lieve tendenza verso i boschi relitti, non mostra una netta associazione con uno dei due tipi di bosco, suggerendo che la sua distribuzione possa essere maggiormente influenzata da caratteristiche puntuali dell'albero o ad ulteriori caratteristiche ecologiche non considerate direttamente nell'analisi. Potrebbe inoltre, la scortecciatura, essere un elemento molto associato agli alberi morti in piedi, i quali sono presenti in entrambe le tipologie di bosco, per tale motivo non è strettamente associata ad una tipologia di bosco.



**Figura 30:** esempio di scortecciamento (in11) su albero morto in piedi, in cui sono presenti anche altre tipologie di dendromicrohabitat quali due tasche (in14) e un rifugio sotto corteccia (in13). Fotografia di Alessandra De Carli

#### 4.4 Correlazioni struttura e TreMs

L'aumento del diametro delle piante è positivamente associato ad un aumento sia della ricchezza che dell'abbondanza di TreMs, confermando quanto identificato nella letteratura scientifica (Asbeck et al., 2019, 2021; Larrieu & Cabanettes, 2012). Alberi di maggiori dimensioni infatti tendono ad avere una maggiore complessità strutturale e tendono a derivare da stati di successione più maturi, conseguendo più opportunità di formazione e mantenimento di dendromicrohabitat. Un albero di grandi dimensioni rappresenta infatti un individuo che ha attraversato un periodo più lungo dalla propria nascita ed è stato dunque esposto per più tempo a disturbi sia di natura biotica che abiotica. Inoltre, studi più recenti, hanno evidenziato come gli alberi di maggiori dimensioni siano in grado di mantenere nel tempo una più elevata ricchezza di dendromicrohabitat, sottolineando l'importanza delle dimensioni anche nel mantenimento delle strutture formatesi in precedenza (Spînu et al., 2024).

Gli alberi di dimensioni maggiori, all'interno dello studio sembrano favorire dunque, sia una maggiore diversificazione di dendromicrohabitat, sia una maggiore quantità complessiva di tipologie (Asbeck et al., 2021). Tuttavia, l'entità delle due misure non è identica nell'analisi, questo potrebbe derivare dal fatto che la dimensione dell'albero potrebbe aumentare la quantità di strutture ospitabili, mentre la comparsa di nuove tipologie potrebbe dipendere da ulteriori variabili ecologiche non prese in considerazione, come caratteristiche sito-specifiche, caratteristiche individuali della pianta e dalle condizioni ambientali di disturbo a cui è sottoposto (Larrieu & Cabanettes, 2012; Paillet et al., 2018; Spînu et al., 2024).

Ne consegue che la presenza più consistente di piante di piccolo diametro e la presenza più ridotta di branche sufficientemente sviluppate nei boschi piantati può limitare non solo il numero di strutture presenti, ma anche la possibilità di formazione di alcune tipologie di dendromicrohabitat legate a soglie dimensionali più elevate. Tra queste rientrano, ad esempio, le grandi cavità di nidificazione da picchio (cv13) che necessitano diametri superiori ai 10 cm. Ulteriore casistica è quella delle cavità con rosura in generale che richiedono un'estensione minima della struttura superiore a 10 cm, quali cavità con rosura alla base del tronco (cv21) e sul tronco (cv22) oppure superiori a 30 cm, come le cavità con rosura semi aperta (cv23) e cavità con rosura a camino a contatto o meno con il suolo (cv24 e cv25).

I boschi piantati sembrano partire da condizioni di minori disponibilità di dendromicrohabitat, ma la relazione evinta dall'analisi mostra che i boschi piantati aumentano la ricchezza di dendromicrohabitat in modo molto più spiccato all'incrementare di 10 cm di diametro (+ 61%), suggerendo che l'incremento dimensionale delle dimensioni potrebbe determinare un progressivo accumulo di caratteristiche favorevoli alla formazione di dendromicrohabitat. Inoltre nei nuovi impianti caratterizzati da elevate densità, l'accrescimento diametrico si accompagna spesso a intense dinamiche di competizione e autodiradamento (Bauhus et al., 2009; Burrascano et al., 2013). Questo stress induce una rapida mortalità di branche e danni meccanici, generando un incremento esponenziale di TreMs legati al deperimento iniziale.

