

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA

Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-Forestali

Corso di Laurea Magistrale in **Scienze Forestali e Ambientali**

Curriculum Verde Urbano e Periurbano

**Analisi dei dendro-microhabitat in ambiente
urbano: uno studio sugli alberi monumentali del
Veneto**

Relatore:

Paolo Semenzato

Correlatori:

Thomas Campagnaro

Nicola Menon

Laureando:

Massimiliano Bedin

Matricola n. 2057334

ANNO ACCADEMICO 2022 – 2023

INDICE

RIASSUNTO	3
ABSTRACT	4
1. INTRODUZIONE.....	5
1.1. GLI ALBERI MONUMENTALI.....	5
1.1.1. Servizi ecosistemici offerti dagli alberi monumentali.....	6
1.1.2. Gli alberi monumentali nella legislazione italiana.....	10
1.2. I DENDRO-MICROHABITAT	13
1.2.1. Classificazione dei dendro-microhabitat	14
1.2.2. Ruolo ecologico dei dendro-microhabitat	16
1.2.3. Campo di applicazione ed esperienze europee.....	18
1.3. OBIETTIVI DELLA TESI.....	22
2. MATERIALI E METODI.....	23
2.1. AREA DI STUDIO	23
2.2. RACCOLTA DATI	27
2.2.1. Elenco degli alberi monumentali d’Italia	27
2.2.2. Gli alberi monumentali in Veneto – Classificazione in urbano o non urbano ...	27
2.2.3. Rilievi in campo	28
2.2.4. Classificazione dei dendro-microhabitat	29
2.3. ANALISI DEI DATI.....	34
2.3.1. Analisi sugli alberi monumentali del Veneto	34
2.3.2. Analisi sui dendro-microhabitat in ambiente urbano	35
3. RISULTATI.....	37
3.1. GLI ALBERI MONUMENTALI DEL VENETO	37
3.1.1. Criteri di monumentalità	38
3.1.2. Copertura del suolo	39
3.1.3. Composizione specifica.....	41
3.1.4. Dimensioni	46
3.2. I DENDRO-MICROHABITAT IN AMBIENTE URBANO	50
3.2.1. Ricchezza di dendro-microhabitat.....	50
3.2.2. Abbondanza di dendro-microhabitat.....	55
4. DISCUSSIONE.....	61
4.1. GLI ALBERI MONUMENTALI DEL VENETO	61

4.2. I DENDRO-MICROHABITAT IN AMBIENTE URBANO	64
5. CONCLUSIONI	67
BIBLIOGRAFIA.....	69
SITOGRAFIA	77
RINGRAZIAMENTI	79

RIASSUNTO

Gli alberi monumentali sono alberi di grande importanza dal punto di vista ecologico, sociale, culturale e storico. Tali alberi forniscono molti servizi ecosistemici, tra cui il supporto alla biodiversità legato alla potenziale presenza di strutture note come “dendro-microhabitat” (“tree-related microhabitats” o TreMs), che sono habitat per molte specie animali e vegetali. La tesi, che rientra nel progetto “MONIVERSITY – MONUmental and urban trees for biodiVERSITY: improving our knowledge on their origin and microhabitats” dell’Università degli Studi di Padova, ha l’obiettivo di approfondire la conoscenza degli alberi monumentali e, in particolare, il loro contributo alla biodiversità in ambiente urbano attraverso l’analisi dell’abbondanza e dei tipi di dendro-microhabitat nella regione del Veneto.

In Veneto sono presenti 244 entità monumentali, di cui 114 in contesto urbano. I criteri di monumentalità più frequenti sono quelli legati all’età e alla circonferenza. Prevalgono le specie esotiche, con un numero di 134 entità monumentali. Le dimensioni misurate in campo sono molto variabili in termini sia di diametro del fusto, che varia tra 26.7 cm e 286.3 cm, sia di altezza, variabile da un minimo di 6.0 m ad un massimo di 48.5 m. È stata, inoltre, trovata una correlazione positiva tra il diametro e l’altezza degli individui studiati.

In ambiente urbano sono stati osservati 38 dei 47 possibili tipi di dendro-microhabitat, i più frequenti dei quali sono stati le branche rotte con durame esposto, il microsuolo nella chioma e le briofite, osservati rispettivamente 155, 150 e 144 volte. La ricchezza e l’abbondanza di dendro-microhabitat sono risultate maggiori sulle specie esotiche e sulle gimnosperme, soprattutto a livello della chioma degli alberi. È stata, infine, trovata una correlazione positiva tra diametro del fusto e ricchezza e abbondanza di dendro-microhabitat, ma solo a livello della chioma e solo per alcune categorie di dendro-microhabitat, ovvero le cavità in senso lato, le lesioni dell’albero, il legno morto nella chioma e gli essudati.

Attraverso lo studio del valore ecologico degli alberi monumentali in quanto alberi habitat sarà possibile sviluppare una gestione integrata mirata a preservare e valorizzare i servizi ecosistemici forniti da tali alberi e in particolar modo quelli legati al supporto della biodiversità in ambiente urbano.

ABSTRACT

Monumental trees have a great ecological, social, cultural, and historical importance. Monumental trees provide many ecological services, including supporting biodiversity linked to the potential presence of structures named “tree-related microhabitats” (TreMs). These microhabitats are habitats for many animal and plant species. The thesis is part of the University of Padova’s project “MONIVERSITY – MONUmental and urban trees for biodiVERSITY: improving our knowledge on their origin and microhabitats”. The purpose of this thesis is to deepen the knowledge of monumental trees and their contribution to biodiversity through the analysis of the abundance and type of tree-related microhabitats in urban areas in Veneto.

Overall, the Veneto region hosts 244 monumental trees among which 114 are urban trees, and 134 belong to non-native species. The most frequent monumentality criteria were age and circumference. The diameter at breast height (DBH) of the studied trees ranged from 26.7 cm to 286.3 cm, while tree height ranged from 6.0 m to 48.5 m. Additionally, a positive correlation was found between DBH and tree height.

A total of 38 out of the 47 TreM types were observed within urban areas in Veneto. Limb breakage, crown microsoil and bryophytes were the most frequent TreMs, detected 155, 150 and 144 times, respectively. The richness and abundance of TreMs were greater for non-native species and gymnosperms, particularly for the tree crowns. Notably, a positive correlation was found between DBH and the richness and abundance of TreMs, specifically for the tree crowns and certain TreM forms: cavities *lato sensu*, injuries, crown deadwood and fresh exudates.

This study aimed to shed light on the status of the community of Veneto’s monumental trees, along with their ecological value. A proper knowledge of the ecological value of monumental trees will allow to develop an integrated management strategy to preserve and enhance the ecosystem services provided by these trees, including the support of biodiversity.

1. INTRODUZIONE

1.1. GLI ALBERI MONUMENTALI

Gli alberi monumentali, anche noti in letteratura come “heritage trees” (Orłowski and Nowak, 2007), “veteran trees” (Read, 2000) e “large old trees” (Lindenmayer et al., 2012), sono tra i più grandi e vecchi organismi viventi sulla Terra (Lonsdale, 2013). Gli alberi monumentali rappresentano una rilevante componente ecologica, poiché esercitano un’imponente influenza sulla distribuzione e sull’abbondanza di numerose specie vegetali e animali, oltre a contribuire significativamente alla modulazione dei regimi idrologici e del ciclo biogeochimico dei nutrienti (Lindenmayer and Laurance, 2017). Hanno, inoltre, un importante valore dal punto di vista socio-economico, storico e culturale (Blicharska and Mikusiński, 2014; Lindenmayer and Laurance, 2017; Pietraszko et al., 2022; Stara and Tsiakiris, 2019).

Gli alberi monumentali hanno solitamente dimensioni ed età elevate (Lindenmayer, 2016; Mölder et al., 2020) e presentano caratteristiche rare in individui giovani, come cavità, chioma eterogenea e grosse branche laterali (Lindenmayer and Laurance, 2016).

Nonostante non esista una definizione univoca in termini legali e scientifici a livello internazionale, in Italia la Legge 14 gennaio 2013, n. 10 definisce il significato di albero monumentale per tutto il territorio nazionale. Ai sensi dell’articolo 7 della Legge n. 10/2013, sono considerati monumentali:

- a. “l’albero ad alto fusto isolato o facente parte di formazioni boschive naturali o artificiali ovunque ubicate ovvero l’albero secolare tipico, che possono essere considerati come rari esempi di maestosità e longevità, per età o dimensioni, o di particolare pregio naturalistico, per rarità botanica e peculiarità della specie, ovvero che recano un preciso riferimento ad eventi o memorie rilevanti dal punto di vista storico, culturale, documentario o delle tradizioni locali”;
- b. “i filari e le alberate di particolare pregio paesaggistico, monumentale, storico e culturale, ivi compresi quelli inseriti nei centri urbani”;
- c. “gli alberi ad alto fusto inseriti in particolari complessi architettonici di importanza storica e culturale, quali ad esempio ville, monasteri, chiese, orti botanici e residenze storiche private” (G.U., 2013).

Secondo l’aggiornamento di luglio 2022 dell’elenco degli alberi monumentali d’Italia (MASAF, 2023) risultano iscritte 4006 entità monumentali comprendenti alberi singoli, gruppi,

filari e viali alberati. Nello specifico, 244 entità monumentali iscritte all’elenco si trovano all’interno del territorio della Regione Veneto. Recentemente è stato pubblicato il nuovo elenco degli alberi monumentali d’Italia, aggiornato al 18/09/2023. Il numero di entità monumentali è aumentato sia a livello italiano, dove è passato da 4006 a 4288 entità, sia all’interno della Regione Veneto, dove ha raggiunto le 256 entità monumentali (MASAF, 2023).

1.1.1. Servizi ecosistemici offerti dagli alberi monumentali

Gli alberi sono esseri viventi in grado di fornire numerosi servizi ecosistemici (Nolan et al., 2020; Turner-Skoff and Cavender, 2019). Gli alberi giovani o di piccole dimensioni offrono solamente una parte di tali servizi (Lindenmayer, 2017), che aumentano proporzionalmente all’aumentare dell’età e della dimensione. Difatti, i principali fornitori sono gli alberi monumentali (Bütler et al., 2013; Lindenmayer and Laurance, 2017). Negli ambienti urbanizzati, in particolare, gli alberi monumentali offrono molti benefici alla salute umana e al benessere sociale. Tra i diversi servizi offerti, gli alberi monumentali sono in grado di rimuovere grandi quantità di sostanze inquinanti dall’atmosfera (Livesley et al., 2016; Turner-Skoff and Cavender, 2019) e di ridurre la temperatura e l’effetto isola di calore, in modo attivo grazie all’evapotraspirazione e in modo passivo tramite l’ombreggiamento e l’assorbimento della radiazione elettromagnetica (Hirons and Thomas, 2017; King and Davis, 2007; Lindenmayer and Laurance, 2016). Grazie a tali servizi, gli alberi in suolo urbano riducono i problemi di salute, i ricoveri e la mortalità della popolazione (Fig. 1.1.1) (McDonald et al., 2020).

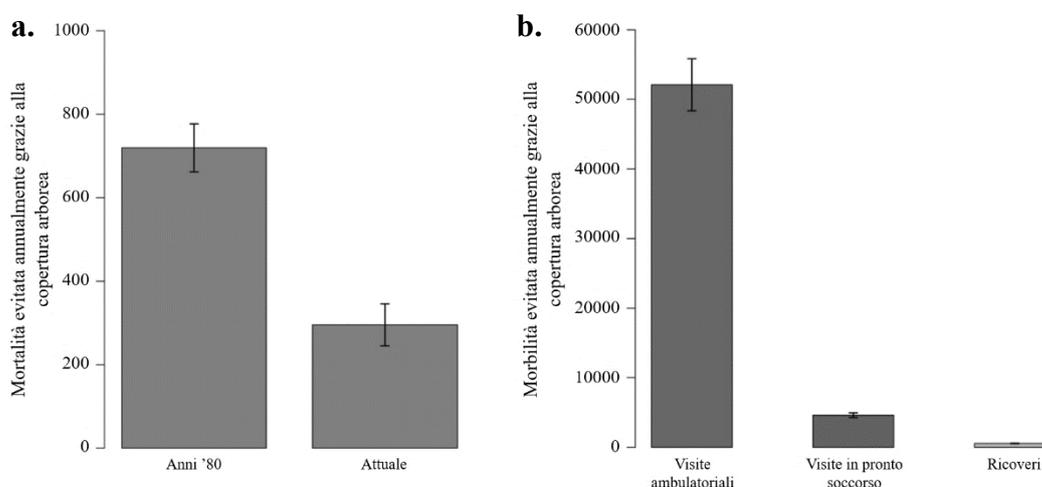


Figura 1.1.1: Riduzione degli impatti sulla salute umana determinata dalla presenza di copertura arborea in 97 città degli Stati Uniti d’America. **a)** Mortalità evitata annualmente, sia riferita al periodo attuale, sia per il decennio

dal 1980 al 1990 (stimata da Bobb et al., 2014). **b)** Morbilità evitata annualmente dagli alberi, distinta per categorie di visite. **Fonte:** McDonald et al. (2020) (tradotto).

La presenza di grandi alberi, come quelli monumentali, promuove la salute mentale (Turner-Skoff and Cavender, 2019) e riduce i sintomi del disturbo da deficit dell'attenzione e iperattività (ADHD) e del disturbo ADHD di tipo disattento (Fig. 1.1.2) (Faber Taylor et al., 2001; Faber Taylor and Kuo, 2009). La presenza di alberi, inoltre, può ridurre la violenza e il tasso di criminalità (Lee et al., 2023).

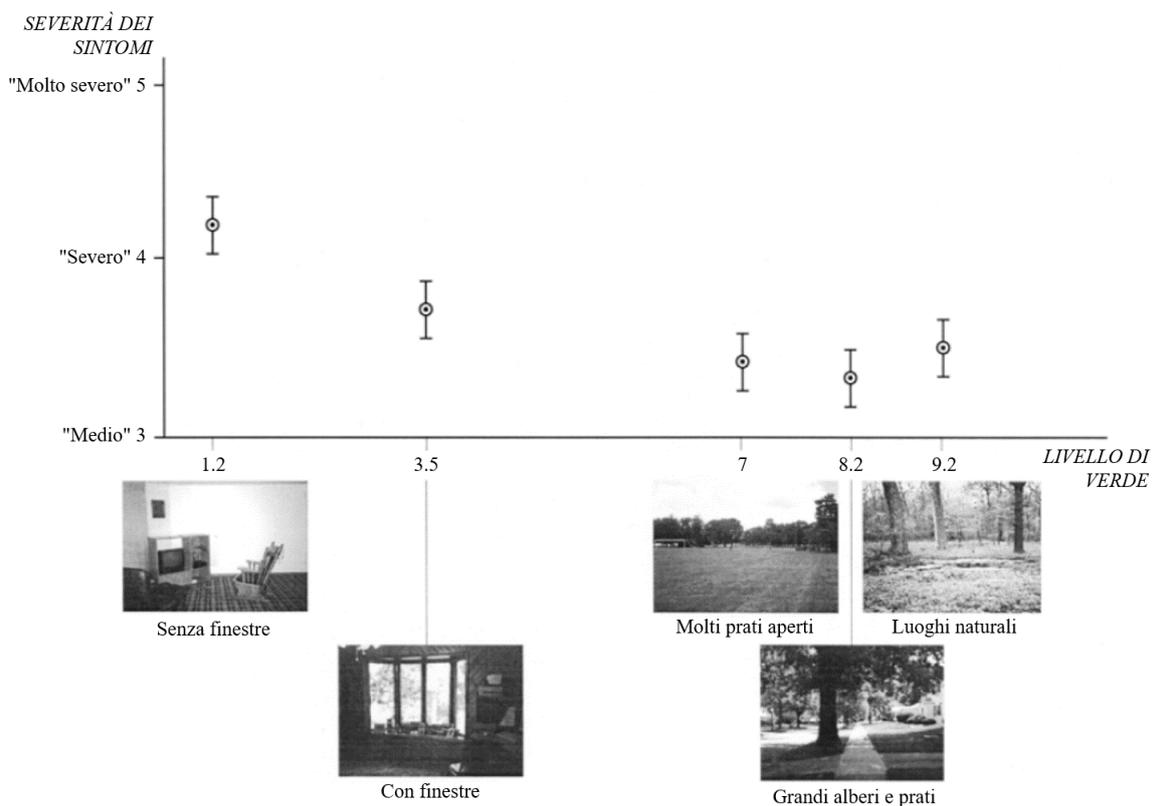


Figura 1.1.2: Effetto di diversi tipi di ambiente sulla severità dei sintomi di disturbo da deficit dell'attenzione (ADHD) di tipo disattento. I sintomi sono meno severi in presenza di spazi verdi, in particolare quando sono presenti grandi alberi, come quelli monumentali. **Fonte:** Faber Taylor et al. (2001) (tradotto).

Gli alberi ubicati in suolo urbano, compresi quelli monumentali, svolgono un ruolo importante nella qualità dell'educazione: diversi studi hanno osservato come la presenza di alberi e la possibilità di goderne la visuale dalle aule scolastiche siano associate ad un più rapido recupero da eventi stressanti e ad un aumento della concentrazione (Fig. 1.1.3), portando ad un miglioramento complessivo delle performance scolastiche degli studenti (Kuo et al., 2018; Li and Sullivan, 2016; Matsuoka, 2010).

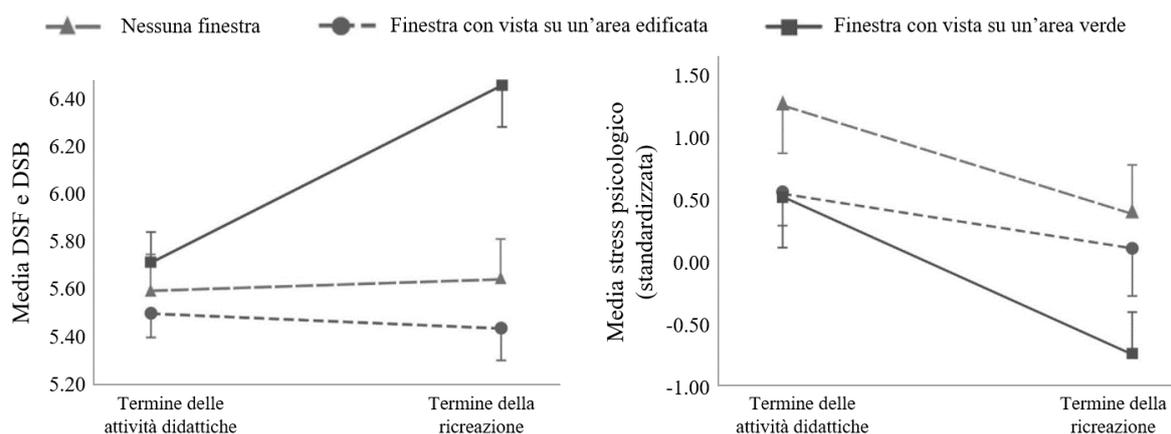


Figura 1.1.3: Effetto della vista su aree verdi sul livello di attenzione (a sinistra) e sul livello di stress psicologico (a destra), al termine delle attività didattiche e al termine della ricreazione. Il livello di attenzione è misurato attraverso i test DSF (Digit Span Forward) e DSB (Digit Span Backward); i valori indicano il numero medio di cifre memorizzate per lo svolgimento dei test. **Fonte:** Li and Sullivan (2016) (adattato e tradotto).

Gli alberi offrono benefici anche in termini economici. Uno studio condotto in Georgia (Stati Uniti d'America) ha stimato un aumento dei prezzi delle abitazioni compreso tra il 3.5 e il 4.5% in presenza di alberi nelle vicinanze (Anderson and Cordell, 1988). Altri studi, invece, hanno osservato un aumento dei prezzi fino al 7% qualora siano presenti alberi in prossimità dell'abitazione (Nesbitt et al., 2017).

Gli alberi in ambienti urbani determinano una notevole riduzione del consumo energetico (Tab. 1.1.1) (McDonald et al., 2020; Wang et al., 2021). Diversi studi evidenziano anche l'importante contributo degli alberi monumentali al sequestro e allo stoccaggio di carbonio dall'atmosfera (Tab. 1.1.2) (Lachat et al., 2013; Lindenmayer and Laurance, 2017; Sist et al., 2014; Turner-Skoff and Cavender, 2019; Wang et al., 2021).

Tabella 1.1.1: Benefici annuali sul risparmio energetico prodotti dagli alberi nel campus dello Shenyang Institute of Technology (SIT), Cina. **Fonte:** elaborazione dati da Wang et al. (2021).

Numero di alberi	Elettricità totale risparmiata (GJ)	Valore elettricità risparmiata (\$)	Gas naturale totale risparmiato (GJ)	Valore gas naturale risparmiato (\$)	Valore totale risparmiato (\$)
5193	398.8	8020	5186.9	52830	60850

Tabella 1.1.2: Stoccaggio e sequestro di CO₂ garantiti dagli alberi del campus dello Shenyang Institute of Technology (SIT), Cina. **Fonte:** elaborazione dati da Wang et al. (2021).

Numero di alberi	Stock CO ₂ totale (kg)	Sequestro CO ₂ (kg)	Rilascio CO ₂ per decomposizione (kg)	Rilascio CO ₂ per manutenzione (kg)	Rilascio evitato dal risparmio energetico (kg)	Sequestro netto CO ₂ (kg)
5193	856226	105296	-19009	-8718	151345	228915

Infine, gli alberi in città, in particolare gli individui monumentali grazie alle ampie chiome (Lindenmayer et al., 2012; Poppenborg and Hölscher, 2009), sono fondamentali per gestire i deflussi idrici a seguito di forti piogge e temporali (Dowtin et al., 2023; Wang et al., 2021) e per supportare la biodiversità (Fig. 1.1.4) tramite la creazione di habitat necessari a molte specie animali e vegetali (Bütler et al., 2013; Lindenmayer and Laurance, 2017; Lonsdale, 2013; Mölder et al., 2020). Gli alberi monumentali rappresentano una fonte di cibo per molte specie animali (Felton et al., 2010) e attraggono numerosi impollinatori, sia vertebrati come i pipistrelli, sia invertebrati come le api, che garantiscono l'impollinazione nelle aree limitrofe (Arthur et al., 2010). Gli alberi monumentali in ambiente urbano, inoltre, assumono un ruolo primario in termini di connettività del paesaggio in quanto facilitano il movimento di animali e specie vegetali (Fischer and Lindenmayer, 2002; Manning et al., 2009) e offrono agli animali un riparo temporaneo da condizioni ambientali sfavorevoli (Lonsdale, 2013).

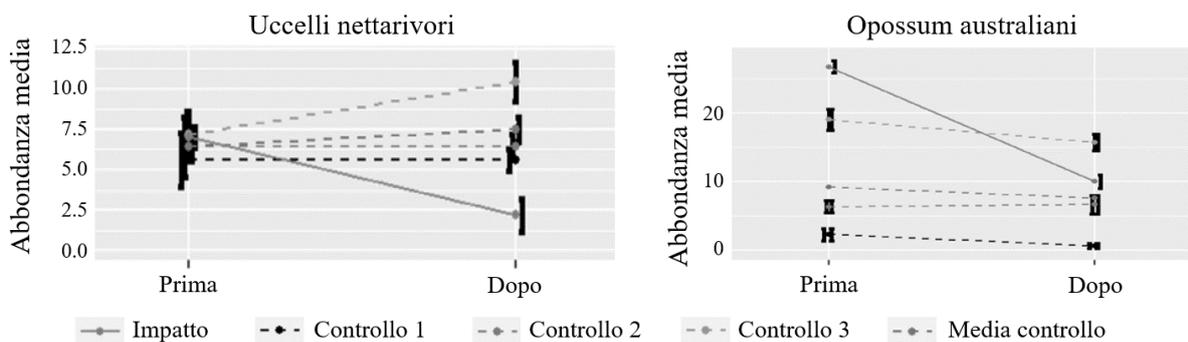


Figura 1.1.4: Impatto della rimozione degli alberi sull'abbondanza di specie ornitiche nettari-vore e su specie di opossum australiani, nelle città di Melbourne e Yarra (Australia). Dopo la rimozione degli alberi, l'abbondanza di queste categorie di animali diminuisce sensibilmente. **Fonte:** Ordóñez et al. (2023) (adattato e tradotto).

Tuttavia, a livello globale si sta assistendo ad una diminuzione degli alberi monumentali (Nolan et al., 2020). Numerosi fattori ne minacciano la sopravvivenza, primi tra tutti l'urbanizzazione, l'intensificazione dell'agricoltura e i cambiamenti d'uso del suolo (Crowther et al., 2015; Forman, 2014). Una minaccia sempre più impattante, inoltre, è rappresentata dalle specie vegetali e animali invasive e dai patogeni emergenti: le piante invasive possono precludere lo sviluppo di futuri alberi monumentali, mentre le specie animali invasive (come alcune specie di insetti parassiti) e le malattie emergenti possono danneggiare o portare a morte questi individui (Lindenmayer and Laurance, 2017). Infine, i cambiamenti climatici rendono più frequenti gli eventi estremi come le tempeste, che causano sempre più spesso lo schianto di alberi monumentali (Nolan et al., 2020; Woolsey et al., 2023).

1.1.2. Gli alberi monumentali nella legislazione italiana

La tutela degli alberi monumentali è un concetto piuttosto recente in Italia. Diverse norme emanate in passato hanno disciplinato la protezione delle bellezze naturali e dei beni paesaggistici, ma nessuna di queste Leggi interessava esplicitamente gli alberi monumentali (Lisa, 2011).

Il termine “albero monumentale” compare, infatti, all’interno della legislazione nazionale solamente nel 2008 grazie al Decreto Legislativo 26 marzo 2008, n. 63, emanato allo scopo di integrare e correggere il Decreto Legislativo 22 gennaio 2004, n. 42, noto come “Codice dei beni culturali e del paesaggio”. Nel Codice originale, infatti, non era ancora presente il riferimento a questa tipologia di alberi (G.U., 2004). Il Decreto del 2008 integra, in particolare, l’articolo 136 – “Immobili e aree di notevole interesse pubblico” del D. Lgs. 42/2004 aggiungendo gli alberi monumentali tra i beni paesaggistici meritevoli di tutela (G.U., 2008). Successivamente, nel 2013, viene emanata la Legge 14 gennaio 2013, n. 10 la quale, all’articolo 7, reca alcune disposizioni per la tutela e la salvaguardia degli alberi monumentali. La Legge n. 10/2013 riporta la definizione di albero monumentale e stabilisce l’entità della sanzione amministrativa in caso di danneggiamento o abbattimento dell’albero sottoposto a protezione (G.U., 2013). Infine, nel 2014, viene emanato il Decreto 23 ottobre 2014 per l’istituzione dell’elenco degli alberi monumentali, definendo i criteri utili all’inserimento di questi nell’elenco (G.U., 2014).

Per essere classificato come monumentale, un albero appartenente ad una specie autoctona o alloctona deve rispettare almeno uno dei sette criteri di monumentalità previsti dal Decreto 23 ottobre 2014 (G.U., 2014):

1. *pregio naturalistico legato all’età e alle dimensioni*: sebbene non sia vincolante, si tratta spesso del primo criterio ad essere considerato per l’attribuzione del carattere di monumentalità. Secondo questo criterio, per essere monumentale un albero deve avere un’età ragguardevole e grandi dimensioni in termini di circonferenza del fusto, altezza dendrometrica ed ampiezza e proiezione della chioma, ma sempre in relazione alle caratteristiche genetiche della specie e alle condizioni ecologiche in cui si trova l’individuo. La normativa evidenzia, però, la necessità di valutare lo stato fitosanitario e la stabilità degli alberi per cui si richiede l’attribuzione del carattere di monumentalità;
2. *pregio naturalistico legato a forma e portamento*: questo criterio viene preso in considerazione quando le condizioni ambientali conferiscono all’albero una forma e un portamento particolari. Si tratta, ad esempio, di alberi caratterizzati da un portamento

ideale per quella specie, reso possibile da condizioni ambientali ottimali, oppure da un portamento atipico determinato da particolari condizioni, come la presenza di un vento dominante. In questo criterio rientrano anche forme e portamenti generati da potature e altri interventi antropici;

3. *valore ecologico*: si tratta di un criterio basato sulla capacità di un albero di fungere da habitat per diverse specie animali, in particolare quelle rare o di importanza comunitaria. Il valore ecologico dell'albero fa riferimento, infatti, alla rarità e al rischio di estinzione delle specie animali che si insediano su quell'albero;
4. *pregio naturalistico legato alla rarità botanica*: il quarto criterio consente di attribuire il carattere di monumentalità sulla base della rarità assoluta o relativa della specie o dell'entità intraspecifica a cui appartiene l'albero. Questa categoria di pregio naturalistico può essere conferita a specie alloctone oppure specie autoctone poco rappresentate numericamente;
5. *pregio naturalistico legato all'architettura vegetale*: il carattere di monumentalità di un albero o gruppo di alberi può essere determinato dall'esistenza di un progetto architettonico unitario e riconoscibile che preveda l'organizzazione di singoli individui o gruppi di piante in architetture vegetali, come nel caso di ville e parchi storici di importanza architettonica, storica e turistica o di architetture minori di interesse rurale. Una delle peculiarità di questo criterio è la sua valutazione, che viene effettuata d'intesa con la Soprintendenza di competenza territoriale del Ministero della cultura (G.U., 2022);
6. *pregio paesaggistico*: è un criterio di monumentalità che riprende alcuni degli altri criteri in quanto il paesaggio stesso è costituito da una componente naturale, una antropologico-culturale e una percettiva. Un albero può possedere un pregio paesaggistico quando rappresenta, ad esempio, un elemento distintivo del paesaggio, un punto di riferimento, un motivo di toponomastica oppure un elemento di continuità storica. Come per il pregio naturalistico legato all'architettura vegetale, anche in questo caso la valutazione del criterio deve essere svolta d'intesa con la Soprintendenza territorialmente competente;
7. *pregio storico-culturale-religioso*: l'ultimo criterio per l'attribuzione del carattere di monumentalità si riferisce all'importanza di un albero dal punto di vista antropologico e culturale, legata al senso di appartenenza di una comunità locale oppure al valore dell'albero come testimonianza di usi e costumi, tradizioni, culture e memorie collettive. Questo pregio viene attribuito, ad esempio, ad alberi per i quali esiste una connessione

alla storia locale, alle tradizioni, alle leggende o alle religioni, che viene tramandata oralmente o tramite iconografie e documenti scritti ed audiovisivi. La valutazione è svolta d'intesa con la Soprintendenza territorialmente competente come per il pregio paesaggistico (G.U., 2014).

Quando uno o più alberi possiedono almeno un requisito di monumentalità, il Comune può procedere con il censimento di quegli alberi utilizzando le apposite schede di identificazione riportate in allegato al Decreto 23 ottobre 2014, in modo da standardizzare le informazioni raccolte per ogni albero sull'intero territorio nazionale. Il Comune deve, quindi, trasmettere l'elenco degli alberi censiti alla Regione di appartenenza, la quale, entro novanta giorni, decide se accogliere la richiesta del Comune e conferire il carattere di monumentalità agli alberi proposti (G.U., 2014). La Regione, infine, aggiorna il proprio elenco degli alberi monumentali e lo trasmette al Ministero dell'agricoltura, della sovranità alimentare e delle foreste (G.U., 2022), che gestisce e aggiorna con cadenza almeno annuale l'elenco degli alberi monumentali d'Italia (G.U., 2014, 2016).

Gli alberi iscritti o in attesa di iscrizione a questo elenco nazionale possono essere soggetti ad abbattimento, potature della chioma o modifiche dell'apparato radicale solamente dietro autorizzazione comunale e previo parere obbligatorio del Ministero dell'agricoltura, della sovranità alimentare e delle foreste (G.U., 2013, 2014, 2016). In caso contrario, è prevista la sanzione amministrativa del pagamento di una somma compresa tra 5.000 e 100.000 euro per chi abbatta o danneggi gli alberi monumentali (G.U., 2013). Inoltre, se questi interventi sono effettuati su esemplari sottoposti a dichiarazione di notevole interesse pubblico senza aver ottenuto l'autorizzazione paesaggistica, si applicano anche le sanzioni previste dalla Parte quarta, Titolo I e II del Codice dei beni culturali e del paesaggio (G.U., 2004, 2008).

Infine, a livello regionale esistono diverse norme a tutela degli alberi monumentali precedenti rispetto alla normativa nazionale. In Veneto, ad esempio, nel 2002 è stata emanata la Legge Regionale 9 agosto 2002, n. 20 allo scopo di tramandare alle future generazioni il patrimonio costituito dai grandi alberi di pregio naturalistico, storico, paesaggistico e culturale (B.U.R., 2002).

1.2. I DENDRO-MICROHABITAT

Un dendro-microhabitat (dall'inglese “tree-related microhabitat” – TreM) è una caratteristica morfologica presente sull'apparato aereo o sulle radici esposte di un albero, che viene utilizzata da specie animali, vegetali e fungine per almeno una parte del loro ciclo vitale per lo sviluppo, l'alimentazione, la riproduzione o come riparo (Fig. 1.2.1) (Larrieu et al., 2018).

Gli alberi che possiedono almeno un dendro-microhabitat vengono definiti “alberi habitat” (Bütler et al., 2020a) e sono di primaria importanza per la biodiversità in quanto rappresentano veri e propri habitat necessari a numerosi organismi (Großmann et al., 2018; Sefidi and Copenheaver, 2020).



Figura 1.2.1: Alcuni esempi di dendro-microhabitat. A sinistra una cavità “a camino”, a destra un ramo cavo che ospita un piccolo nido di uccelli. **Foto:** M. Bedin.

I dendro-microhabitat possono essere distinti in saproxilici ed epixilici (Fig. 1.2.2) (Larrieu et al., 2018): i primi sono causati da agenti biotici o abiotici, come le ferite generate dai fulmini e dall'attività dei picchi, e sono rappresentati da strutture con legno in decomposizione ed albarno e durame esposti (Bütler et al., 2020b; Larrieu et al., 2018). I dendro-microhabitat epixilici, invece, sono rappresentati da elementi esterni per i quali l'albero serve solo come sostegno, ad esempio i nidi di uccelli e le piante rampicanti (Bütler et al., 2020b).



Figura 1.2.2: A sinistra un esempio di dendro-microhabitat saproxilico, rappresentato da cavità di nidificazione di picidi disposte in fila. A destra un esempio di dendro-microhabitat epixilico, rappresentato da un nido di uccelli.
Foto: M. Bedin.

1.2.1. Classificazione dei dendro-microhabitat

Nel corso degli ultimi anni sono state proposte differenti classificazioni di dendro-microhabitat a seconda del tipo di ricerca. Ognuna di queste classificazioni *ad hoc* presenta specifici tipi di dendro-microhabitat e specifiche soglie dimensionali (Martin et al., 2022).

Una delle prime classificazioni è stata proposta da Winter and Möller (2008) con l'obiettivo di descrivere la biodiversità nel nord-est della Germania e valutare l'impatto dei dendro-microhabitat sulle specie saproxiliche minacciate. Questa classificazione contiene 20 tipi di dendro-microhabitat, ad esempio: alberi vivi con corpi fruttiferi fungini, rottura del fusto, chioma sostituiva o secondaria, fessure, cavità, parti prive di corteccia e monconi sradicati.

Un'altra classificazione dei tipi di dendro-microhabitat risale al 2009 ed è stata proposta da Michel and Winter (2009) per studiare i dendro-microhabitat nelle foreste di douglasia (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) negli Stati Uniti nord-occidentali. In questo caso sono stati proposti 19 tipi di dendro-microhabitat, accompagnati sempre da una definizione e dalle relative soglie dimensionali. All'interno di questa classificazione troviamo, ad esempio, la chioma parzialmente danneggiata, le fessure, le cavità scavate da picidi, le tasche nella

corteccia, le colate di resina e i rami epicormici. Coincide solamente in parte con la precedente classificazione.

Due anni dopo, Vuidot et al. (2011) hanno elaborato un'ulteriore classificazione per studiare l'influenza delle caratteristiche dell'albero e della gestione forestale sui dendro-microhabitat in alcune foreste situate in Francia. Questa classificazione prevede 26 tipi di dendro-microhabitat, alcuni dei quali sono stati presi e adattati dalle classificazioni di Winter and Möller (2008) e Michel and Winter (2009). Di questi 26 dendro-microhabitat, 7 descrivono le caratteristiche generali dell'albero e 19 descrivono strutture specifiche dell'albero. Alcuni esempi sono: presenza di rami morti, rottura del fusto, corpi fruttiferi fungini, cavità scavate da picidi, lesioni da fulmini, fuoriuscita di resina o linfa, presenza di briofite o edera.

Un ultimo esempio di classificazione *ad hoc* è quella proposta da Regnery et al. (2013) per uno studio sulle foreste della Francia meridionale. A differenza delle altre, questa classificazione prevede solamente 9 tipi di dendro-microhabitat, come il legno morto sulla chioma, le cavità scavate e quelle non scavate da picidi, le fessure e le cavità scavate dai coleotteri cerambicidi. Tutte queste classificazioni, tuttavia, sono diverse tra di loro e, quindi, limitano molto la possibilità di confrontare dati raccolti e risultati ottenuti in aree diverse con classificazioni differenti.

Nel 2016, quindi, Kraus et al. (2016) hanno sviluppato un catalogo dei dendro-microhabitat per uniformare il rilievo di queste strutture. Il catalogo del 2016 presenta 64 tipi di dendro-microhabitat suddivisi in 20 gruppi.

Questo catalogo è stato poi ulteriormente sviluppato fino ad ottenere una nuova classificazione pubblicata da Larrieu et al. (2018). Questa classificazione, valida per tutte le foreste mediterranee e temperate europee, ha introdotto un metodo per la standardizzazione degli inventari di dendro-microhabitat, al fine di uniformare i rilievi delle future ricerche in questo ambito (Bütler et al., 2020b; Larrieu et al., 2018; Martin et al., 2022). La classificazione di Larrieu et al. (2018) prevede 47 tipi di dendro-microhabitat, raggruppati in 15 gruppi e 7 forme. Alcuni esempi di dendro-microhabitat presenti all'interno della classificazione sono le cavità scavate da picidi, cavità con legno in decomposizione, dendrotelmi, tasche nella corteccia, rami morti, corpi fruttiferi fungini, edera, microsuolo e nidi. Questa catalogazione, tuttavia, fa riferimento solo sugli alberi vivi e sul legno morto in piedi, ma non prende in considerazione i possibili dendro-microhabitat che si possono trovare sul legno morto a terra, aprendo al rischio di sottostimare la biodiversità (Larrieu et al., 2018). Al tempo stesso, però, è stata progettata in modo da poter aggiungere facilmente altri tipi di dendro-microhabitat, senza dover creare nuovi sottotipi di dendro-microhabitat che limiterebbero la replicabilità degli studi (Martin et al.,

2022). Questa caratteristica permette anche di adattare la classificazione per essere impiegata con successo in tipologie differenti di foreste, comprese quelle al di fuori dell'Europa (Asbeck et al., 2020a; Larrieu et al., 2018).

1.2.2. Ruolo ecologico dei dendro-microhabitat

I dendro-microhabitat rivestono un ruolo centrale nel supporto della biodiversità. Queste strutture possono fornire supporto a numerose specie animali, vegetali e fungine, comprese molte specie rare o minacciate (Bütler et al., 2013; Larrieu et al., 2018).

Van der Hoek et al. (2017), ad esempio, hanno osservato che almeno 1878 specie di uccelli, corrispondenti al 18.1% di tutte le specie ornitiche del mondo, nidificano all'interno di cavità presenti sugli alberi; di queste 1878 specie, 116 sono classificate come specie in pericolo o in pericolo critico all'interno della lista rossa "IUCN Red List of Threatened Species". Basile et al. (2020), inoltre, hanno evidenziato la forte correlazione esistente tra l'abbondanza di dendro-microhabitat e l'abbondanza di insetti e di pipistrelli (Fig. 1.2.3); in questo studio, la correlazione con le specie di uccelli è risultata, invece, più debole a causa del più ampio spettro di risorse che hanno a disposizione.