Nonostante la risposta più rapida della ricchezza al DBH dei piantati, le formazioni relitte mantengono complessivamente valori superiori, evidenziando che il DBH è un buon predittore della presenza di TreMs, ma non descrive in modo esaustivo la complessità ecologica dell'ecosistema, del popolamento e della singola pianta (Asbeck et al., 2021; Spînu et al., 2024). Tale differenza può altresì essere ricondotta al patrimonio strutturale già esistente, costituito dalla lenta formazione di alberi habitat, necromassa a terra e dendromicrohabitat già formati. Mentre nei nuovi impianti, tali strutture, richiedono il trascorrere di tempi di formazione incompatibili con la loro giovane età (Bauhus et al., 2009; Bütler et al., 2013; Motta, 2020).

Relativamente alla vitalità, si evince che gli alberi morti in piedi ospitano un numero significativamente superiore di dendromicrohabitat rispetto agli alberi vivi, evidenziando un aumento del 147% per la ricchezza e del 225% per l'abbondanza. Tale risultato conferma l'importanza degli alberi senescenti e della necromassa in piedi che risultano infatti elementi fondamentali della complessità strutturale (Bütler et al., 2013; Larrieu & Cabanettes, 2012). L'aumento dei processi di degradazione che si verificano col progressivo deperimento della pianta, quali morte e successiva rottura delle branche, perdita della corteccia, formazione o ampliamento di cavità e la successiva decomposizione del legno che viene colonizzato da carie, funghi e insetti saproxilici (Siitonen, 2001; Stokland et al., 2012), possono determinare col tempo la formazione di numerose tipologie di TreMs. Inoltre, la necromassa in piedi presenta caratteristiche differenti rispetto al legno morto a terra, con caratteristiche diverse di esposizione alla radiazione temperatura e umidità, capace di creare condizioni favorevoli a differenti nicchie e comunità di organismi saproxilici, contribuendo ad una maggiore varietà di condizioni microclimatiche lungo il singolo fusto (Bütler et al., 2024).

Lo studio fa comunque parte di un progetto più ampio, in cui alcune variabili rilevate in questo progetto di tesi, quali altezza delle piante, influenza delle specie e ampiezza della chioma, ma non analizzate, saranno integrate contribuendo probabilmente a chiarire i meccanismi che favoriscono lo sviluppo di dendromicrohabitat.

## 5 Conclusioni

Lo studio ha fornito importanti evidenze riguardo alla disponibilità, alla composizione e sui principali fattori associati alla formazione dei dendromicrohabitat nei boschi planiziali del Friuli-Venezia Giulia, sottolineando il ruolo insostituibile delle formazioni relitte all'interno del paesaggio agro-forestale friulano fortemente frammentato. I boschi relitti si sono rivelati più complessi e diversificati in termini di presenza di dendromicrohabitat, rispetto ai boschi piantati, risultando anche caratterizzati da una maggiore presenza di necromassa appartenente a stadi più avanzati di decomposizione. Nel complesso tali risultati evidenziano la presenza, nei boschi relitti, di una struttura forestale maggiormente articolata e di processi di senescenza, mortalità e decomposizione che hanno avuto tempi sufficientemente lunghi per determinare l'accumulo di una maggiore diversificazione di dendromicrohabitat. I boschi piantati, pur presentando già una significativa disponibilità di TreMs, non mostrano tuttavia, attualmente, il medesimo livello di complessità e diversificazione proprio dei boschi relitti.

Tra le variabili strutturali in esame, il diametro degli alberi è risultato fortemente associato alla ricchezza e all'abbondanza dei dendromicrohabitat, a conferma dell'importanza della dimensione degli alberi per la disponibilità di habitat e nella diversificazione dei TreMs. Tuttavia, i risultati evidenziano che maggiori dimensioni del diametro a petto d'uomo non esauriscono i fattori determinanti per garantire la presenza di dendromicrohabitat. Infatti, a parità di DBH, i boschi piantati presentano valori di ricchezza e abbondanza di dendromicrohabitat inferiori rispetto ai relitti. Dunque, altre variabili non considerate o non approfondite nello studio, quali specie, gruppo tassonomico, caratteristiche dell'albero, caratteristiche ecologiche del popolamento, potrebbero contribuire alla formazione dei TreMs.