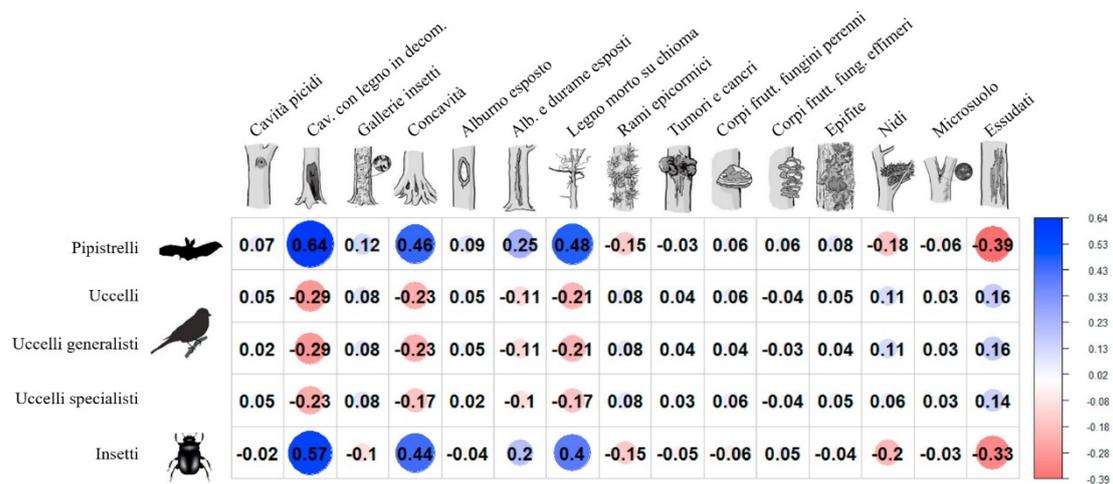


Figura 1.2.3: Correlazione tra abbondanza di dendro-microhabitat e abbondanza di pipistrelli, uccelli e insetti nella Foresta Nera, Germania. I cerchi di colore blu indicano una correlazione positiva, mentre i cerchi rossi indicano una correlazione negativa. **Fonte:** Basile et al. (2020) (tradotto).

Ogni specie predilige uno o più specifici dendro-microhabitat (Tab. 1.2.1). La diversità di dendro-microhabitat è, quindi, fondamentale per garantire un elevato livello di biodiversità e per ottimizzare il funzionamento di un ecosistema (Bütler et al., 2020b).

Tabella 1.2.1: Legame esistente tra biodiversità e gruppi di dendro-microhabitat, indicato dal simbolo “●”, relativamente alle foreste mediterranee e temperate europee. L’asterisco (*) nella categoria degli Imenotteri indica che le specie associate ai dendro-microhabitat sono prevalentemente parassitoidi. **Fonte:** Larrieu et al. (2018) (adattato e tradotto).

	Coleotteri	Ditteri	Rincoti	Imenotteri	Lepidotteri	Collemboli	Acari	Ragni, pseudoscorpioni	Gasteropodi	Uccelli	Roditori	Pipistrelli	Mammiferi carnivori	Anfibi e rettili	Briofite	Funghi	Licheni
Cavità di nidificazione di picidi	●	●		●*	●		●	●		●	●	●	●			●	
Cavità con legno in decomposizione	●	●		●*		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Fori di sfarfallamento e gallerie di insetti	●	●		●*			●	●				●				●	
Concavità	●	●		●*				●		●	●		●	●	●	●	
Alburno esposto	●			●	●				●	●		●				●	
Alburno e durame esposti	●	●						●	●	●		●				●	●
Legno morto nella chioma	●	●		●			●	●		●						●	●
Agglomerati di rametti epicormici								●		●							
Tumori e cancri					●										●	●	
Corpi fruttiferi fungini perenni	●	●	●	●*	●	●	●		●						●	●	
Corpi fruttiferi fungini effimeri e mixomiceti	●	●	●		●	●	●									●	
Crittogame e fanerogame epifite e parassite	●	●		●	●		●	●	●	●	●		●			●	
Nidi	●	●			●		●	●		●	●		●			●	
Microsuolo		●				●	●								●	●	
Essudati freschi	●	●		●												●	

Le cavità scavate da picidi e quelle originate da processi di decomposizione sono importanti per molte specie di vertebrati come gli uccelli, i pipistrelli, i roditori, le lucertole e alcuni anfibi, ma anche per invertebrati come aracnidi, coleotteri e vespe (Basile et al., 2020; Bütler et al., 2013). Le cavità che raccolgono l’acqua di precipitazione, dette dendrotelmi, sono habitat fondamentali per l’alimentazione e l’idratazione di anfibi, uccelli e piccoli mammiferi come scoiattoli e ghiari (Gossner et al., 2020; Kirsch et al., 2021). Altri dendro-microhabitat come le fessure e le parti dell’albero scortecciate, invece, favoriscono i pipistrelli, ma possono ospitare

anche aracnidi, insetti rincoti e alcune specie di uccelli che nidificano all'interno delle fessure. La presenza di piante epifite, rami epicormici e linfa fresca supporta diverse specie di uccelli e di insetti, principalmente coleotteri e lepidotteri. Infine, la categoria di dendro-microhabitat rappresentata dai corpi fruttiferi di funghi saproxilici determina un certo livello di biodiversità grazie alle specie fungine stesse, ma anche grazie a coleotteri, ditteri, lepidotteri e rincoti che sfruttano i corpi fruttiferi per il proprio ciclo vitale (Bütler et al., 2013; Larrieu et al., 2018). Grazie al loro ruolo nel supporto della biodiversità, i dendro-microhabitat sono considerati utili indicatori della biodiversità forestale (Larrieu et al., 2019; Martin et al., 2022; Paillet et al., 2018). I dendro-microhabitat rappresentano un indicatore indiretto di biodiversità (Asbeck et al., 2021) e la loro presenza è correlata significativamente con l'abbondanza e la ricchezza di specie, sebbene la magnitudo di tale correlazione non sia molto elevata (Paillet et al., 2018). Il vantaggio dei dendro-microhabitat come indicatori di biodiversità è che il loro rilievo è più semplice e meno costoso rispetto all'osservazione e alla quantificazione delle singole specie presenti in una determinata area (Asbeck et al., 2021). Possono essere impiegati in sostituzione o in modo complementare rispetto ad altri indicatori per valutare la biodiversità forestale e per quantificare in modo oggettivo il valore ecologico degli alberi habitat (Asbeck et al., 2021; Basile et al., 2020). Tuttavia, il concetto di dendro-microhabitat e il campo di utilizzo come indicatore sono piuttosto recenti, perciò sono necessarie ulteriori ricerche per approfondire il loro ruolo nella biodiversità (Martin et al., 2022).

1.2.3. Campo di applicazione ed esperienze europee

A livello europeo, le ricerche condotte nell'ambito dei dendro-microhabitat fanno riferimento principalmente ad ecosistemi forestali. Gli studi condotti in ambiente urbano sono pochi e spesso fanno riferimento a Paesi extra-europei, come Canada (Großmann et al., 2020) e Stati Uniti d'America (Hohl et al., 2023), ma evidenziano l'importanza degli alberi monumentali in aree urbane e rurali nella gestione dei dendro-microhabitat (Körkjäs et al., 2021). Uno studio condotto nella città di Karlsruhe, in Germania, ha osservato maggiore ricchezza e abbondanza di dendro-microhabitat su specie native in ambiente urbano e ha trovato una correlazione negativa tra questi valori e il numero di interventi di potatura (Fig. 1.2.4) (Laux et al., 2022).

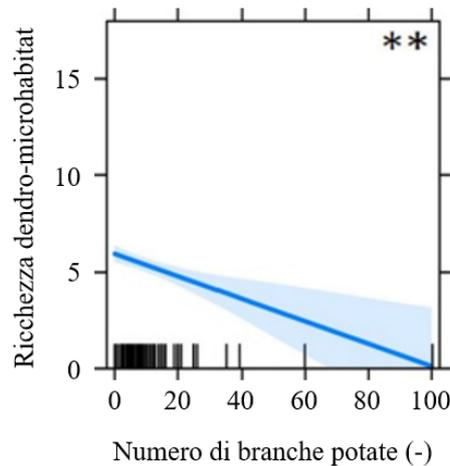


Figura 1.2.4: Correlazione tra il numero di branche patate e la ricchezza di dendro-microhabitat. **Fonte:** Laux et al. (2022) (tradotto).

Diversi studi in Europa hanno indagato quali siano i principali fattori che determinano l'abbondanza e la ricchezza di dendro-microhabitat (Asbeck et al., 2019; Bütler et al., 2013; Großmann et al., 2018; Larrieu et al., 2014, 2022; Larrieu and Cabanettes, 2012; Levrel et al., 2009; Paillet et al., 2017, 2019).

Uno dei fattori determinanti più importanti è rappresentato dalla dimensione dell'albero, in particolar modo il diametro a petto d'uomo (DBH). Molti studi hanno, infatti, ottenuto una forte correlazione positiva tra diametro dell'albero e abbondanza e ricchezza di dendro-microhabitat (Fig. 1.2.5) (Asbeck et al., 2019, 2020b, 2023; Courbaud et al., 2022; Großmann et al., 2018; Regnery et al., 2013; Santopuoli et al., 2022), sebbene non valga per tutti i tipi di dendro-microhabitat (Courbaud et al., 2022; Santopuoli et al., 2022). In generale, comunque, l'abbondanza e la ricchezza di dendro-microhabitat sono maggiori negli alberi monumentali, in quanto sono solitamente questi gli alberi che possiedono valori più alti di diametro del fusto (Lindenmayer, 2016; Mölder et al., 2020; Regnery et al., 2013).

Alcune ricerche hanno evidenziato anche una correlazione tra il tipo di specie arborea e l'abbondanza e la ricchezza di dendro-microhabitat (Fig. 1.2.6) (Asbeck et al., 2019, 2020b; Larrieu and Cabanettes, 2012). In particolare, le foreste pure di conifere sono caratterizzate da una maggiore abbondanza di dendro-microhabitat, mentre le foreste miste con latifoglie e conifere favoriscono la ricchezza di dendro-microhabitat (Asbeck et al., 2019).

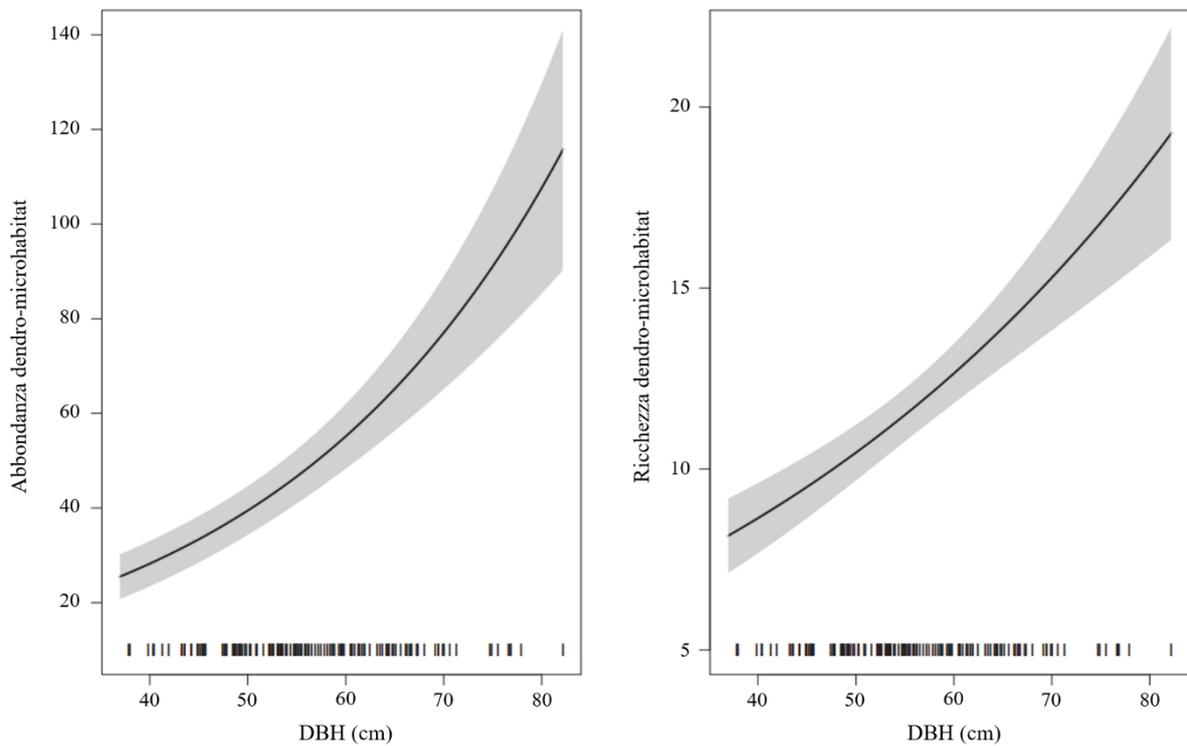


Figura 1.2.5: Correlazione tra diametro del fusto (DBH) e abbondanza di dendro-microhabitat (a sinistra) e tra DBH e ricchezza di dendro-microhabitat (a destra). Lo studio è stato condotto all'interno di foreste temperate montane sulla Foresta Nera, Germania. **Fonte:** Asbeck et al. (2019) (tradotto).

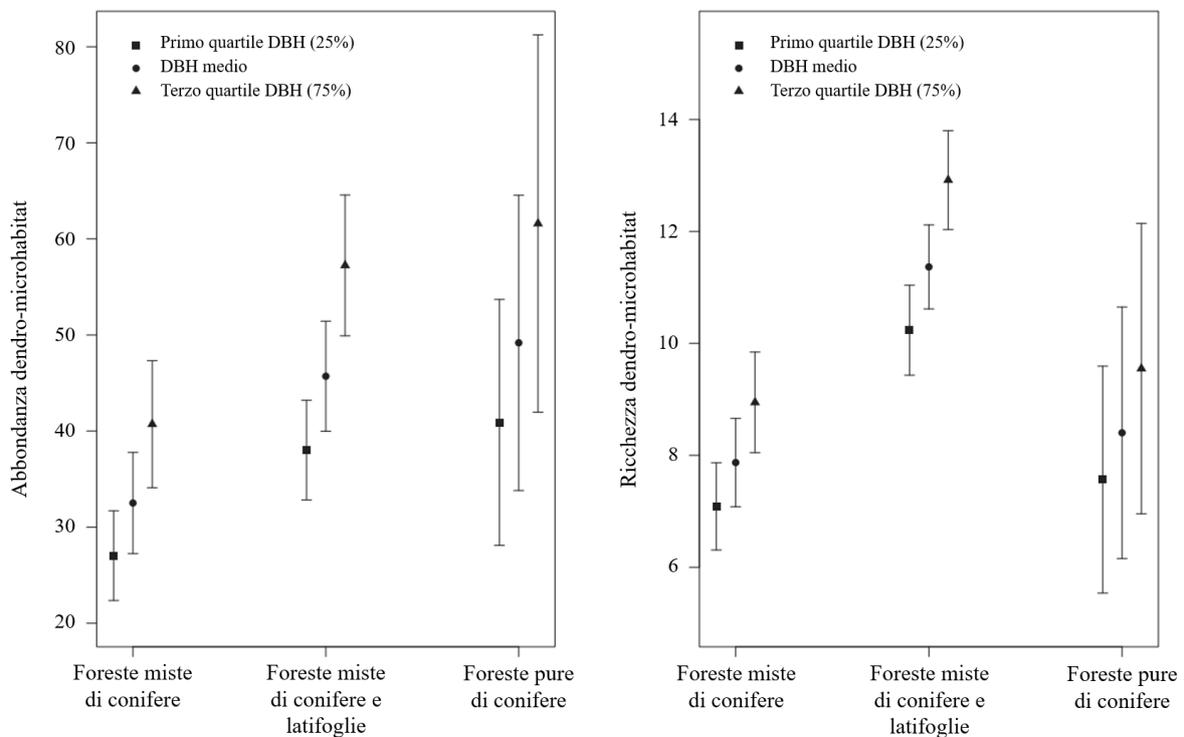


Figura 1.2.6: Confronto dell'abbondanza (a sinistra) e della ricchezza (a destra) di dendro-microhabitat tra diverse composizioni forestali. Lo studio è stato condotto all'interno di foreste temperate montane sulla Foresta Nera, Germania. **Fonte:** Asbeck et al. (2019) (tradotto).

Un altro importante fattore determinante è rappresentato dallo stato vitale dell'albero (Großmann et al., 2018; Larrieu and Cabanettes, 2012; Paillet et al., 2019). Generalmente, infatti, a parità di dimensioni gli alberi morti in piedi presentano un maggior numero di dendro-microhabitat rispetto ad alberi vivi (Larrieu and Cabanettes, 2012; Paillet et al., 2017). Infine, diversi studi indicano la gestione forestale come un ulteriore fattore che influenza la ricchezza e l'abbondanza di dendro-microhabitat (Asbeck et al., 2019; Larrieu et al., 2014; Paillet et al., 2017).

1.3. OBIETTIVI DELLA TESI

Questa tesi rientra nel progetto “MONIVERSITY – MONUmental and urban trees for biodiVERSITY: improving our knowledge on their origin and microhabitats” dell’Università degli Studi di Padova, che mira a studiare il valore degli alberi, in questo caso monumentali, in termini di biodiversità mediante l’identificazione dei dendro-microhabitat.

L’obiettivo generale della tesi è, quindi, quello di approfondire la conoscenza degli alberi monumentali del Veneto e il loro contributo alla biodiversità in ambiente urbano. In particolare, la tesi ha l’obiettivo specifico di analizzare l’abbondanza e la ricchezza di dendro-microhabitat presenti in ambiente urbano e di trovare una correlazione tra le caratteristiche dell’albero monumentale e la ricchezza e l’abbondanza dei dendro-microhabitat.

2. MATERIALI E METODI

2.1. AREA DI STUDIO

Lo studio è stato condotto nelle aree urbane del Veneto all'interno di cui sono presenti alberi monumentali. La regione del Veneto (Fig. 2.1.1) si trova nel nord-est dell'Italia e confina a est con la regione Friuli-Venezia Giulia, a sud con l'Emilia-Romagna, a sud-ovest con la Lombardia, a nord-ovest con il Trentino-Alto Adige e a nord con l'Austria.

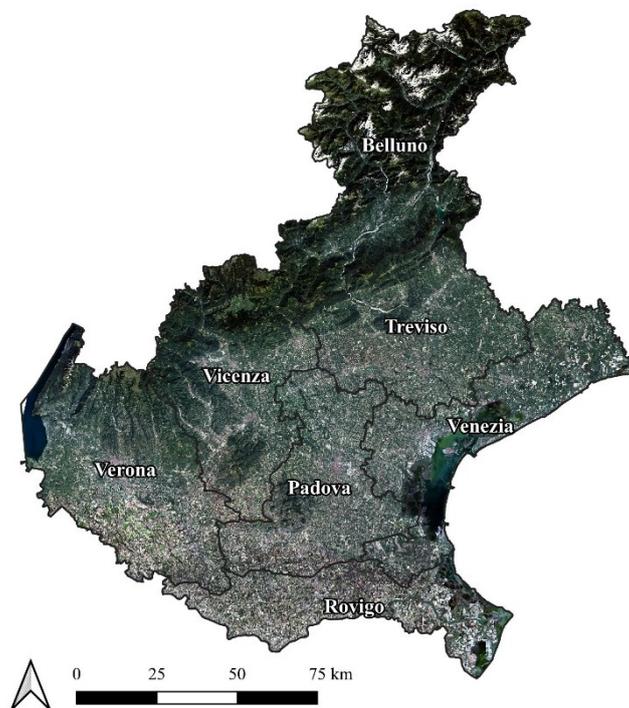


Figura 2.1.1: Mappa dell'area di studio rappresentata dalla regione del Veneto. L'ortofoto è stata ottenuta da satellite Landsat 9 (USGS, 2023).

Il Veneto è attraversato da numerosi fiumi e canali (Fig. 2.1.2), ma i principali sono il Po, l'Adige, il Brenta, il Tagliamento e il Livenza. Il lago principale è rappresentato dal Lago di Garda, situato a ovest della regione, mentre a est il Veneto si affaccia sul Mar Adriatico.