Anche gli alberi morti in piedi rappresentano un'importante componente della disponibilità di dendromicrohabitat, poiché possono ospitare numerose strutture associate ai processi di senescenza e decomposizione del legno. Gli alberi già presenti, dunque, di grandi dimensioni, vivi o senescenti, possono così svolgere ruoli di veri e propri alberi habitat, capaci di contribuire in modo rilevante alla disponibilità di risorse per numerosi taxa e favorendo un elevato grado di complessità ecologica del popolamento.

I boschi relitti e piantati hanno riportato differenze significative a livello di composizione di dendromicrohabitat. I relitti si contraddistinguono per la presenza di strutture riconducibili a processi avanzati di senescenza, degradazione del legno e progressiva trasformazione della struttura delle piante, tra cui presenza di microsuolo in chioma, fusti e branche morte o riscoppi di gemme epicormiche in numero sufficiente da poter ospitare strutture di nidificazione per l'avifauna locale. Al contrario i boschi piantati sono più definiti dalla presenza di molti rami piccoli morti e funghi corticali. La maggiore diversificazione dei TreMs nei boschi relitti risulta così coerente con un'interpretazione di fasi strutturali più avanzate, caratterizzate da periodi di formazione più lunghi, comprendente alberi habitat, necromassa e strutture più formate. I boschi piantati, invece rappresentano popolamenti più giovani, in cui i processi risultano tipici delle fasi iniziali della struttura forestale, mentre la formazione di alcune tipologie di dendromicrohabitat richiede tempi decisamente lunghi.

L'identificazione di queste dinamiche risulta fondamentale per orientare future strategie di conservazione e pianificazione nel paesaggio della pianura friulana. Se da un lato il ripristino forestale rappresenta un passo fondamentale per invertire i processi di frammentazione degli habitat e incrementare la copertura forestale, dall'altro risulta cruciale la tutela dei boschi relitti, con particolare attenzione ai grandi alberi senescenti e alla necromassa in piedi, poiché rappresentano elementi insostituibili del paesaggio e garantiscono nicchie ecologiche esclusive. Al contempo, è importante promuovere una gestione dei nuovi impianti che favorisca un'eterogeneità strutturale e la presenza di necromassa appartenente a diversi stati di decomposizione.

In questa prospettiva, i nuovi impianti possono essere considerati, più che come sostituti immediati dei boschi relitti, una traiettoria di sviluppo verso sistemi forestali progressivamente più complessi. Interventi forestali mirati possono contribuire ad accelerare alcuni processi e anticipare la comparsa di diametri maggiori tipici di stadi più maturi. Tuttavia, gli interventi non possono sostituire i tempi ecologici necessari alla formazione di necromassa e dendromicrohabitat tipici delle fasi più avanzate del ciclo strutturale. La conservazione dei popolamenti relitti presenti deve dunque essere integrata nella pianificazione del ripristino, perseguendo allo stesso tempo l'incremento della superficie forestale e una gestione di lungo periodo con lo sviluppo della complessità strutturale.

Tuttavia, in un contesto pianiziale caratterizzato da forte pressione agricola, l'espansione forestale e la tutela dei nuclei relitti deve essere pensata e sostenuta attraverso strumenti e incentivi che rendano economicamente compatibili gli obiettivi di conservazione con le

esigenze produttive degli agricoltori locali. La conversione di superfici agricole in impianti forestali destinati alla tutela della biodiversità, comporta infatti un costo-opportunità per i proprietari, legato alla rinuncia della produzione agricola e al conseguente reddito prodotto dall'appezzamento. In assenza di adeguate compensazioni e sostegni economici di lungo periodo, tali costi potrebbero disincentivare la realizzazione degli interventi di ripristino forestale. Risulta quindi fondamentale associare agli obiettivi ecologici anche strumenti economici e politiche che siano in grado di valorizzare la tutela della biodiversità e i benefici ad essa collegati e di rendere economicamente sostenibile la loro conservazione nel lungo periodo.

Dunque, i nuovi impianti al momento risultano più un punto di partenza per un futuro processo di maturazione, che potrebbe risultare più efficace se accompagnato da strategie orientate verso la complessità strutturale e non solo la densità o l'aumento della superficie boscata. Il tutto associato a piani complementari di reti di incentivi capaci di rendere compatibili anche economicamente tali cambiamenti ai proprietari agricoli. Ulteriori studi e attività di monitoraggio saranno necessari per verificare se l'evoluzione dei popolamenti piantati determini un effettivo incremento di ricchezza e di abbondanza dei dendromicrohabitat e se, all'aumentare della maturità di essi, la loro composizione riesca effettivamente ad avvicinarsi a quella osservata nei relitti.