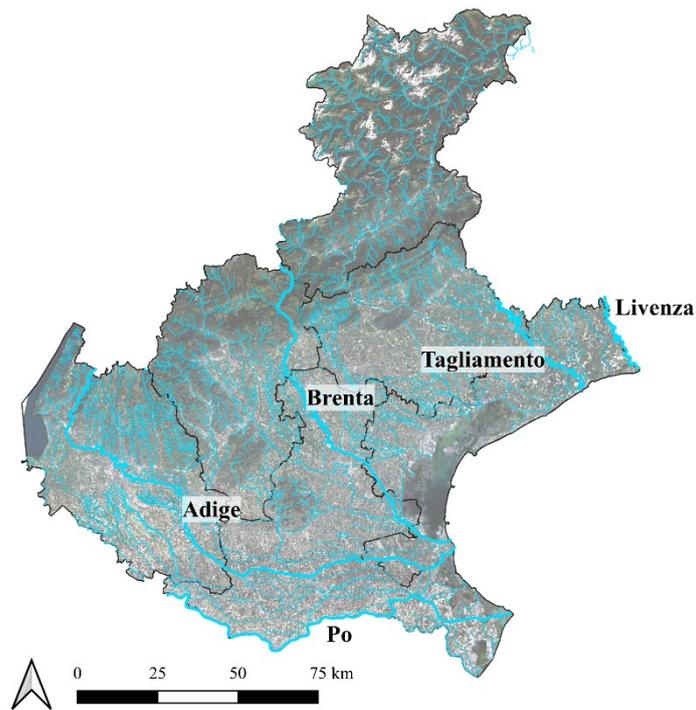


Figura 2.1.2: Rete idrografica del Veneto (Regione Veneto, 2023).

Dal punto di vista climatico, il Veneto si trova in una zona di transizione tra l'areale centro-europeo, influenzato dalle correnti occidentali e dall'Oceano Atlantico, e l'areale sud-europeo, influenzato invece dagli anticicloni subtropicali e dal Mar Mediterraneo (Barbi et al., 2013).

Le precipitazioni sono concentrate in primavera e autunno. La precipitazione media annuale (Fig. 2.1.3) ammonta a 1128 mm sull'intero territorio del Veneto. Sebbene si alternino anni molto piovosi e anni poco piovosi, il trend di precipitazione degli ultimi 20 anni rimane pressoché costante (ARPAV, 2023a). Le temperature, invece, sono in continuo aumento e crescono mediamente di circa 0.6°C ogni 10 anni (Fig. 2.1.4): la temperatura media annuale riferita al decennio dal 2013 al 2022, infatti, è poco sopra ai 12°C, contro una media appena al di sotto degli 11,5°C per il decennio dal 2003 al 2012 (ARPAV, 2023b).

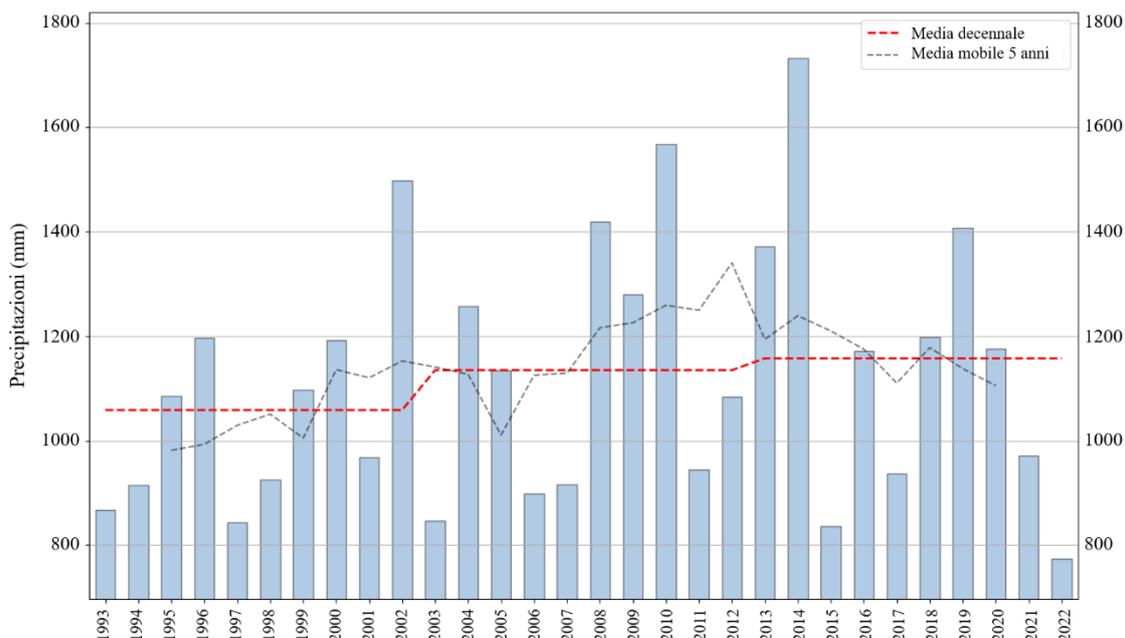


Figura 2.1.3: Precipitazioni cumulate annuali in Veneto per il periodo compreso tra il 1993 e il 2022. **Fonte:** ARPAV (2023a).

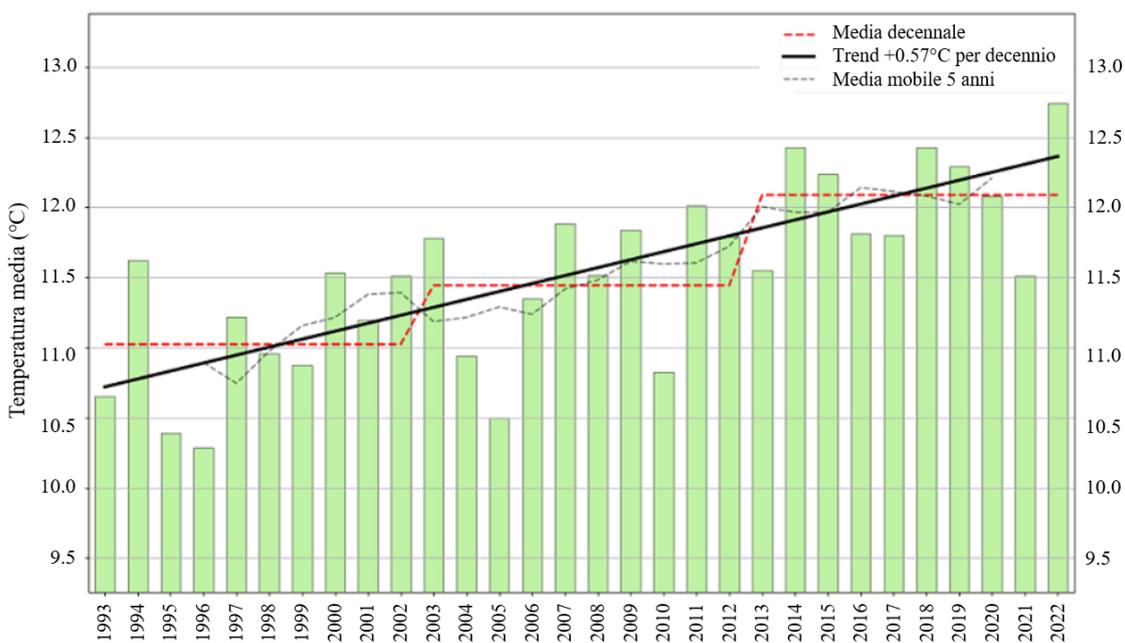


Figura 2.1.4: Temperature medie annuali in Veneto, riferite al periodo compreso tra il 1993 e il 2022. **Fonte:** ARPAV (2023b).

Dallo studio della copertura del suolo secondo il Corine Land Cover aggiornato all'anno 2020 (Fig. 2.1.5) (Regione Veneto, 2023), emerge che il 14.5% della superficie del Veneto è costituita da superfici artificiali, il 48.9% da superfici agricole e il 30.4% da foreste e ambienti semi-naturali. Il rimanente 6.2% è, infine, costituito dalle zone umide e dai corpi idrici.

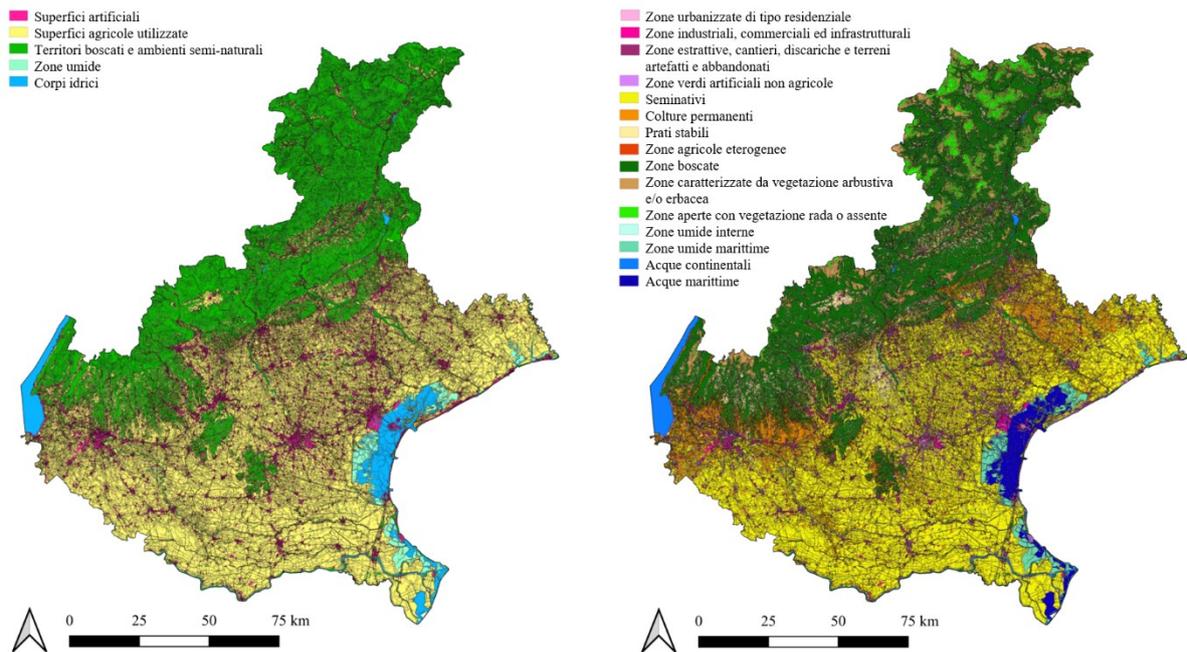


Figura 2.1.5: Carta della copertura del suolo della Regione Veneto, secondo i dati disponibili per il Veneto del Corine Land Cover aggiornato all'anno 2020 (Regione Veneto, 2023). A sinistra è riportata la classificazione al primo livello di dettaglio, mentre a destra è riportata quella al secondo livello.

2.2. RACCOLTA DATI

2.2.1. Elenco degli alberi monumentali d'Italia

È stato utilizzato l'elenco nazionale degli alberi monumentali aggiornato al 26/07/2022 (MASAF, 2023), che contiene la lista di tutti gli alberi iscritti (o rimossi recentemente) ai sensi della Legge n. 10/2013. Per ogni entità monumentale sono riportate numerose informazioni:

- Stato dell'entità monumentale: indica se l'albero è iscritto all'elenco o se è stato rimosso per varie cause (es. morte naturale o abbattimento);
- Codice ID: è un codice univoco di 11 cifre e lettere che indentifica ogni albero;
- Tipologia: indica se l'entità è rappresentata da un albero singolo, da un filare singolo o doppio, da un gruppo mono- o plurispecifico, da un viale alberato mono- o plurispecifico;
- Regione, Provincia, Comune e località;
- Latitudine, longitudine e altitudine;
- Nome scientifico e comune della specie arborea;
- Contesto: indica se l'entità monumentale si trova in area urbana o extraurbana;
- Criteri di monumentalità: età, circonferenza del fusto, altezza, ampiezza della chioma, forma o portamento, valore ecologico, rarità botanica, architettura vegetale, valore paesaggistico, valore storico;
- Altezza dendrometrica e circonferenza a 1.30 m di altezza (valori medi e massimi nel caso di filari, gruppi e viali alberati);
- Decreto di inserimento nell'elenco ed eventuale decreto di modifica.

2.2.2. Gli alberi monumentali in Veneto – Classificazione in urbano o non urbano

Lo studio è focalizzato sugli alberi monumentali in ambiente urbano. Le entità monumentali a livello nazionale sono state classificate in “urbano” o “non urbano” sulla base della copertura del suolo del Corine Land Cover del 2018, disponibile per tutto il territorio nazionale (ISPRA, 2023). La classificazione è stata eseguita con il software R (R Core Team, 2022). Utilizzando

le coordinate geografiche riportate nell'elenco degli alberi monumentali d'Italia, attorno ad ogni entità monumentale è stato creato un buffer di 500 m; l'albero in questione viene classificato come "urbano" se il buffer rientra per almeno il 50% della superficie all'interno delle aree classificate dal Corine Land Cover come "1. Superfici artificiali". In caso contrario, l'albero viene identificato come "non urbano".

Sulla base di questa classificazione sono state estratte le entità monumentali presenti in Veneto, dove 114 delle 244 entità monumentali presenti nella regione rientrano in contesti urbani (Fig. 2.2.1).

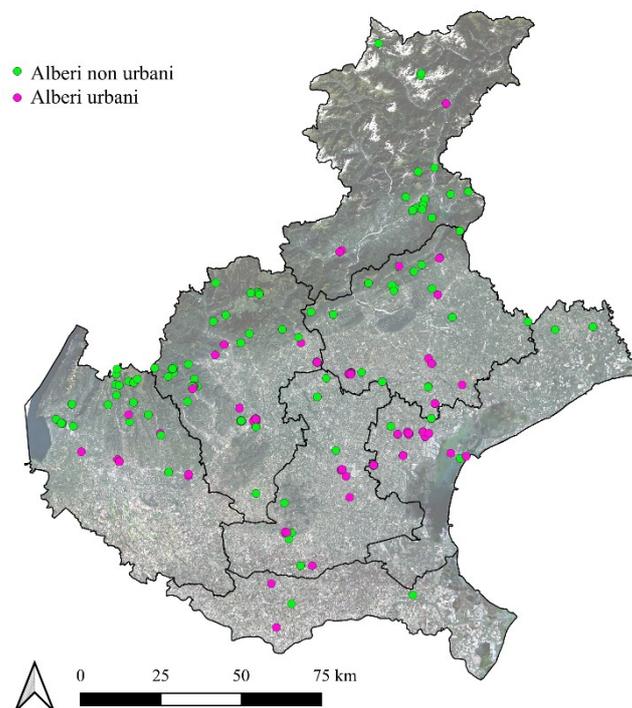


Figura 2.2.1: Gli alberi monumentali del Veneto, distinti per contesto urbano o non urbano.

2.2.3. Rilievi in campo

I rilievi in campo sono iniziati il 27 luglio 2023 e si sono conclusi il 13 novembre 2023. Il rilievo prevedeva:

- a. la misurazione della circonferenza del fusto a 1.30 m di altezza (da cui poi viene derivato il diametro a petto d'uomo – DBH) e dell'altezza totale dell'albero (da una distanza di 20 m), utilizzando rispettivamente una cordella metrica e un ipsometro Suunto PM-5;

- b. l'individuazione delle coordinate geografiche qualora quelle inserite nell'elenco degli alberi monumentali d'Italia non fossero corrette, utilizzando le foto da satellite disponibili su Google Maps;
- c. l'individuazione di tutti i dendro-microhabitat presenti sull'albero, utilizzando un binocolo e la guida da campo pubblicata da Bütler et al. (2020a);
- d. il rilievo fotografico dei dendro-microhabitat individuati.

I rilievi sono stati condotti su 93 entità monumentali in ambiente urbano. Le rimanenti 21 entità non sono state studiate per i seguenti motivi:

- un albero monumentale era in attesa di abbattimento a causa di una malattia;
- un albero si è schiantato a causa di una forte tempesta nel periodo estivo;
- per 19 entità non è stata fornita l'autorizzazione ad effettuare i rilievi, in quanto localizzati in aree private.

Poiché un'entità monumentale può essere rappresentata anche da un gruppo, un filare o un viale di alberi, in totale sono stati studiati 223 individui.

Durante la raccolta dati sono emerse alcune difficoltà legate all'individuazione precisa di alcune entità monumentali. In questi pochi casi, oltre a mancare il cartello identificativo, le coordinate inserite nel database nazionale non erano precise ed erano, inoltre, presenti altri individui della stessa specie e di simili dimensioni. Per risolvere il problema sono stati presi in considerazione solo gli alberi che presentavano un diametro superiore rispetto a quello indicato nel database. Se, invece, più di un albero della stessa specie presentava dimensioni maggiori di quelle riportate in elenco, veniva preso in considerazione quello di diametro maggiore.

Si segnala, infine, che è stata effettuata una correzione dell'elenco degli alberi monumentali d'Italia in quanto tale database riporta il nome scientifico sbagliato per l'esemplare con codice 004/G224/PD/05: nell'elenco è stato inserito come *Celtis australis* L., ma si tratta, invece, della specie *Celtis occidentalis* L.

2.2.4. Classificazione dei dendro-microhabitat

Il rilievo dei dendro-microhabitat è stato eseguito facendo riferimento alla classificazione dei dendro-microhabitat di Larrieu et al. (2018). Questa classificazione prevede 47 tipi di dendro-microhabitat, raggruppati in 15 gruppi e 7 forme (Tab. 2.2.1, Fig. 2.2.2). In Tabella 2.2.2 sono riportate le definizioni e le soglie dimensionali di ogni tipo di dendro-microhabitat.

Tabella 2.2.1: Elenco dei tipi di dendro-microhabitat, suddivisi per gruppi e forme. Il codice associato ad ogni dendro-microhabitat è un adattamento del codice inizialmente previsto da Kraus et al. (2016). **Fonte:** Larrieu et al. (2018) (adattato e tradotto).