# Bibliografia

- Asbeck, T., Großmann, J., Paillet, Y., Winiger, N., & Bauhus, J. (2021). The Use of Tree-Related Microhabitats as Forest Biodiversity Indicators and to Guide Integrated Forest Management. *Current Forestry Reports*, 7(1), 59–68. <https://doi.org/10.1007/s40725-020-00132-5>
- Asbeck, T., Pyttel, P., Frey, J., & Bauhus, J. (2019). Predicting abundance and diversity of tree-related microhabitats in Central European montane forests from common forest attributes. *Forest Ecology and Management*, 432, 400–408. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.09.043>
- Bartoń, K. (2022). MuMIn: Multi-model inference. *R package version 1.46. 0*.
- Basile, M., Asbeck, T., Jonker, M., Knuff, A. K., Bauhus, J., Braunisch, V., Mikusiński, G., & Storch, I. (2020). What do tree-related microhabitats tell us about the abundance of forest-dwelling bats, birds, and insects? *Journal of Environmental Management*, 264, 110401.
- Bauhus, J., Puettmann, K., & Messier, C. (2009). Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management*, 258(4), 525–537.
- Benayas, J. M. R., Newton, A. C., Diaz, A., & Bullock, J. M. (2009). Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis. *Science*, 325(5944), 1121–1124. <https://doi.org/10.1126/science.1172460>
- Bergot, M., Cloppet, E., Pérarnaud, V., Déqué, M., Marçais, B., & Desprez-Loustau, M.-L. (2004). Simulation of potential range expansion of oak disease caused by *Phytophthora cinnamomi* under climate change. *Global change biology*, 10(9), 1539–1552.

- Boers, N., Ghil, M., & Stocker, T. F. (2022). Theoretical and paleoclimatic evidence for abrupt transitions in the Earth system. *Environmental Research Letters*, 17(9), 093006.
- Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2011). *Numerical ecology with R* (Vol. 2). Springer.
- Bower, K. M. (2003). When to use Fisher's exact test. *American Society for Quality, Six Sigma Forum Magazine*, 2(4), 35–37.
- Bray, J. R., & Curtis, J. T. (1957). An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological monographs*, 27(4), 326–349.
- Brooks, M. E., Kristensen, K., Van Benthem, K. J., Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., Skaug, H. J., Mächler, M., & Bolker, B. M. (2017). *glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling*.
- Burrascano, S., Keeton, W. S., Sabatini, F. M., & Blasi, C. (2013). Commonality and variability in the structural attributes of moist temperate old-growth forests: A global review. *Forest Ecology and Management*, 291, 458–479.  
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.020>
- Burrascano, S., Trentanovi, G., Paillet, Y., Heilmann-Clausen, J., Giordani, P., Bagella, S., Bravo-Oviedo, A., Campagnaro, T., Campanaro, A., & Chianucci, F. (2021). Handbook of field sampling for multi-taxon biodiversity studies in European forests. *Ecological Indicators*, 132, 108266.
- Bütler, R., Lachat, T., Krumm, F., Kraus, D., & Larrieu, L. (2024). *Field Guide to Tree-related Microhabitats*.
- Bütler, R., Lachat, T., Larrieu, L., & Paillet, Y. (2013). 2.1 Habitat trees: Key elements for forest biodiversity. *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*, 84–91.