<i>Forma</i>	<i>Gruppo</i>	<i>Tipo</i>	<i>Codice</i>
Cavità in senso lato - CV	Cavità di nidificazione di picidi	Cavità di nidificazione piccola	CV11
		Cavità di nidificazione di medie dimensioni	CV12
		Cavità di nidificazione grande	CV13
		Cavità disposte in fila (“flauto”)	CV14
	Cavità con legno in decomposizione	Cavità alla base del tronco con legno in decomposizione	CV21
		Cavità del tronco con legno in decomposizione	CV22
		Cavità semi-aperte con legno in decomposizione	CV23
		Cavità a camino aperta verso l’alto (a contatto col terreno)	CV24
		Cavità a camino aperta verso l’alto (non a contatto col terreno)	CV25
		Ramo cavo	CV26
	Fori di sfarfallamento e gallerie di insetti	Fori di sfarfallamento e gallerie scavate da insetti	CV31
	Concavità	Dendrotelma	CV41
		Fori di alimentazione di picidi	CV42
		Concavità del tronco rivestita di corteccia	CV43
Concavità nei contrafforti radicali		CV44	
Lesioni dell’albero e legno esposto - IN	Alburno esposto	Scortecciamento	IN11
		Lesioni da fuoco	IN12
		Riparo nella corteccia	IN13
		Tasca nella corteccia	IN14
	Alburno e durame esposti	Fusto spezzato	IN21 – A (artificiale) o B (naturale)
		Branca rotta (durame esposto)	IN22 – A (artificiale) o B (naturale)
Legno morto nella chioma - DE	Legno morto nella chioma	Fessura	IN23
		Lesione da fulmine	IN24
		Fessura all’inserzione di una biforcazione	IN25
		Rami morti	DE11
Escrescenze -GR	Agglomerati di rametti epicormici	Cima secca	DE12
		Moncone di una branca principale spezzata	DE13
	Tumori e cancri	Scopazzi batterici	GR11
Corpi fruttiferi di funghi saproxilici e mixomiceti – EP_A	Corpi fruttiferi fungini perenni	Agglomerato di rametti epicormici	GR12
		Tumore	GR21
		Cancro	GR22
		Polipori perenni	EP11
	Corpi fruttiferi fungini effimeri e mixomiceti	Polipori annuali	EP21
		Agaricales carnosì	EP22
Pirenomicete		EP23	
Mixomicete		EP24	
Strutture epifitiche ed epixiliche – EP_B	Crittogame e fanerogame epifite e parassite	Briofite (muschi ed epatiche)	EP31
		Licheni fogliosi e fruticosi	EP32
		Edera e altre liane (rampicanti legnosi)	EP33
		Felci	EP34
		Vischio	EP35
	Nidi	Nido di vertebrati	NE11
		Nido di invertebrati	NE12
	Microsuolo	Microsuolo nella chioma	OT21
Microsuolo nella corteccia		OT22	
Essudati – OT	Essudati freschi	Fuoriuscita di linfa	OT11
		Colata di resina	OT12

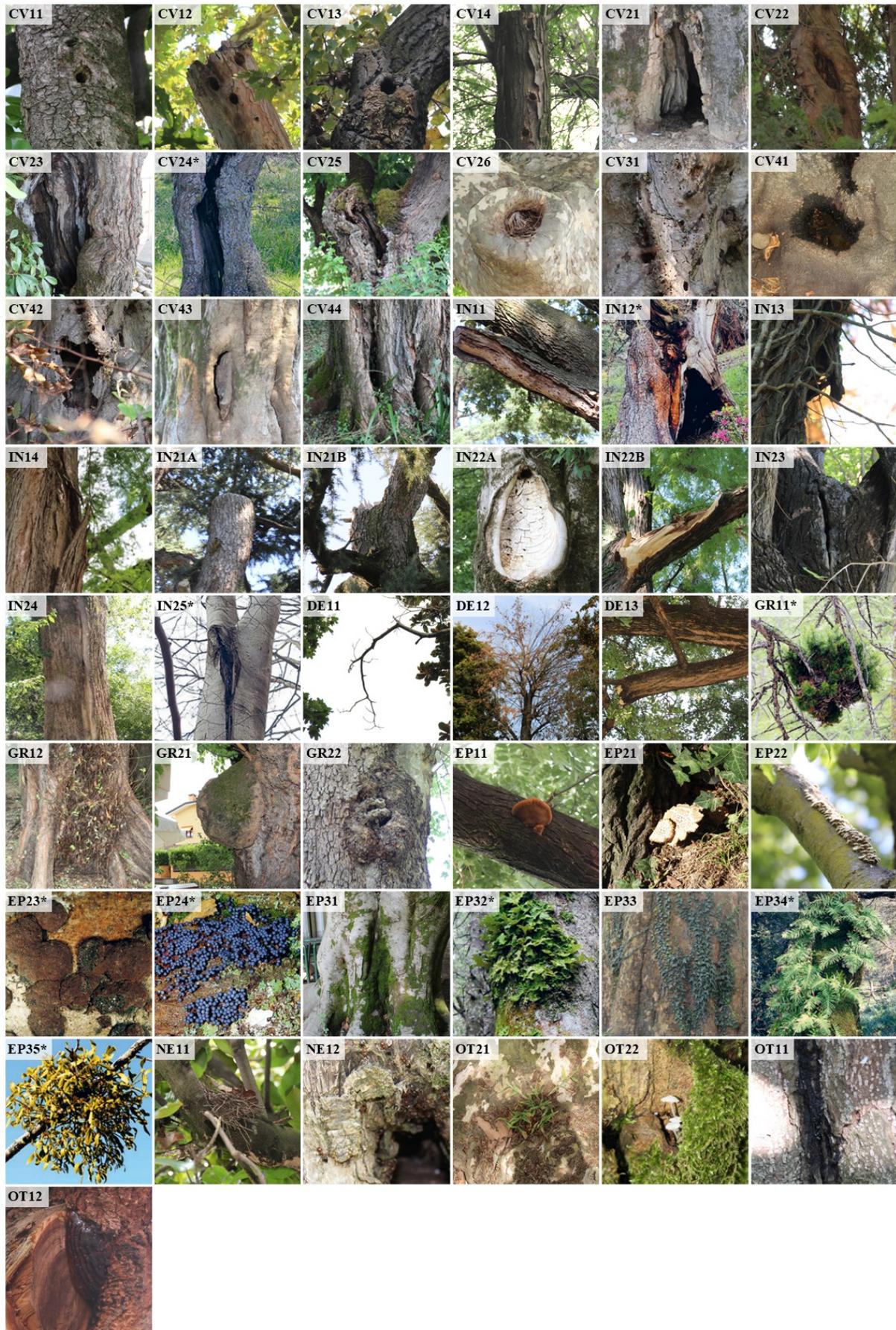


Figura 2.2.2: Tipi di dendro-microhabitat. Foto: M. Bedin, se non indicati con (*). In tal caso foto da Bütler et al. (2020a).

Tabella 2.2.2: Definizioni e soglie dimensionali dei tipi di dendro-microhabitat. **Fonte:** Bütler et al. (2020a); Larrieu et al. (2018) (adattato e tradotto).

<i>Codice</i>	<i>Tipo</i>	<i>Definizione</i>	<i>Soglia dimensionale</i>
CV11	Cavità di nidificazione piccola	Cavità con ingresso di diametro inferiore a 4 cm. Le cavità dei picchi rossi minori si trovano in genere su rami morti.	Ingresso cavità $\varnothing < 4$ cm
CV12	Cavità di nidificazione di medie dimensioni	Cavità con ingresso rotondo di 4-7 cm di diametro. Le cavità di nidificazione dei picidi di medie dimensioni sono in genere scavate nel legno in decomposizione (rami morti, alberi morti in piedi, inserzione di vecchi rami).	Ingresso cavità $\varnothing = 4-7$ cm
CV13	Cavità di nidificazione grande	Cavità con ingresso ovale di diametro maggiore di 10 cm. Le cavità del picchio nero si trovano solitamente nella parte del tronco privo di rami.	Ingresso cavità $\varnothing > 10$ cm
CV14	Cavità disposte in fila (“flauto”)	Almeno 3 cavità di nidificazione di picidi allineate sul tronco con una distanza massima di 2 m fra due cavità contigue.	Ingresso cavità $\varnothing > 3$ cm
CV21	Cavità alla base del tronco con legno in decomposizione	Cavità chiusa alla sommità, quindi isolata dal clima esterno, e con la base a contatto col terreno. Contiene materia organica in decomposizione o rosura (la quantità dipende dallo stadio di sviluppo della cavità). L’ingresso della cavità può trovarsi anche in alto sul tronco.	Apertura $\varnothing > 10$ cm
CV22	Cavità del tronco con legno in decomposizione	Cavità chiusa alla sommità, quindi isolata dal clima esterno. La base non è a contatto col terreno. Contiene materia organica in decomposizione o rosura (la quantità dipende dallo stadio di sviluppo della cavità).	Apertura $\varnothing > 10$ cm
CV23	Cavità semi-aperte con legno in decomposizione	Cavità non completamente protetta dal clima esterno, quindi l’acqua piovana può entrare. La base della cavità non è necessariamente a contatto con il terreno e l’ingresso può trovarsi relativamente in alto sul tronco.	Apertura $\varnothing > 30$ cm
CV24	Cavità a camino aperta verso l’alto (a contatto col terreno)	Cavità aperta alla sommità, spesso a causa della rottura del fusto. La base della cavità è all’altezza del terreno, quindi è a diretto contatto con il suolo.	Apertura $\varnothing > 30$ cm
CV25	Cavità a camino aperta verso l’alto (non a contatto col terreno)	Cavità aperta alla sommità, spesso a causa della rottura del fusto. La base della cavità non raggiunge il terreno e non è a contatto con il suolo.	Apertura $\varnothing > 30$ cm
CV26	Ramo cavo	Cavità con legno in decomposizione che si trova su un grosso ramo spezzato. Spesso diventa un rifugio a forma di tubo più o meno orizzontale.	Apertura $\varnothing > 10$ cm
CV31	Fori di sfarfallamento e gallerie scavate da insetti	Fori di sfarfallamento di insetti xilofagi che indicano una rete di cavità nel legno. La galleria di un insetto è un complesso sistema di tunnel e camere.	Foro $\varnothing > 2$ cm oppure molti fori più piccoli che coprono una superficie > 300 cm ²
CV41	Dendrotelma	Cavità a forma di coppa dove l’acqua piovana può accumularsi e poi gradualmente evaporare. Il fondo può essere in decomposizione o presentare una fessura di scolo, mentre sui bordi e all’ingresso può esserci corteccia integra.	Apertura $\varnothing > 15$ cm
CV42	Fori di alimentazione di picidi	Fori prodotti dall’attività di alimentazione di picidi, caratterizzati da forma conica (apertura più larga della cavità).	Profondità > 10 cm; apertura $\varnothing > 10$ cm
CV43	Concavità del tronco rivestita di corteccia	Cavità naturale nel tronco di un albero con fondo duro e pareti interne rivestite di corteccia.	Profondità > 10 cm; apertura $\varnothing > 10$ cm
CV44	Concavità nei contrafforti radicali	Cavità naturale con fondo duro e corteccia che riveste le parti interne che si formano tra i contrafforti o tra i contrafforti e il terreno. Non c’è presenza di rosura (se è presente, va considerata come “Cavità alla base del tronco con legno in decomposizione”).	Profondità > 10 cm; apertura $\varnothing > 10$ cm; pendenza del “tetto” $< 45^\circ$
IN11	Scortecciamento	Corteccia mancante che espone l’alburno (fenomeno legato ad abbattimento o caduta di alberi, allo slittamento, alla caduta sassi, ai mammiferi ecc.)	Superficie > 300 cm ²
IN12	Lesioni da fuoco	Lesioni da fuoco sulla parte basale del tronco, tipicamente di forma triangolare, che alterano la parte bassa dell’albero. Può essere visibile del legno carbonizzato e, nelle conifere, colature di resina sul legno esposto o sulla corteccia circostante.	Superficie > 600 cm ²
IN13	Riparo nella corteccia	Corteccia staccata dal tronco che crea un riparo lungo il tronco (con apertura verso il basso).	Spazio fra corteccia e alburno > 1 cm; larghezza > 10 cm; lunghezza > 10 cm
IN14	Tasca nella corteccia	Corteccia staccata dal tronco che forma una tasca con apertura verso l’alto e possibile accumulo di rosura/terriccio.	Spazio fra corteccia e alburno > 1 cm; larghezza > 10 cm; lunghezza > 10 cm

IN21	Fusto spezzato	Fusto spezzato che porta ad esposizione del durame, ma l'albero è ancora vivo. A livello della frattura, il legno morto è a contatto con il legno vivo (in cui la linfa scorre ancora).	Fusto Ø > 20 cm nel punto di rottura
IN22	Branca rotta (durame esposto)	Una grossa branca o una diramazione rotta o scosciata, che espone il durame. L'area danneggiata è circondata da legno vivo nel quale la linfa scorre ancora.	Superficie > 300 cm ²
IN23	Fessura	Fessura che attraversa la corteccia e il legno sottostante. Se è causata da un fulmine va considerata come "Lesione da fulmine".	Lunghezza > 30 cm; larghezza > 1 cm; profondità > 10 cm
IN24	Lesione da fulmine	Fessura provocata da un fulmine che ha colpito l'albero: la lesione da fulmine di solito ha una forma a spirale che si estende lungo il tronco e con porzioni di legno scheggiato (con molteplici spaccature).	Lunghezza > 30 cm; larghezza > 1 cm; profondità > 10 cm
IN25	Fessura all'inserzione di una biforcazione	Fessura all'inserzione di una biforcazione. Se una delle branche principali della forcilla è caduta, va considerata come "Branca rotta (durame esposto)".	Lunghezza > 30 cm
DE11	Rami morti	Rami morti localizzati in parti relativamente ombreggiate della chioma.	Ramo Ø > 10 cm oppure ramo Ø > 3 cm con >10% di chioma morta
DE12	Cima secca	Cima completamente secca, con legno morto solitamente esposto al sole.	Ø > 10 cm alla base della parte secca
DE13	Moncone di una branca principale spezzata	Il moncone rimanente, generato da un grosso ramo che si è spezzato, è frantumato ma la lesione non interessa il tronco dell'albero (in caso contrario va considerato come "Branca rotta - durame esposto").	Ø > 20 cm dove è spezzato, lunghezza moncone > 50 cm
GR11	Scopazzi batterici	Denso e caotico agglomerato di ramoscelli su un ramo.	Ø > 50 cm
GR12	Agglomerato di rametti epicormici	Una densa massa di germogli sul tronco che si sviluppa da una gemma dormiente sotto la corteccia.	> 5 germogli
GR21	Tumore	Proliferazione di cellule con corteccia ruvida, senza legno in decomposizione	Ø > 20 cm
GR22	Cancro	Cancro con legno in decomposizione e alborno esposto, causato ad esempio da <i>Malamporella caryophyllacerum</i> o <i>Nectria</i> spp.	Ø > 20 cm o che copre gran parte del tronco
EP11	Polipori perenni	Corpi fruttiferi di funghi a mensola perenni, tessitura legnosa e diversi strati di tubi (se di età superiore a un anno).	Ø > 5 cm
EP21	Polipori annuali	Sporofori di polipori annuali persistenti per diverse settimane. I polipori annuali europei hanno solo uno strato di tubi e generalmente una consistenza elastica e flessibile (senza parti legnose)	Ø > 5 cm o gruppo con > 10 corpi fruttiferi
EP22	Agaricales carnosì	Sporofori grandi, spessi, polposi o carnosì, di funghi lamellari (ordine Agaricales). In genere persistono per diverse settimane.	Ø > 5 cm o gruppo con > 10 corpi fruttiferi
EP23	Pirenomicete	Sporoforo duro, nero, di forma emisferica, che ricorda un pezzo di carbone.	Corpo fruttifero Ø > 3 cm o gruppo che copre > 100 cm ²
EP24	Mixomicete	Massa mucillaginosa ameboide allo stadio di plasmopodio. Quando è fresca, è gelatinosa.	Ø > 5 cm
EP31	Briofite (muschi ed epatiche)	Tronco coperto da muschi ed epatiche (Hepaticophyta).	> 10% del tronco coperto
EP32	Licheni fogliosi e fruticosi	Tronco coperto da licheni fogliosi (lobati) o fruticosi (che formano cespugli).	> 10% del tronco coperto; spessore > 1 cm
EP33	Edera e altre liane (rampicanti legnosi)	Liane come edera, clematide e altre fanerogame rampicanti.	> 10% del tronco coperto
EP34	Felci	Felci che crescono direttamente sul tronco in corrispondenza dell'inserzione di un ramo (come un'epifita).	> 5 fronde
EP35	Vischio	Piante emiparassite ed epifite che generalmente vivono nella chioma, ad esempio <i>Viscum</i> spp., <i>Arceuthobium</i> spp. e <i>Loranthus</i> spp.	Ø > 20 cm per <i>Viscum</i> spp. e <i>Loranthus</i> spp.; > 10 cespi per <i>Arceuthobium</i> spp.
NE11	Nido di vertebrati	Nido di uccello o di roditore.	Ø > 10 cm
NE12	Nido di invertebrati	Nido contenente larve di invertebrati, ad esempio processionaria del pino, formiche saproxiliche e api selvatiche.	Presenza (osservazione diretta o di insetti associati)
OT21	Microsuolo nella chioma	Microsuolo formato dal detrito e dalla lettiera che si accumulano nella chioma, spesso colonizzato da radici secondarie dell'albero. Si trova nelle aree piatte della chioma, nelle biforcazioni o nella giunzione che si forma tra due alberi contigui.	Presenza
OT22	Microsuolo nella corteccia	Microsuolo nella corteccia del tronco formato dai residui di muschi, licheni, alghe epifite e di vecchia corteccia in decomposizione.	Presenza (osservazione diretta o funghi)
OT11	Fuoriuscita di linfa	Flusso di linfa lungo il tronco.	Lunghezza > 10 cm
OT12	Colata di resina	Flusso di resina fresca.	Lunghezza > 10 cm

2.3. ANALISI DEI DATI

Le analisi dei dati raccolti sono state eseguite con il software R (R Core Team, 2022). Per le elaborazioni grafiche sono stati utilizzati i pacchetti R “ggplot2” (Wickham, 2016) e “ggthemes” (Arnold, 2021).

2.3.1. Analisi sugli alberi monumentali del Veneto

Utilizzando l’elenco degli alberi monumentali d’Italia aggiornato a luglio 2022 (MASAF, 2023), sono state condotte diverse analisi per studiare le caratteristiche delle entità monumentali del Veneto.

La prima analisi eseguita consiste nella determinazione della frequenza delle entità monumentali del Veneto distinta per provincia di appartenenza, per contesto territoriale (ovvero se ricade in contesto urbano o non urbano) e per provenienza (specie native ed esotiche). Un’analisi più dettagliata è stata, poi, condotta per determinare, in ogni provincia, la frequenza di alberi monumentali urbani e non urbani e la frequenza di entità appartenenti a specie native e specie esotiche.

Successivamente, sono state eseguite l’analisi della frequenza dei criteri di monumentalità adottati per l’inserimento degli alberi nell’elenco nazionale e l’analisi della copertura del suolo su cui ricadono le entità monumentali. L’analisi di frequenza della copertura, in particolare, è stata eseguita utilizzando i dati di copertura del suolo del Corine Land Cover per il Veneto aggiornati all’anno 2020 (Regione Veneto, 2023), senza l’applicazione di un buffer come per la classificazione “urbano/non urbano”. È stata, poi, analizzata la composizione specifica degli alberi monumentali allo scopo di identificare i generi e le specie più frequenti in Veneto, distinguendo anche tra zone urbane e non urbane.

Infine, è stata condotta l’analisi dei parametri dimensionali rilevati in ambiente urbano. Sono state calcolate la media, la mediana e la deviazione standard del diametro del fusto e dell’altezza dell’albero, sia a livello di singolo individuo rilevato (ovvero relativamente a tutti i record), sia a livello di entità (albero singolo, filare, gruppo, viale alberato); in quest’ultimo caso è stato utilizzato il diametro misurato per gli alberi singoli e la media dei diametri misurati per filari, gruppi e viali alberati. Sono stati poi calcolati la frequenza delle classi diametriche e il coefficiente di correlazione r di Pearson tra diametro e altezza, a livello sia di singolo individuo

che di entità. La significatività di tale correlazione è stata ottenuta mediante il calcolo del p-value.

Durante la raccolta dei dati sono stati individuati diversi alberi monumentali con più fusti. Per lo svolgimento delle analisi relative al diametro, è stata utilizzata la formula proposta da Magarik et al. (2020) per il calcolo del diametro di piante fino a 6 fusti:

$$DBH_{MS} = \sqrt{\sum_{i=1}^6 DBH_i^2}$$

dove DBH_{MS} è il diametro a 1.30 m di altezza dell'albero con più fusti e DBH_i è il diametro a 1.30 m di altezza del fusto i -esimo.

2.3.2. Analisi sui dendro-microhabitat in ambiente urbano

Le analisi sui dendro-microhabitat presenti sugli alberi monumentali sono state condotte a partire dal dataset ottenuto dalla fase di raccolta dati (capitolo 2.2.3).

Sono stati, innanzitutto, calcolati i valori di media e deviazione standard della ricchezza e dell'abbondanza di dendro-microhabitat, sia a livello generale, sia distinguendo tra base, fusto e chioma dell'albero e distinguendo tra le 7 forme di dendro-microhabitat previste dalla classificazione di Larrieu et al. (2018). È stata analizzata la variabilità di ricchezza e abbondanza dei dendro-microhabitat attraverso il calcolo del primo e terzo quartile e della mediana. La variabilità di questi dati è stata, poi, confrontata tra base, fusto e chioma, tra forme diverse di dendro-microhabitat, tra generi diversi e distinguendo anche per provenienza della specie (nativa, esotica) e categoria sistematica (angiosperme, gimnosperme). Infine, è stato calcolato il coefficiente di correlazione r di Pearson tra diametro del fusto e ricchezza di dendro-microhabitat e tra diametro e abbondanza di dendro-microhabitat, sia a livello generale che distinguendo tra base, fusto e chioma e tra forme diverse di dendro-microhabitat. La significatività di tali correlazioni è stata ottenuta mediante il calcolo del p-value. Per le analisi legate al diametro di alberi monumentali con più fusti è stata applicata la formula di Magarik et al. (2020) descritta in precedenza.

Le analisi sull'abbondanza sono state condotte solamente per i tipi di dendro-microhabitat con un valore di abbondanza in termini assoluti. Sono stati quindi esclusi da queste analisi i dendro-

microhabitat con codice EP31, EP32, EP33 ed EP34, caratterizzati da un'abbondanza in termini percentuali, e i dendro-microhabitat OT21 e OT22 per i quali è stata rilevata solamente la presenza o l'assenza sull'albero.

3. RISULTATI

3.1. GLI ALBERI MONUMENTALI DEL VENETO

Gli alberi monumentali non sono ripartiti equamente tra le province del Veneto (Fig. 3.1.1): questi, infatti, si trovano in maggior numero nella provincia di Vicenza (84 entità) e Treviso (47 entità). Rovigo, invece, è la provincia con il minor numero di alberi monumentali (4 entità).