- Camerano, P., Grieco, C., & Terzuolo, P. G. (2010). I Boschi planiziali. *Conoscenza, conservazione e valorizzazione. Blu Edizioni, Regione Piemonte*.
- Crouzeilles, R., Curran, M., Ferreira, M. S., Lindenmayer, D. B., Grelle, C. E. V., & Rey Benayas, J. M. (2016). A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nature Communications*, 7(1), 11666. <https://doi.org/10.1038/ncomms11666>
- Del Favero, R. (2004). *I boschi delle regioni alpine italiane*.
- Feleha, D. D., Tymńska-Czabańska, L., & Netzel, P. (2025). Forest Fragmentation and Forest Mortality—An In-Depth Systematic Review. *Forests*, 16(4), 565. <https://doi.org/10.3390/f16040565>
- Ferro, M. L. (2018). It's the End of the Wood as We Know It: Insects in Veteris (Highly Decomposed) Wood. In M. D. Ulyshen (A c. Di), *Saproxyllic Insects: Diversity, Ecology and Conservation* (pp. 729–795). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-75937-1\\_22](https://doi.org/10.1007/978-3-319-75937-1_22)
- Fu, X., Li, Z., Ma, J., Zhou, M., Chen, L., & Peng, J. (2025). Ecosystem resilience response to forest fragmentation in China: Thresholds identification. *Journal of Environmental Management*, 380, 125180. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.125180>
- Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J., Sollins, P., Gregory, S. V., Lattin, J. D., Anderson, N. H., Cline, S. P., Aumen, N. G., & Sedell, J. R. (1986). Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in ecological research*, 15, 133–302.
- Harmon, M. E., & Sexton, J. (1996). *Guidelines for Measurements of Woody Detritus in Forest Ecosystems*.
- Hartig, F. (2016). DHARMA: Residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models. *CRAN: contributed packages*.

- Hunter, M. L. (1990). *WILDLIFE, FORESTS AND FORESTRY: PRINCIPLES OF MANAGING FORESTS FOR BIOLOGICAL DIVERSITY* 7 MALCOM L. HUNTER, JR. FIONA KA SCHMIEGELOW.
- Jankowiak, R., Stępniewska, H., Bilański, P., & Taerum, S. J. (2022). Fungi as potential factors limiting natural regeneration of pedunculate oak (*Quercus robur*) in mixed-species forest stands in Poland. *Plant Pathology*, 71(4), 805–817. <https://doi.org/10.1111/ppa.13529>
- Kraus, D., Bütler, R., Krumm, F., Lachat, T., Mergner, U., Paillet, Y., Schuck, A., & Winter, S. (2016). Catalogue of tree microhabitats: Reference field list. *Catalogue of tree microhabitats (2016)*.
- Kurek, P., Dobrowolska, D., & Wiatrowska, B. (2019). Dispersal distance and burial mode of acorns in Eurasian Jays *Garrulus glandarius* in European temperate forests. *Acta Ornithologica*, 53(2), 155–162.
- 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., Bütler, R., Kraus, D., Krumm, F., Lachat, T., Michel, A. K., Regnery, B., & Vandekerckhove, K. (2018). Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators*, 84, 194–207. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.051>
- Linaldeddu, B. T., Bottecchia, F., Bregant, C., Maddau, L., & Montecchio, L. (2020). *Diplodia fraxini* and *Diplodia subglobosa*: The main species associated with cankers and dieback of *Fraxinus excelsior* in north-eastern Italy. *Forests*, 11(8), 883.

- Lüdecke, D., Ben-Shachar, M. S., Patil, I., Waggoner, P., & Makowski, D. (2021). performance: An R package for assessment, comparison and testing of statistical models. *Journal of open source software*, 6(60).
- Magarik, Y. A., Roman, L. A., & Henning, J. G. (2020). How should we measure the DBH of multi-stemmed urban trees? *Urban Forestry & Urban Greening*, 47, 126481.
- Mahamedi, A. E., Phillips, A. J., Lopes, A., Djellid, Y., Arkam, M., Eichmeier, A., Zitouni, A., Alves, A., & Berraf-Tebbal, A. (2020). Diversity, distribution and host association of Botryosphaeriaceae species causing oak decline across different forest ecosystems in Algeria. *European Journal of Plant Pathology*, 158(3), 745–765.
- Martin, M., Paillet, Y., Larrieu, L., Kern, C. C., Raymond, P., Drapeau, P., & Fenton, N. J. (2022). Tree-Related Microhabitats Are Promising Yet Underused Tools for Biodiversity and Nature Conservation: A Systematic Review for International Perspectives. *Frontiers in Forests and Global Change*, 5. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.818474>
- Melin, Y., Petersson, H., & Nordfjell, T. (2009). Decomposition of stump and root systems of Norway spruce in Sweden—A modelling approach. *Forest Ecology and Management*, 257(5), 1445–1451. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.12.020>
- Motta, R. (2020). Why do we have to increase deadwood in our forests? How much deadwood does the forest need? *Forest@*, 17(1), 92–100.
- Müller, J., & Büttler, R. (2010). A review of habitat thresholds for dead wood: A baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research*, 129(6), 981–992. <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0400-5>
- Mullu, D. (2016). *A Review on the Effect of Habitat Fragmentation on Ecosystem*.