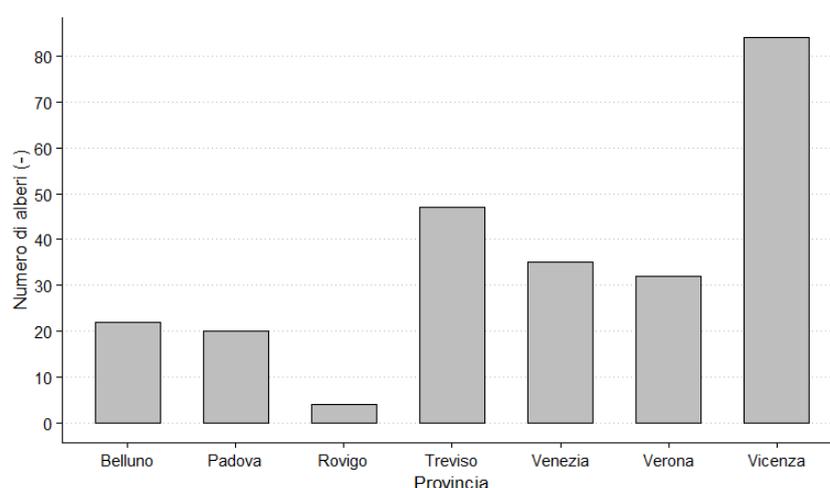


Figura 3.1.1: Numero di entità monumentali nelle province del Veneto.

Delle 244 entità monumentali presenti in Veneto, 114 si trovano in contesto urbano e 130 in contesto non urbano. Non sono, però, ripartiti omogeneamente tra le diverse province (Fig. 3.1.2). Le differenze maggiori si osservano nelle province di Belluno (3 entità urbane e 19 non urbane), Padova (13 urbane e 7 non urbane), Venezia (31 urbane e 4 non urbane), Verona (8 urbane e 24 non urbane) e Vicenza (31 urbane e 53 non urbane). Nelle province di Rovigo e Treviso, invece, gli alberi monumentali in contesto urbano e non urbano sono ripartiti più omogeneamente.

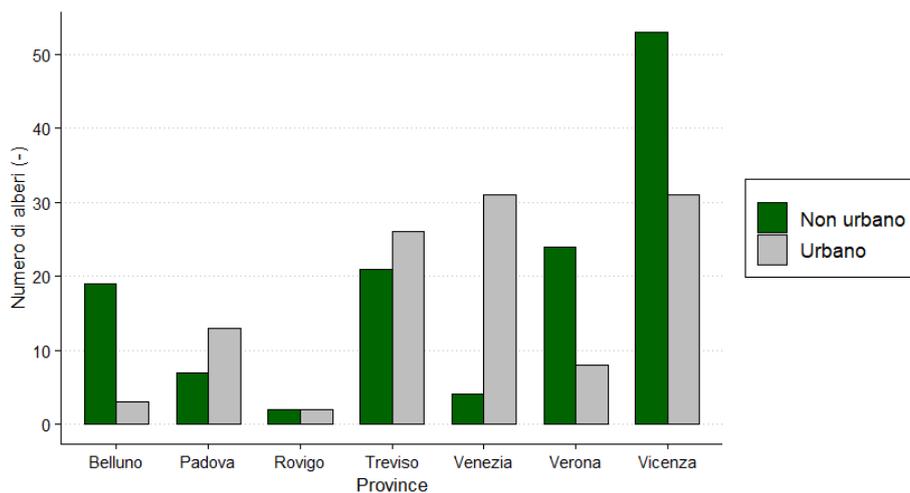


Figura 3.1.2: Numero di entità monumentali distinte per contesto territoriale nelle province del Veneto.

3.1.1. Criteri di monumentalità

Dalle analisi condotte è emerso che i criteri di monumentalità più frequenti in Veneto sono i criteri legati all'età, alla circonferenza e al valore paesaggistico (Fig. 3.1.3). Questi criteri sono stati attribuiti rispettivamente 205, 192 e 132 volte.

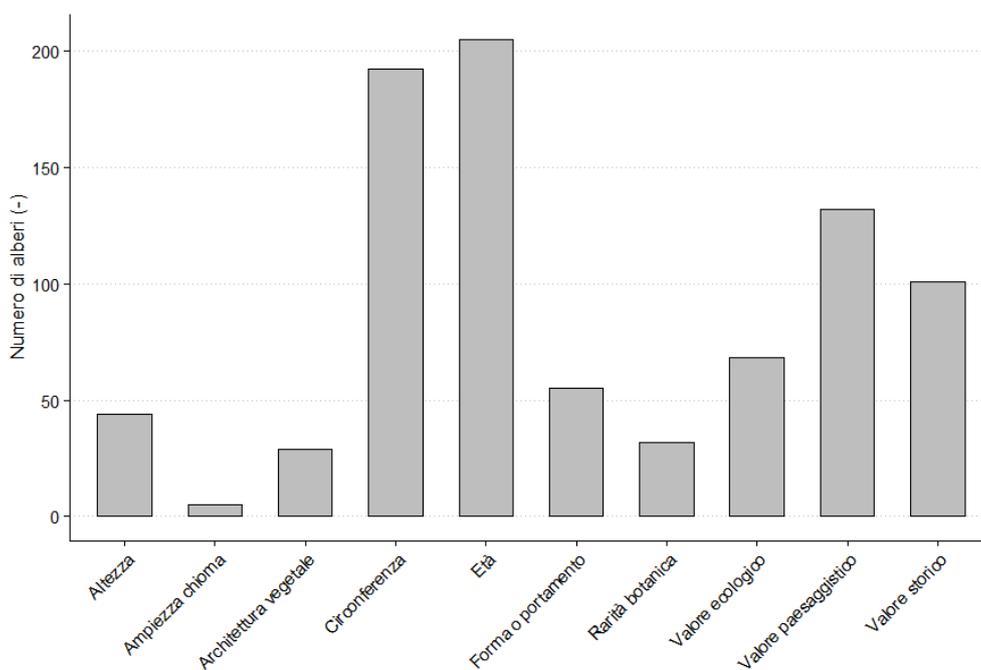


Figura 3.1.3: Frequenza dei criteri di monumentalità in Veneto.

Anche a livello delle singole province tra i criteri più frequenti si trovano quelli legati ad età, circonferenza e valore paesaggistico, nonostante non siano sempre i più frequenti (Fig. 3.1.4).

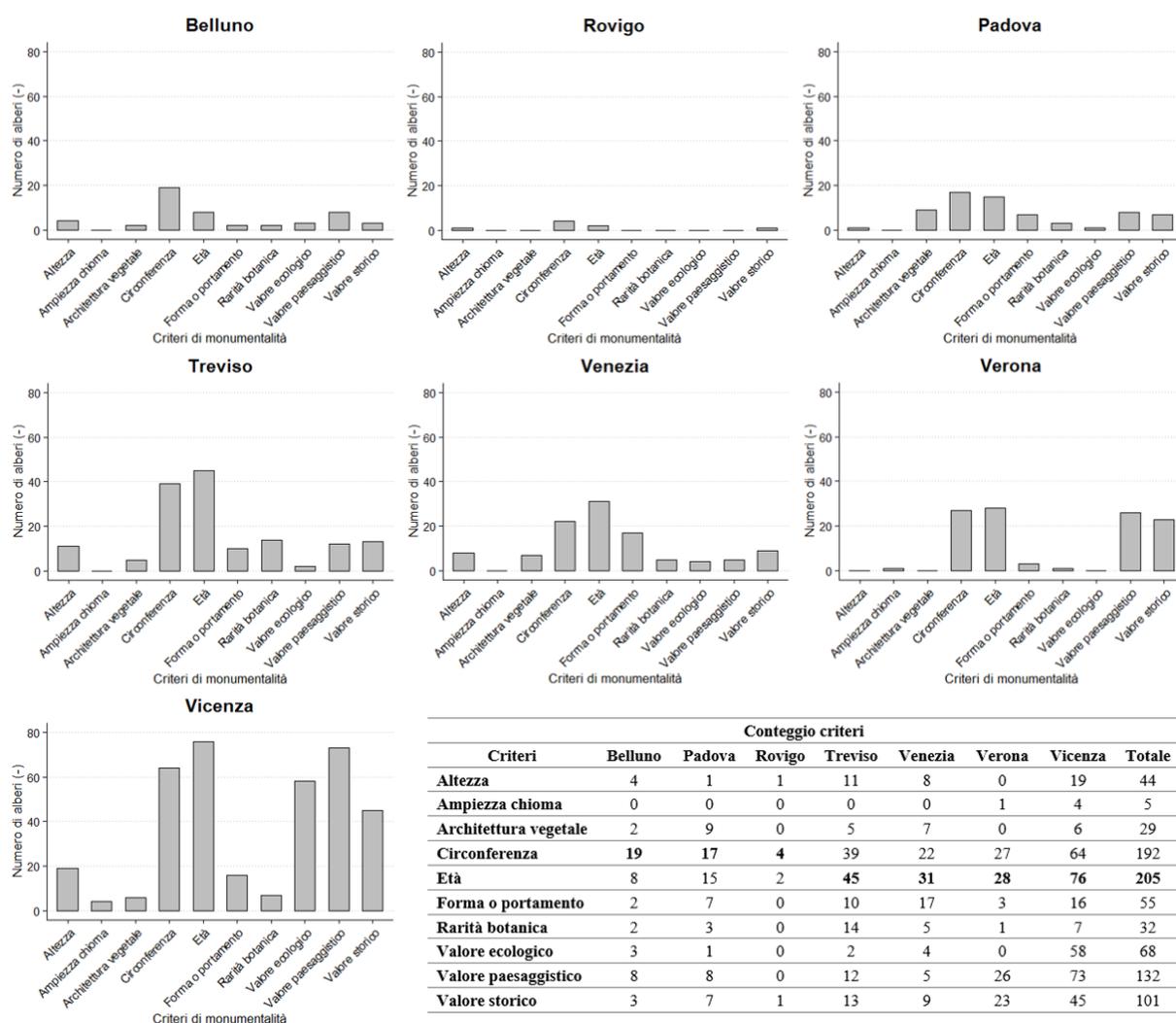


Figura 3.1.4: Frequenza dei criteri di monumentalità nelle province del Veneto.

3.1.2. Copertura del suolo

Utilizzando le coordinate geografiche inserite nell'elenco degli alberi monumentali, la categoria di uso del suolo che presenta il maggior numero di entità monumentali è la classe "1. Superfici artificiali", seguita dalle classi "3. Territori boscati e ambienti semi-naturali" e "2. Superfici agricole utilizzate" (Fig. 3.1.5): in queste classi sono presenti, infatti, rispettivamente 157, 61 e 26 alberi.

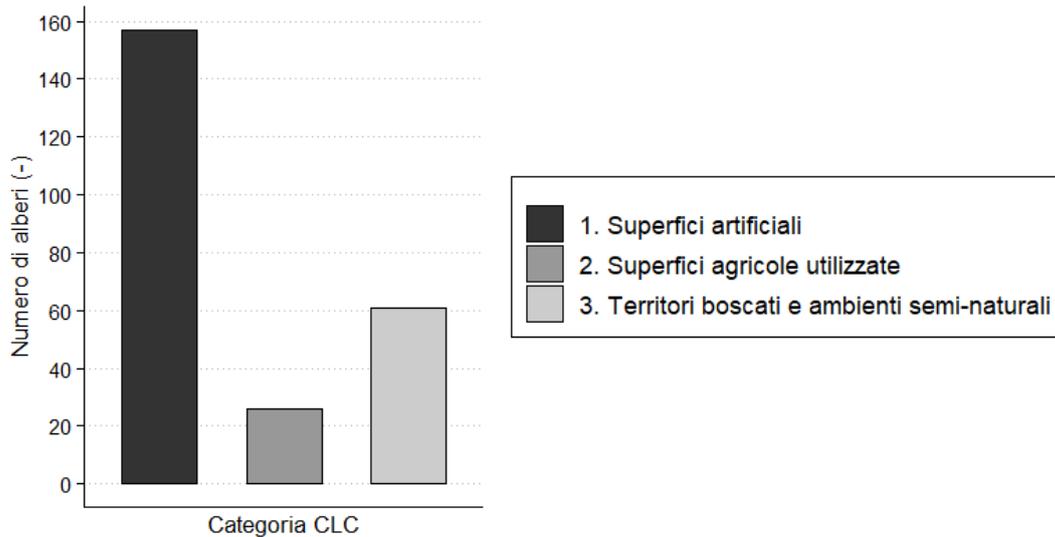


Figura 3.1.5: Numero di alberi monumentali per ogni categoria di copertura del suolo (primo livello di dettaglio) secondo la classificazione del Corine Land Cover (CLC).

Analizzando più nel dettaglio la copertura del suolo, emerge che 110 entità monumentali si trovano in zone residenziali (“1.1. Zone urbanizzate di tipo residenziale”), seguite per numero dalle zone boscate (“3.1. Zone boscate”) con 45 entità e dalle aree verdi (“1.4. Zone verdi artificiali non agricole”) con 30 entità (Fig. 3.1.6).

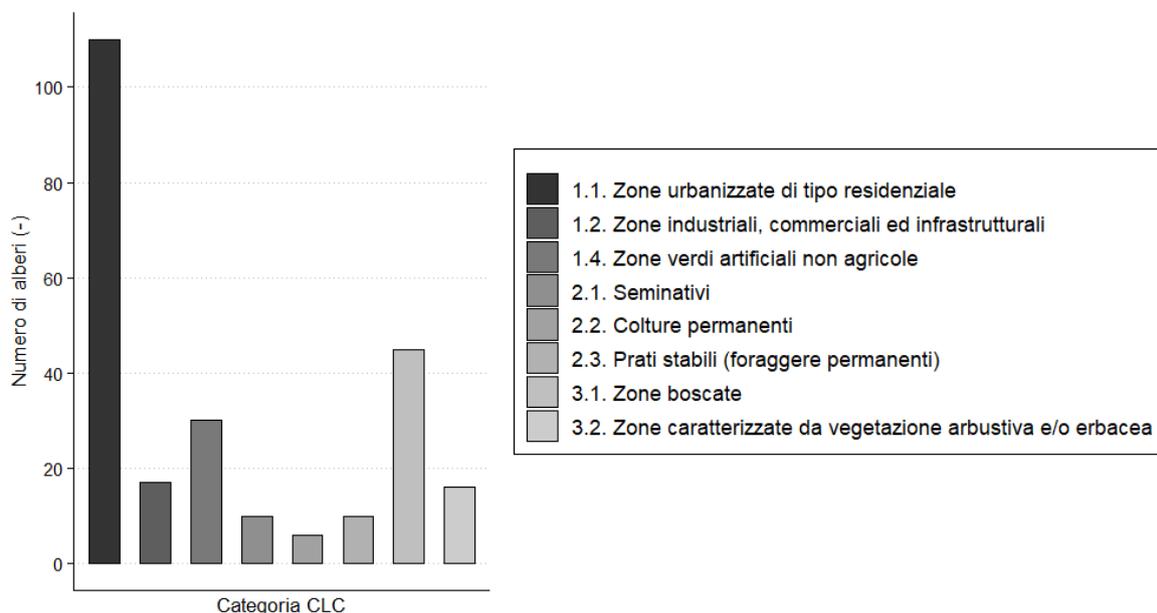


Figura 3.1.6: Numero di alberi monumentali per ogni categoria di copertura del suolo (secondo livello di dettaglio) secondo la classificazione del Corine Land Cover (CLC).

3.1.3. Composizione specifica

Dall'analisi della composizione specifica è emerso che, delle 244 entità monumentali presenti in Veneto, 110 entità appartengono a specie native e 134 appartengono a specie esotiche.

In Figura 3.1.7 viene mostrata la distinzione degli alberi monumentali per provenienza nelle varie province del Veneto. La ripartizione di specie native ed esotiche risulta omogenea e mostra differenze più marcate solamente nelle province di Belluno (17 entità native e 5 esotiche), Padova (7 native e 13 esotiche) e Treviso (15 native e 32 esotiche).

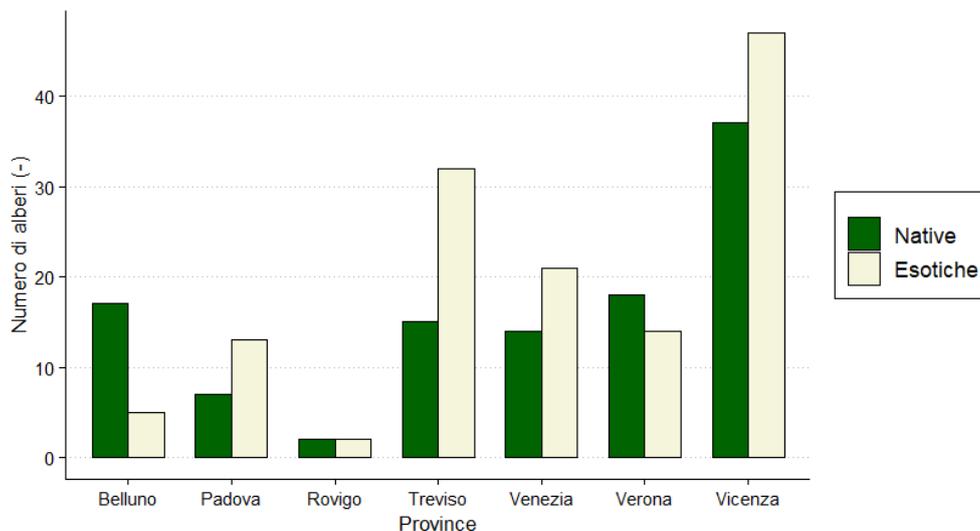


Figura 3.1.7: Numero di entità monumentali distinte per provenienza nelle province del Veneto.

Gli alberi monumentali del Veneto appartengono a 40 generi e 55 specie differenti. I generi più abbondanti (Fig. 3.1.8) sono *Cedrus* spp. (34 entità), *Fagus* spp. (31 entità) e *Platanus* spp. (30 entità).

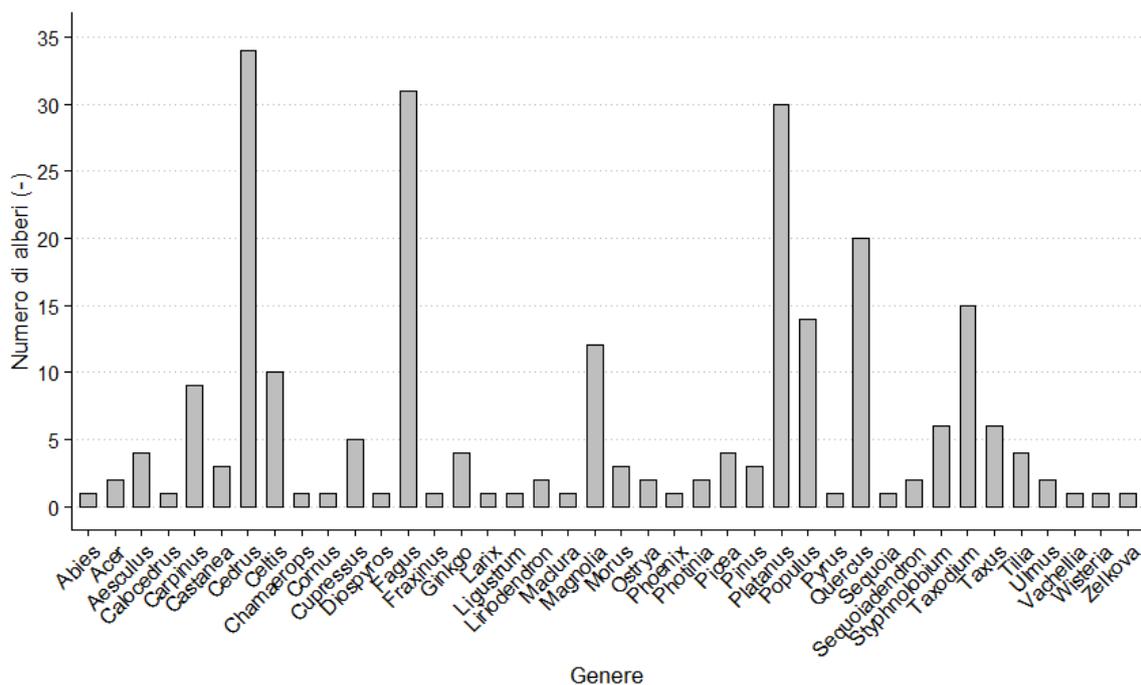


Figura 3.1.8: Composizione in termini di genere degli alberi monumentali del Veneto.