- Nocentini, S. (2013). LA RINATURALIZZAZIONE DEI SISTEMI FORESTALI: ASPETTI CONCETTUALI. *L'Italia forestale e montana*, 55(4), 211–218.  
<https://doi.org/10.36253/ifm-705>
- Okoye, K., & Hosseini, S. (2024). Wilcoxon statistics in R: Signed-rank test and rank-sum test. In *R Programming: Statistical data analysis in research* (pp. 279–303). Springer.
- OSMER, & GNR. (2023). *Il clima del Friuli Venezia Giulia—2023—ARPA FVG*.  
<https://www.arpa.fvg.it/temi/temi/meteo-e-clima/pubblicazioni/il-clima-del-friuli-venezia-giulia-2023/>
- Paillet, Y., Archaux, F., du Puy, S., Bouget, C., Boulanger, V., Debaive, N., Gilg, O., Gosselin, F., & Guilbert, E. (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. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13181>
- Portier, J., Zellweger, F., Zell, J., Alberdi Asensio, I., Bosela, M., Breidenbach, J., Šebeň, V., Wüest, R. O., & Rohner, B. (2022). Plot size matters: Toward comparable species richness estimates across plot-based inventories. *Ecology and Evolution*, 12(6), e8965.
- Sartori, G., Lasen, C., Viola, F., Sitzia, T., Causin, L., & Savio, D. (2017). *Boschi vetusti e riserve forestali nel Veneto: Patrimoni di biodiversità*.  
<https://www.research.unipd.it/handle/11577/3258068>
- Schiavano, A. (2013). *Effetti della qualità degli habitat sull'ecologia dei micromammiferi forestali in paesaggi frammentati dell'Italia centrale*.  
<http://hdl.handle.net/2067/2765>
- Siitonen, J. (2001). Forest Management, Coarse Woody Debris and Saproxylic Organisms: Fennoscandian Boreal Forests as an Example. *Ecological Bulletins*, (49), 11–41.

- Sitzia, T., Bovio, E. R., Bergomi, D., Bombieri, G., Campagnaro, T., & Macellari, M. (2025). Ricognizione dei boschi di pianura, ripariali e litoranei del Veneto e definizione di linee guida per la loro manutenzione e gestione. Veneto Agricoltura e Università degli Studi di Padova, Legnaro. *Pescarolo, Stefano*.
- Souza, T. (2025a). Non-metric multidimensional scaling (NMDS). In *Advanced statistical analysis for soil scientists* (pp. 79–102). Springer.
- Souza, T. (2025b). PERMANOVA. In T. Souza (A c. Di), *Advanced Statistical Analysis for Soil Scientists* (pp. 1–13). Springer Nature Switzerland. [https://doi.org/10.1007/978-3-031-88161-9\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-031-88161-9_1)
- Spînu, A. P., Nicolaie, M. A., Asbeck, T., Kozak, D., Paillet, Y., Cateau, E., Mikoláš, M., Svoboda, M., & Bauhus, J. (2024). Temporal Development of Microhabitats on Living Habitat Trees in Temperate European Forests: AP Spînu and others. *Ecosystems*, 27(5), 690–709.
- Stanturf, J. A. (2015). What Is Forest Restoration? In *Restoration of Boreal and Temperate Forests* (2<sup>a</sup> ed.). CRC Press.
- Stokland, J. N., Siitonen, J., & Jonsson, B. G. (2012). *Biodiversity in dead wood*. Cambridge university press.
- Stoppa, G., Villani, M., & Buffa, G. (2013). *Valutazione della funzionalità dei boschi planiziali relitti della pianura veneta orientale per la conservazione delle specie nemorali erbacee*. <https://iris.unive.it/handle/10278/38256>
- Travaglini, D., Borghetti, M., & Piovesan, G. (2026). Interventi selvicolturali per il miglioramento delle foreste semplificate e la valorizzazione della biodiversità. *L'Italia forestale e montana*, 81(1s), 33–41. <https://doi.org/10.36253/ifm-1203>
- Tscharntke, T., Bommarco, R., Clough, Y., Crist, T. O., Kleijn, D., Rand, T. A., Tylianakis, J. M., Nouhuys, S. V., & Vidal, S. (2007). Conservation biological control and enemy