Le specie più abbondanti (Fig. 3.1.9), invece, sono *Fagus sylvatica* (31 entità), *Cedrus deodara* (25 entità) e *Platanus hispanica* (23 entità).

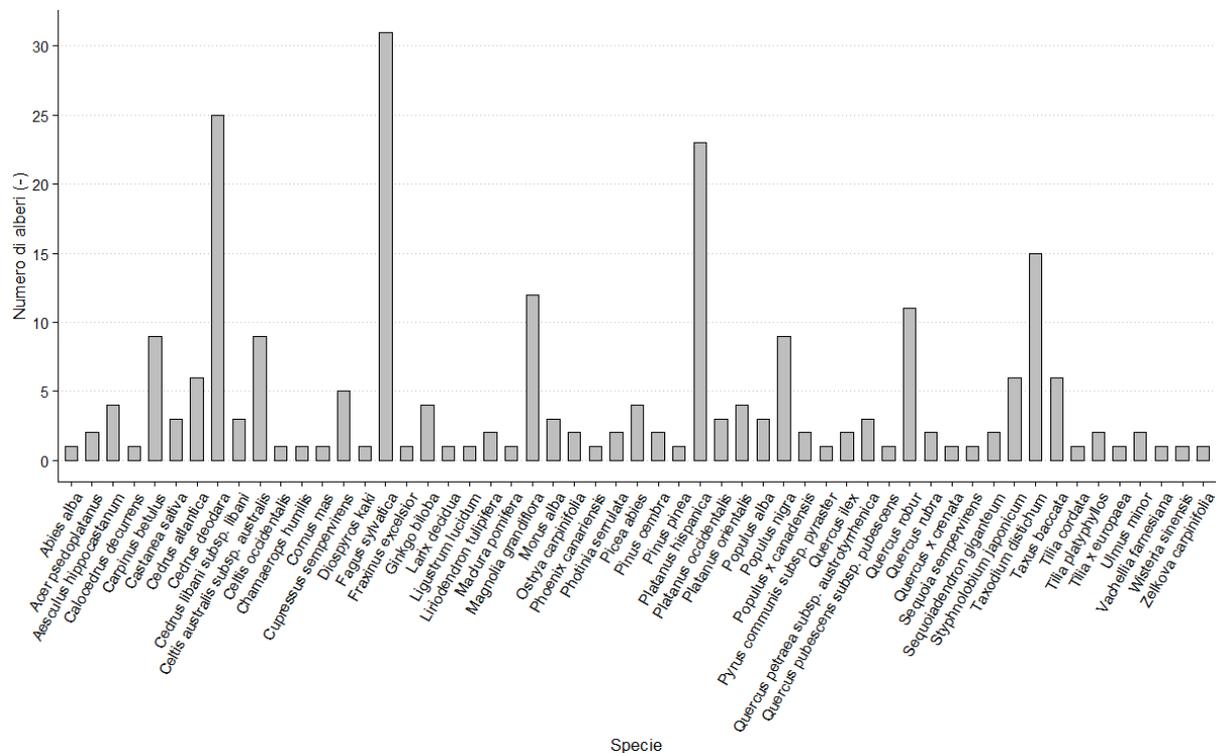


Figura 3.1.9: Composizione in termini di specie degli alberi monumentali del Veneto.

La composizione di genere e di specie varia notevolmente tra contesto urbano e contesto non urbano. In ambienti urbani, infatti, i generi prevalenti (Fig. 3.1.10) sono *Cedrus* spp. (22 entità), *Platanus* spp. (21 entità) e *Magnolia* spp. (10 entità). In ambienti non urbani, invece, prevalgono i generi *Fagus* spp. (29 entità), *Quercus* spp. (16 entità) e *Cedrus* spp. (12 entità).

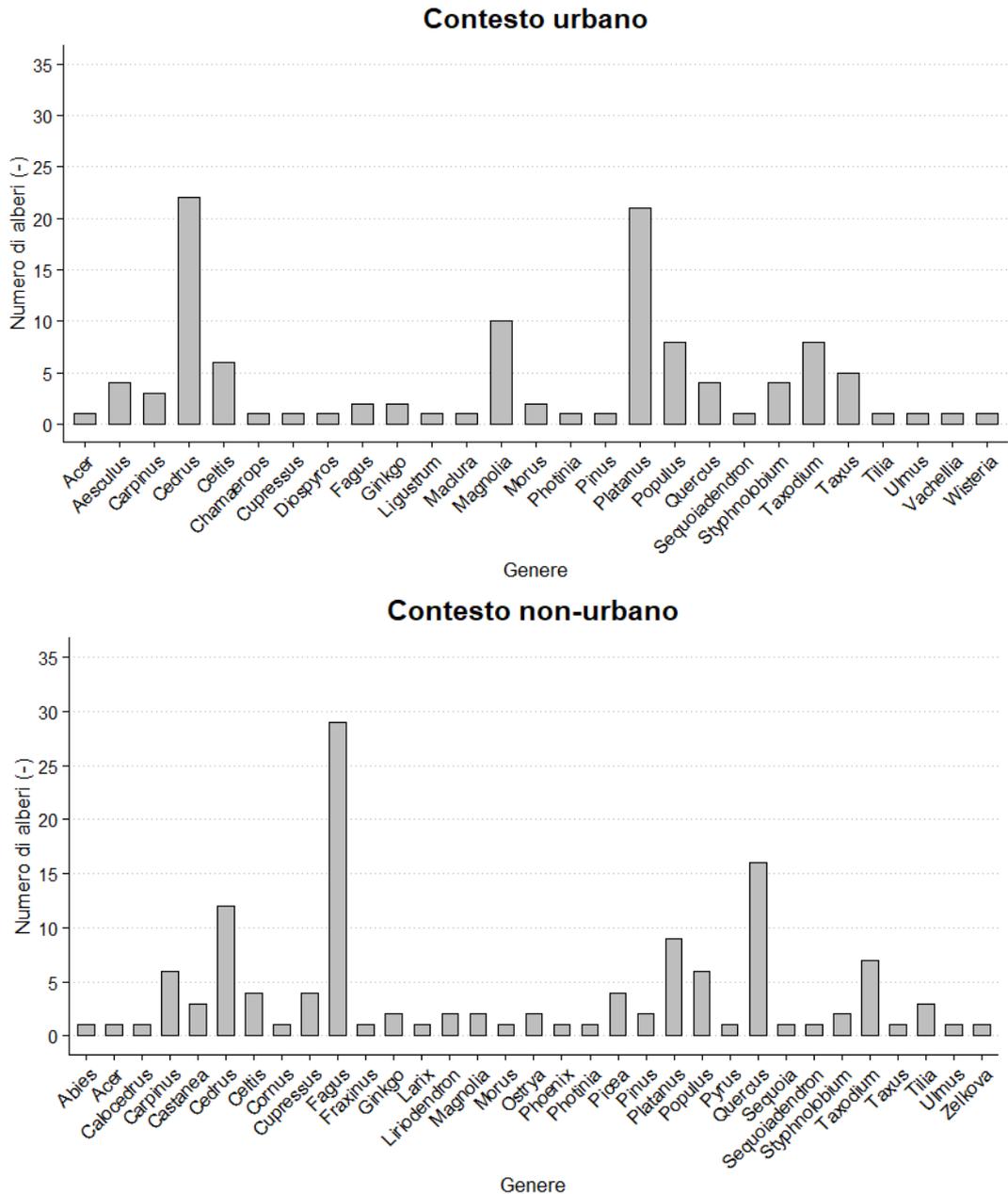


Figura 3.1.10: Composizione in termini di genere degli alberi monumentali in ambiente urbano (sopra) e non urbano (sotto).

Le specie più abbondanti in contesto urbano (Fig. 3.1.11) sono *Platanus hispanica* (18 entità), *Cedrus deodara* (17 entità) e *Magnolia grandiflora* (10 entità). In contesto non urbano, infine,

prevalgono le specie *Fagus sylvatica* (29 entità), *Quercus robur* (9 entità) e *Cedrus deodara* (8 entità).

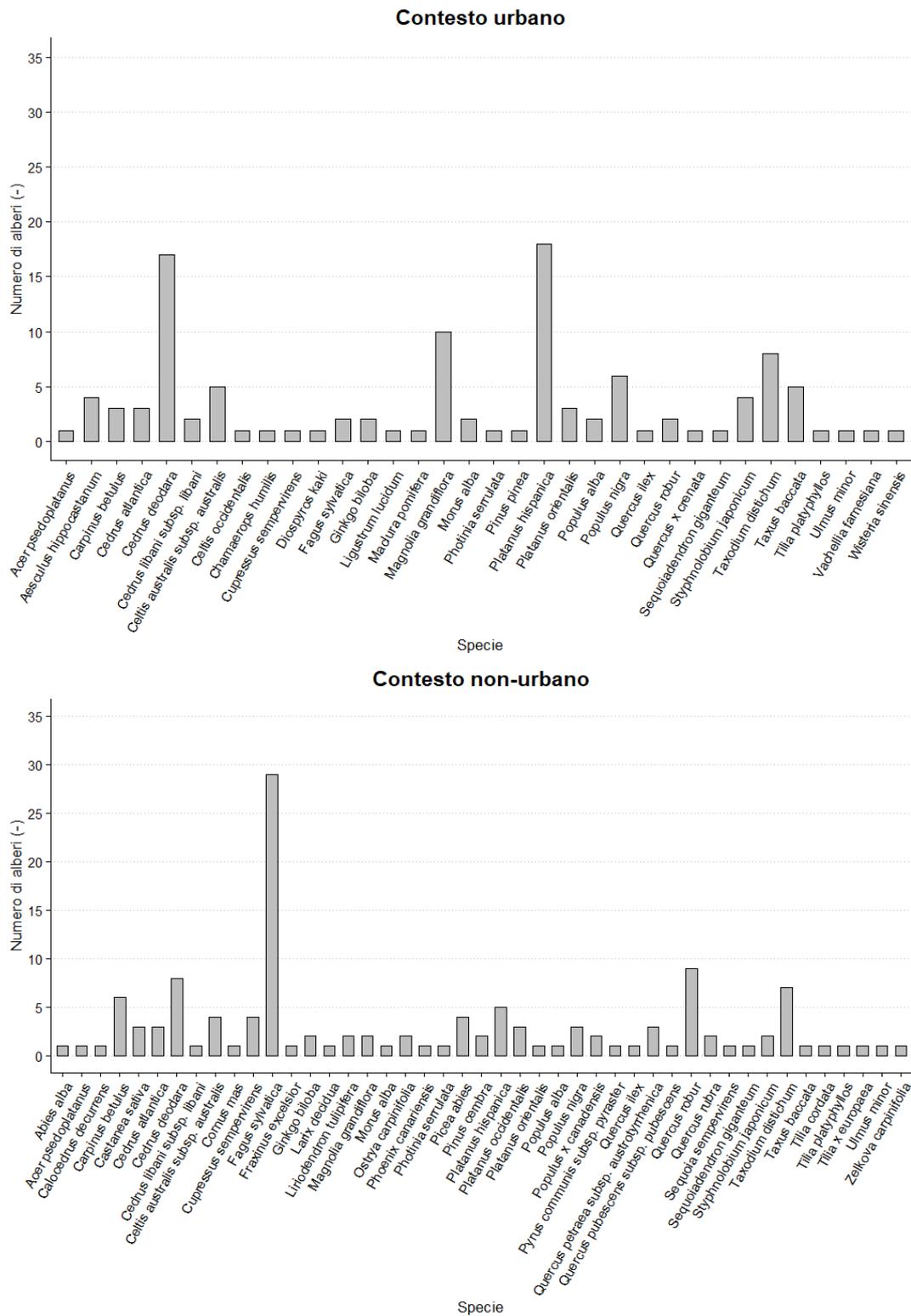


Figura 3.1.11: Composizione in termini di specie degli alberi monumentali in ambiente urbano (sopra) e non urbano (sotto).

La composizione, sia di genere (Fig. 3.1.12) che di specie (Fig. 3.1.13), varia molto anche tra le diverse province del Veneto. Le province con la maggior diversità in termini di genere sono Vicenza con 23 generi, Treviso con 18 generi e Belluno con 17 generi differenti. In queste tre province, la composizione è molto differente: a Vicenza i generi più abbondanti sono *Cedrus* spp. (15 entità) e *Fagus* spp. (14 entità), seguiti da *Platanus* spp. e *Taxodium* spp., entrambi rappresentati da 8 entità; a Treviso il genere più abbondante è *Cedrus* spp. con 8 entità, mentre gli altri generi hanno abbondanze molto simili tra di loro; a Belluno, infine, l'abbondanza dei vari generi è quasi identica e nessun genere emerge per abbondanza.

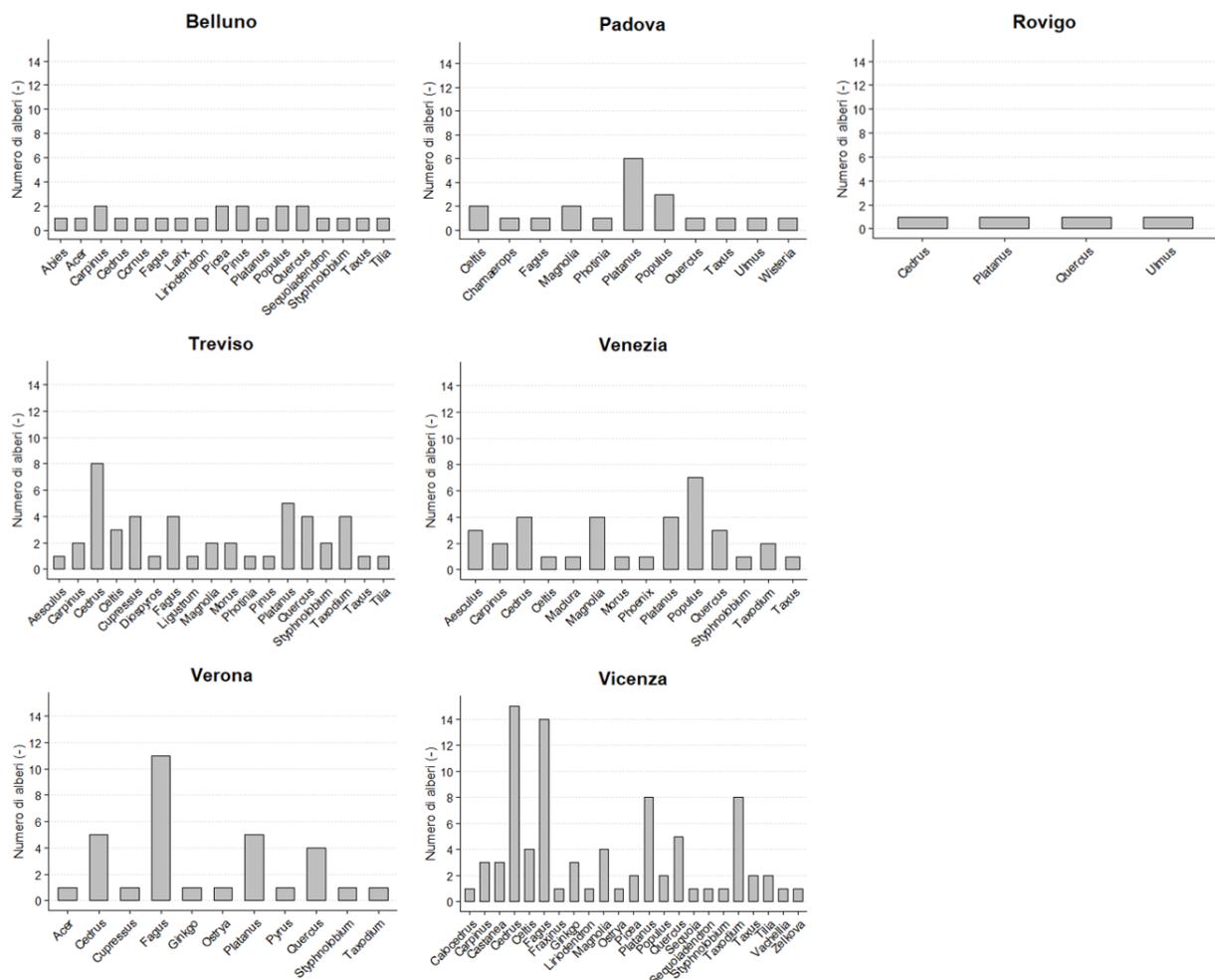


Figura 3.1.12: Composizione in termini di genere nelle province del Veneto.

Vicenza, Treviso e Belluno sono anche le province con la maggior diversità in termini di specie (Fig. 3.1.13), presentando rispettivamente 29, 20 e 18 specie differenti. Nella provincia di Vicenza le specie più abbondanti sono rappresentate da *Fagus sylvatica* (14 entità), *Cedrus deodara* (13 entità) e *Taxodium distichum* (8 entità). Nella provincia di Treviso, invece, la specie maggiormente rappresentata è *Platanus hispanica* (5 entità), ma l'abbondanza delle varie

specie è molto simile. A Belluno, infine, l'abbondanza di specie è quasi identica per tutte le specie presenti.

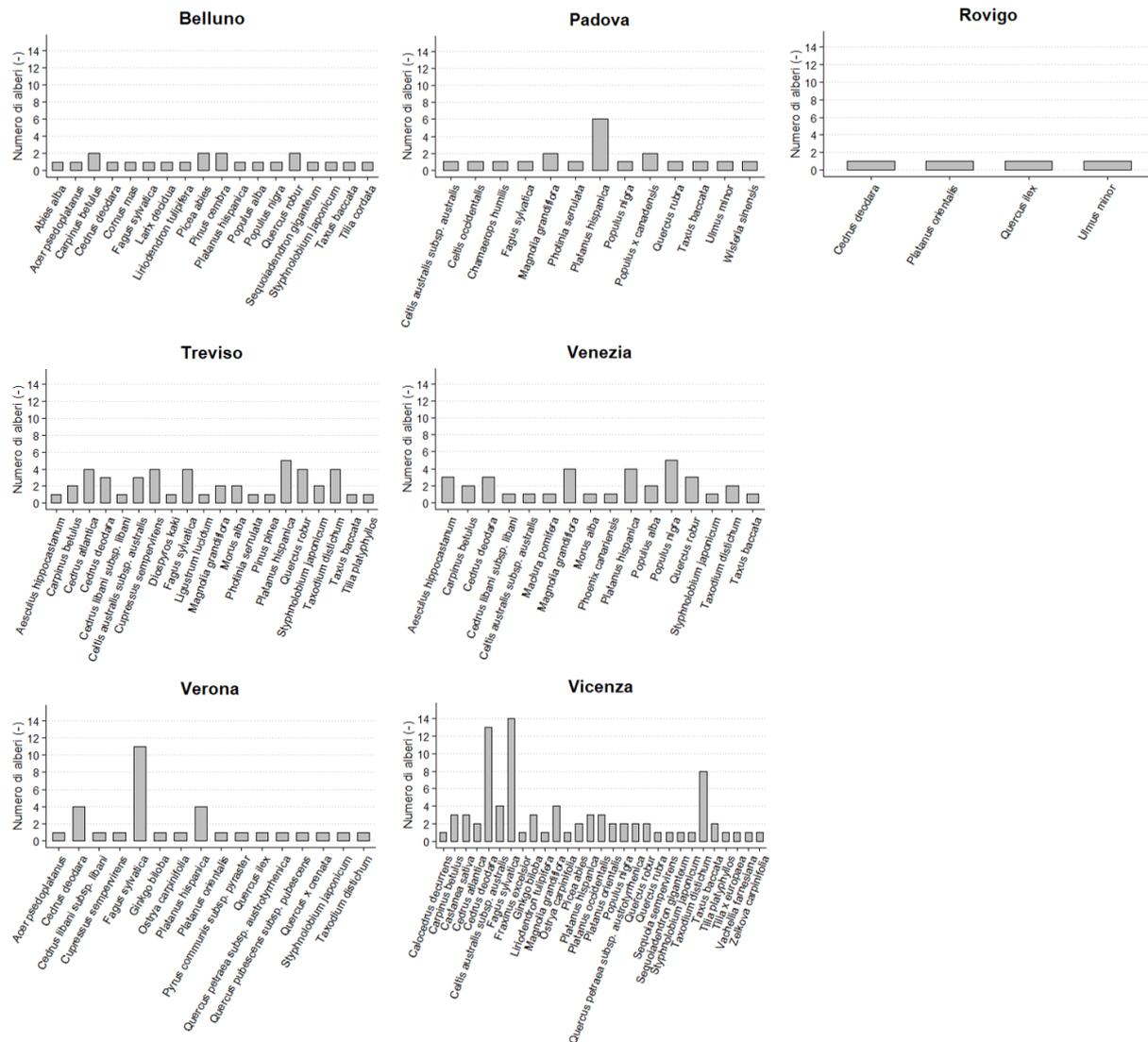


Figura 3.1.13: Composizione in termini di specie nelle province del Veneto.