- diversity on a landscape scale. *Biological Control*, 43(3), 294–309.  
<https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2007.08.006>
- Van Wagner, C. E. (1968). The line intersect method in forest fuel sampling. *Forest science*, 14(1), 20–26.
- Wijas, B. J., Allison, S. D., Austin, A. T., Cornwell, W. K., Cornelissen, J. H. C., Eggleton, P., Fraver, S., Ooi, M. K., Powell, J. R., & Woodall, C. W. (2024). The role of deadwood in the carbon cycle: Implications for models, forest management, and future climates. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 55(1), 133–155.
- Wilson, M. C., Chen, X.-Y., Corlett, R. T., Didham, R. K., Ding, P., Holt, R. D., Holyoak, M., Hu, G., Hughes, A. C., Jiang, L., Laurance, W. F., Liu, J., Pimm, S. L., Robinson, S. K., Russo, S. E., Si, X., Wilcove, D. S., Wu, J., & Yu, M. (2016). Habitat fragmentation and biodiversity conservation: Key findings and future challenges. *Landscape Ecology*, 31(2), 219–227. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0312-3>

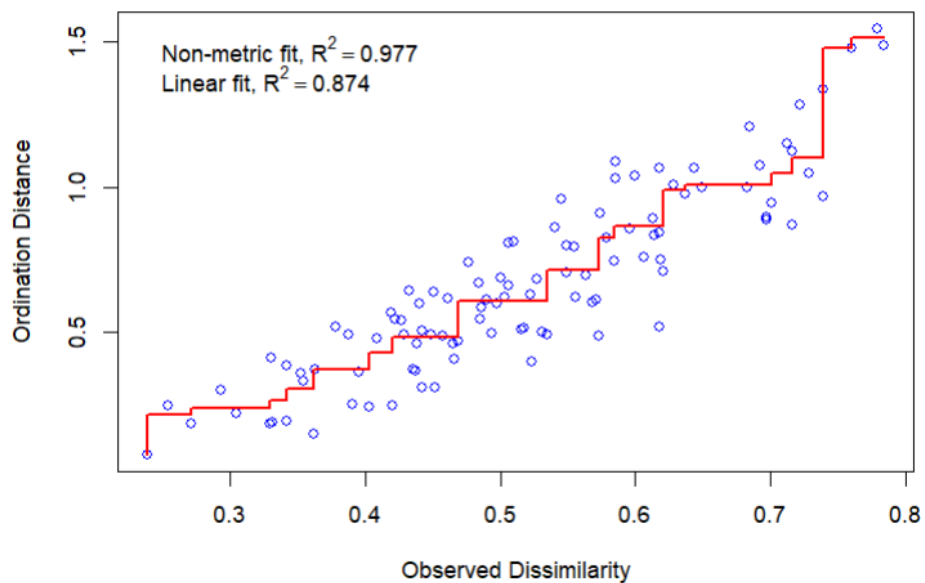
## Siti web

<https://www.arpa.fvg.it/>

<https://www.meteo.fvg.it/clima.php?ln=>

<https://library.virginia.edu/data/articles/starting-non-metric-multidimensional-scaling-nmds>

## Appendice 1- Stress plot



**Appendice 1:** Shepard plot relativo all'analisi NMDS sulle abbondanze delle tipologie di dendromicrohabitat (distanza di bray-Curtis). Il grafico mostra la relazione tra dissimilarità osservata e la distanza di ordination, indicando un elevato adattamento del modello ai dati di dissimilarità (stress = 0,151; non metric fit  $R^2 = 0,977$ )

## **Appendice 2- Esempi di aree di studio: boschi relitti e boschi piantati**

Di seguito vengono riportate alcune fotografie di alcuni siti di studio esaminati, suddivise in boschi relitti e boschi piantati. Le immagini sono state realizzate dall'autrice durante l'attività di campo e hanno scopo di illustrare visivamente le caratteristiche generali di alcune aree esaminate.

### **CAR 01: Bosco relitto**



### **POR01: Bosco relitto**



### **MUZ01: Bosco relitto**



**CAR03: bosco piantato**

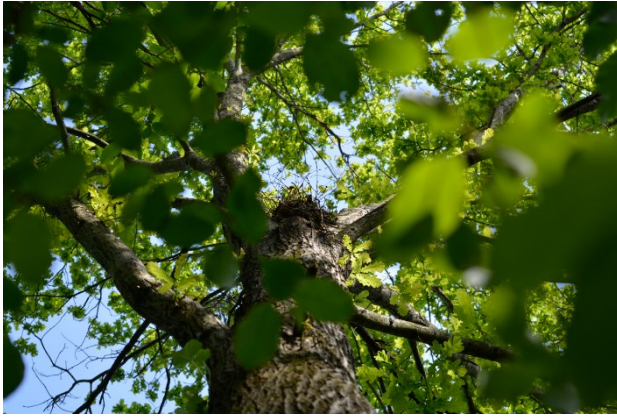


**CAR02: bosco piantato**



### Appendice 3 – Esempi di dendromicrohabitat rilevati in campo

Di seguito vengono riportate alcune fotografie rappresentative di alcuni dendromicrohabitat rilevati in campo. Anche in questo caso tutte le fotografie sono state realizzate dall'autrice durante le attività in campo.

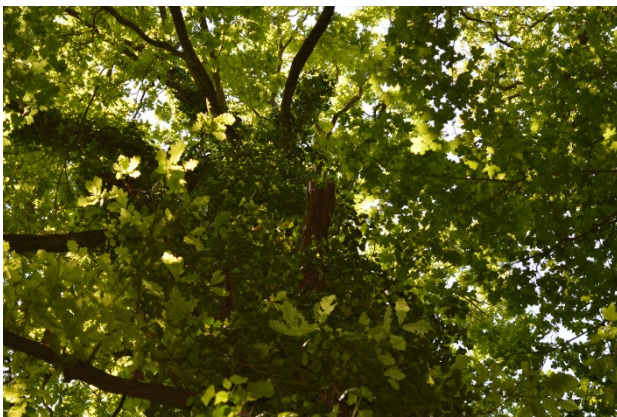


**Forma:** strutture epifite ed epixiliche

**Gruppo:** nidi

**Tipologia:** nido di vertebrati

**codice:** NE11



**Forma:** strutture epifite ed epixiliche

**Gruppo:** fanerogame e crittogame epifite

**Tipologia:** edera e liane

**Codice:** EP33



**Forma:** corpi fruttiferi fungini e muffe mucillaginose

**Gruppo:** funghi perenni e corpi fruttiferi

**Tipologia:** polyporales perenni

**Codice:** EP11



**Forma:** corpi fruttiferi fungini e muffe mucillaginose

**Gruppo:** funghi effimeri, corpi fruttiferi e muffe mucillaginose

**Tipologia:** grandi ascomiceti (piromicete)

**Codice:** EP23



**Forma:** cavità

**Gruppo:** gallerie da insetti

**Tipologia:** gallerie da insetti e foro di sfarfallamento

**Codice:** CV31



**Forma:** cavità

**Gruppo:** concavità

**Tipologia:** concavità tra i contrafforti radicali

**Codice:** CV44



## Ringraziamenti

Per concludere questo elaborato desidero menzionare tutte le persone la cui presenza in questo mio percorso di crescita, professionale e anche personale, è risultata non solo estremamente piacevole, bensì fondamentale.

Un sincero ringraziamento lo rivolgo al mio correlatore Nicola Menon per la sua disponibilità nel seguirmi e tempestività ad ogni mia richiesta. Grazie per i suggerimenti e il materiale fornito, per la pazienza e per la cordialità con cui mi ha seguita e anche per il tempo condiviso nel passare in rassegna quasi ogni esemplare arboreo dei boschi planiziali veneti e friulani insieme a Caterina, che ringrazio ugualmente per aver animato le giornate di rilievo, con risate e racconti.

Grazie al mio relatore Thomas Campagnaro, grazie a cui ho scoperto questo piccolo affascinante campo scientifico, quasi agli albori della sua scienza e ancora in evoluzione.

Ringrazio tutti i miei compagni di corso per aver reso questo percorso universitario così intenso e piacevole.

Ringrazio infinitamente la mia mamma Stefania e il mio babbo Gigi, senza i vostri insegnamenti e senza il vostro supporto la mia persona non sarebbe quella che è. Grazie a voi ho avuto la splendida possibilità di intraprendere e concludere questo percorso universitario e soprattutto un immenso grazie per la fatica che ogni giorno avete fatto per permettermi di avere la vita felice che ho.

*Grazie a tutti, Alessandra De Carli*