3.1.4. Dimensioni

Le dimensioni misurate durante i rilievi in campo sono molto variabili sia in termini di diametro del fusto che di altezza. Il diametro varia da un minimo di 26.7 cm ad un massimo di 286.3 cm, mentre l'altezza varia tra 6.0 m e 48.5 m. In Figura 3.1.14 è rappresentata la variabilità dei valori di diametro e altezza misurati, mentre in Figura 3.1.15 è rappresentata la distribuzione di frequenza dei diametri.

A livello di singolo individuo rilevato, il diametro medio risulta pari a 95.0 cm, con una deviazione standard di 46.7 cm. Calcolando la media dei diametri e la deviazione standard a livello di entità monumentale e per la sola categoria degli alberi singoli, invece, questi valori sono risultati rispettivamente pari a 132.8 cm (SD 42.7 cm) e 138.4 cm (SD 42.8 cm).

A livello di singolo individuo rilevato l'altezza media è pari a 22.2 m (SD 8.1 m), contro i 26.5 m (SD 8.9 m) calcolati a livello di entità monumentale e i 26.8 m (SD 9.1 m) calcolati per la sola categoria degli alberi singoli.

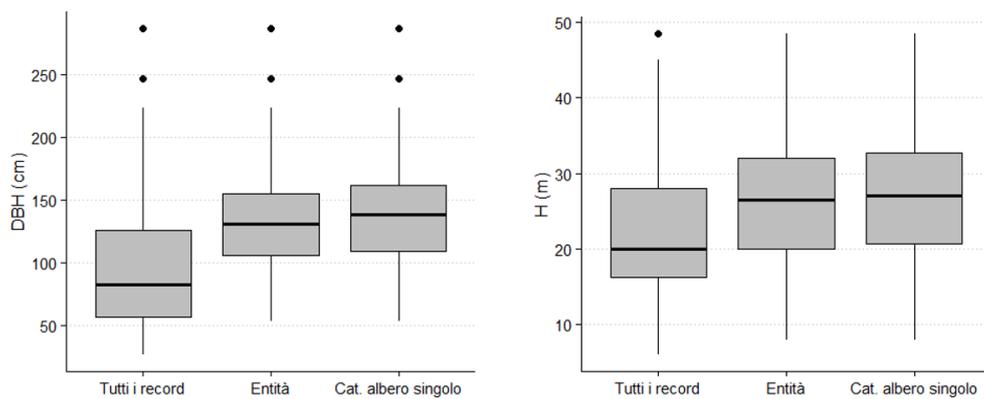


Figura 3.1.14: Confronto della variabilità dei valori di diametro del fusto (DBH, a sinistra) e di altezza (H, a destra) a livello di singoli individui rilevati (tutti i record), di entità monumentale e per la categoria “albero singolo”.

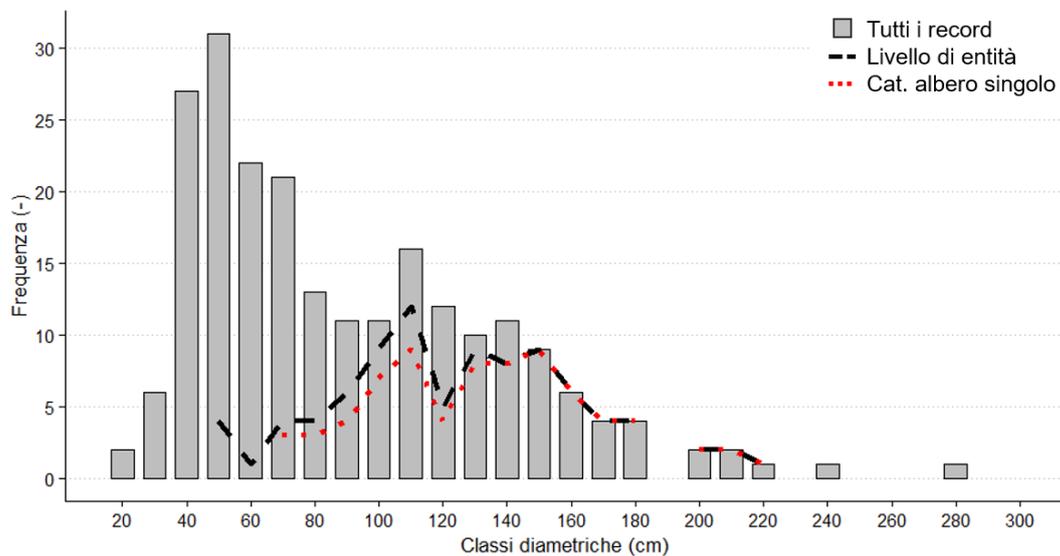


Figura 3.1.15: Distribuzione di frequenza dei valori di diametro misurati, a livello di singoli individui rilevati (tutti i record), di entità monumentale e per la sola categoria “albero singolo”.

Dall'analisi dei dati raccolti è emersa anche una differenza nella variabilità dei diametri e delle altezze a seconda della provenienza delle specie (Fig. 3.1.16) e della categoria sistematica (Fig.

3.1.17). Tali differenze, però, si riducono valutando la variabilità a livello di entità monumentale e per la sola categoria degli alberi singoli.

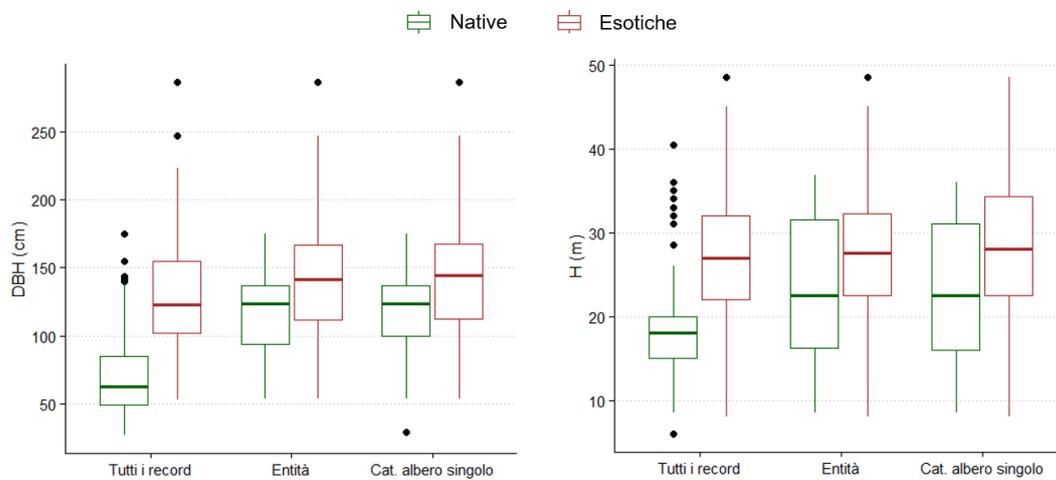


Figura 3.1.16: Confronto della variabilità dei valori di diametro del fusto (DBH, a sinistra) e di altezza (H, a destra) tra specie native e specie esotiche.

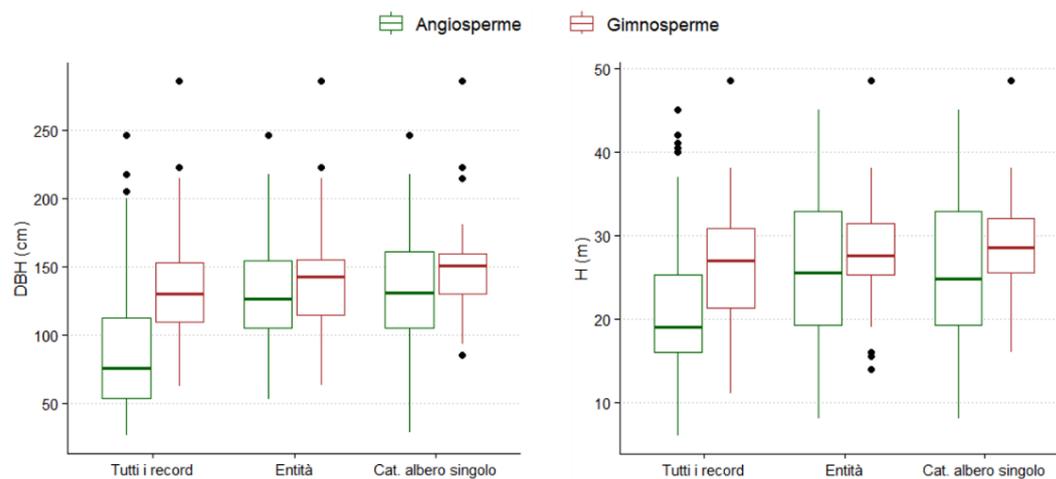


Figura 3.1.17: Confronto della variabilità dei valori di diametro del fusto (DBH, a sinistra) e di altezza (H, a destra) tra angiosperme e gimnosperme.

Infine, è stata trovata una correlazione positiva tra il diametro del fusto e l'altezza degli alberi monumentali (Fig. 3.1.18, Tab. 3.1.1). La correlazione più forte è stata trovata a livello di singoli individui rilevati (tutti i record), con un coefficiente r di Pearson pari a 0.76, un errore standard dei residui pari a 5.31 e un coefficiente di determinazione R^2 di 0.58. In tutti e tre i casi, comunque, la correlazione è risultata significativa, presentando valori di p-value minori di 0.05.

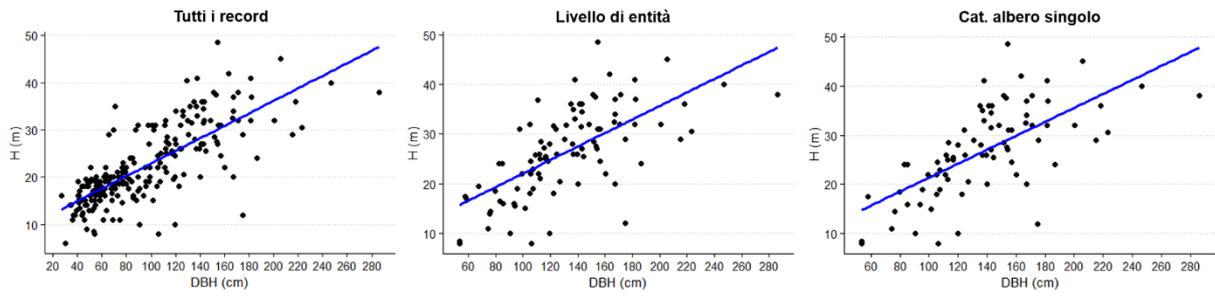


Figura 3.1.18: Correlazione lineare tra diametro (DBH) e altezza (H) degli alberi monumentali, a livello di singoli individui rilevati (tutti i record), di entità monumentale e per la categoria “albero singolo”.

Tabella 3.1.1: Coefficienti di correlazione tra diametro e altezza degli alberi monumentali.

	<i>r</i> Pearson	Errore std. dei residui	R ²	p-value	
Tutti i record	0.76	5.31	0.58	< 0.001	***
Livello di entità	0.65	6.77	0.43	< 0.001	***
Cat. albero singolo	0.67	6.83	0.44	< 0.001	***

3.2. I DENDRO-MICROHABITAT IN AMBIENTE URBANO

Complessivamente sono stati osservati 38 dei 47 tipi di dendro-microhabitat previsti dalla classificazione di Larrieu et al. (2018). I dendro-microhabitat più frequenti sugli alberi monumentali del Veneto in ambiente urbano sono rappresentati dalle branche rotte con durame esposto (IN22, A e B), dal microsuolo nella chioma (OT21) e dalle briofite (EP31), osservati rispettivamente 155, 150 e 144 volte (Fig. 3.2.1).

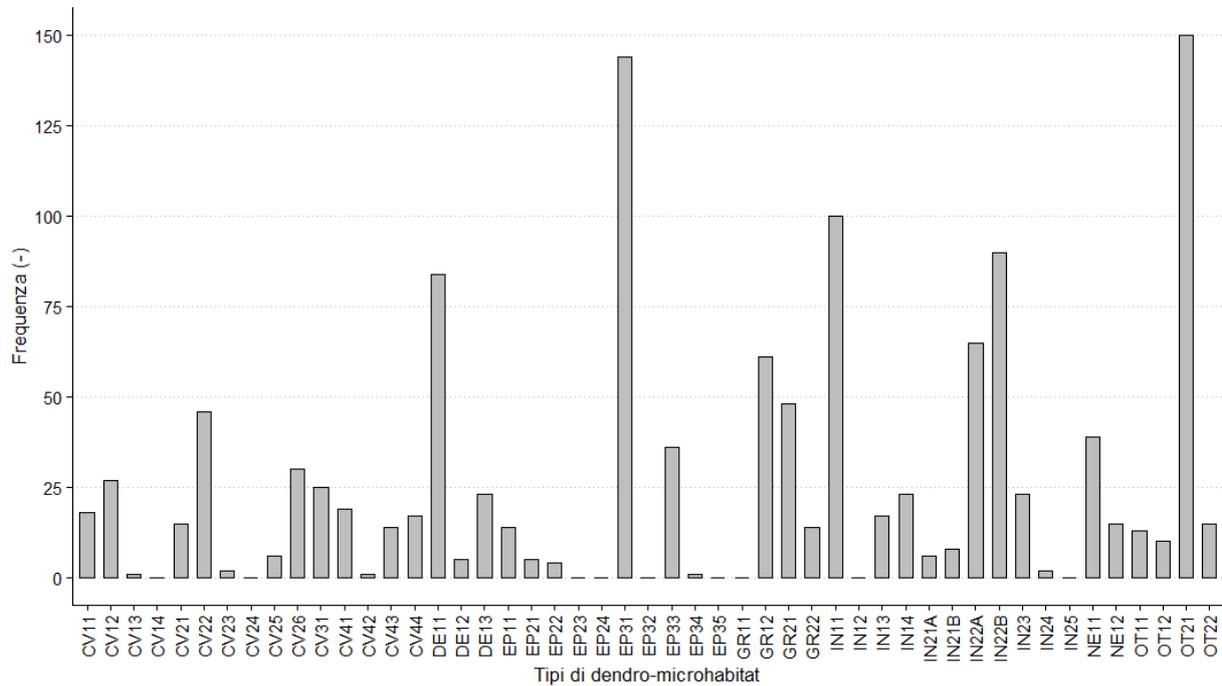


Figura 3.2.1: Frequenza dei tipi di dendro-microhabitat negli ambienti urbani del Veneto. Per il significato dei codici si rimanda alla Tabella 2.2.1.

3.2.1. Ricchezza di dendro-microhabitat

Dalle analisi condotte risulta che la ricchezza media di dendro-microhabitat è pari a 5.5 tipi di dendro-microhabitat per albero monumentale (SD 3.5). I valori di ricchezza hanno una variabilità elevata (Fig. 3.2.2), ma indicano che la ricchezza sulla chioma è più alta rispetto a base e fusto dell'albero, con un valore medio di 3.4 tipi di dendro-microhabitat (SD 2.7).

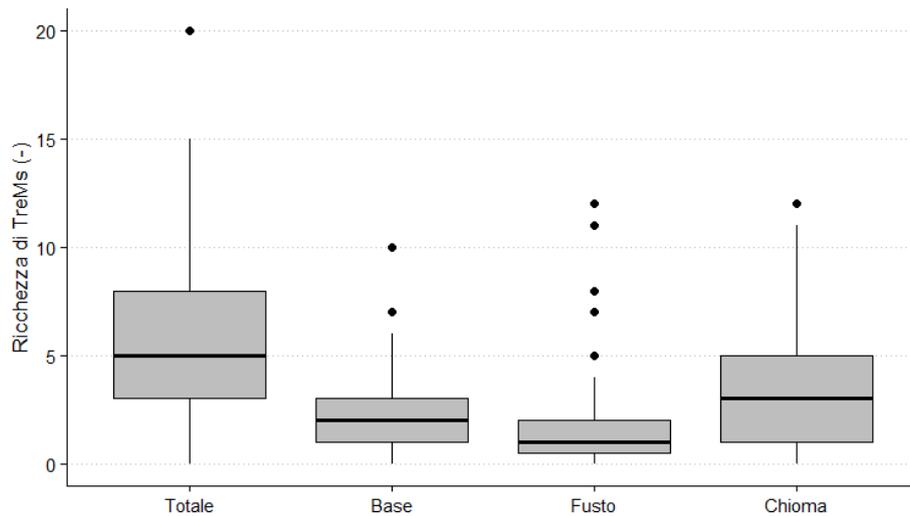


Figura 3.2.2: Variabilità della ricchezza di dendro-microhabitat (TreMs) complessiva e distinta tra base, fusto e chioma dell'albero.

È stata, inoltre, individuata una differenza tra specie native ed esotiche (Fig. 3.2.3), con le prime che presentano una ricchezza di dendro-microhabitat tendenzialmente inferiore rispetto alle specie esotiche. Tale differenza è risultata più marcata analizzando singolarmente la chioma dell'albero, mentre per la base e il fusto non sono state rilevate differenze.

Analizzando la ricchezza di dendro-microhabitat a livello di categoria sistematica, invece, non sono emerse particolari differenze tra angiosperme e gimnosperme (Fig. 3.2.3). Per le angiosperme, tuttavia, è stata evidenziata una maggiore variabilità dei valori di ricchezza rispetto alle gimnosperme.

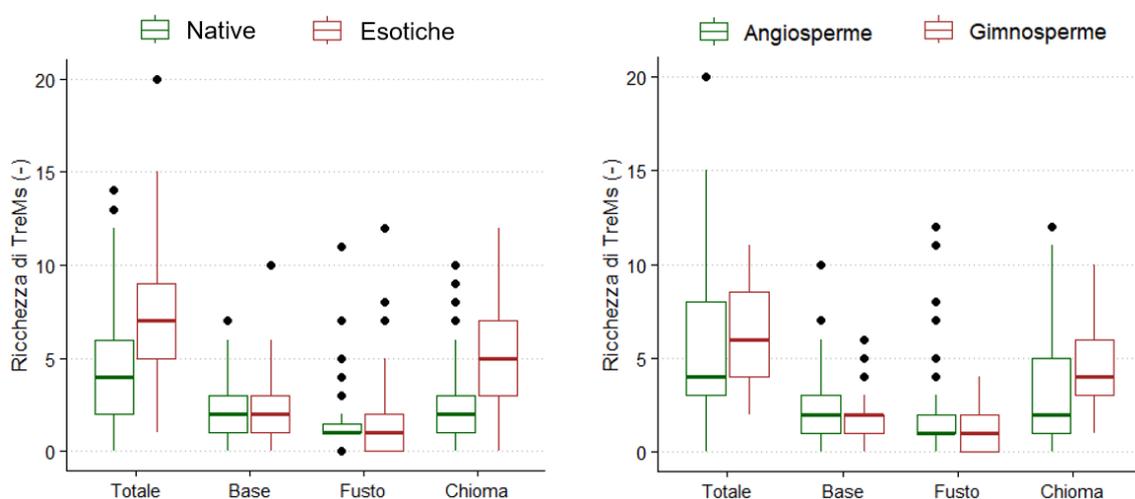


Figura 3.2.3: Variabilità della ricchezza di dendro-microhabitat (TreMs) distinta per provenienza (a sinistra) e per categoria sistematica (a destra).

Limitatamente agli alberi rilevati durante la raccolta dati, i generi che presentano una maggiore ricchezza di dendro-microhabitat sono rappresentati da *Maclura* spp., *Ulmus* spp., *Styphnolobium* spp. e *Carpinus* spp. (Fig. 3.2.4). I generi *Cedrus* spp., *Platanus* spp. e *Taxus* spp., invece, hanno mostrato una maggiore variabilità in termini di ricchezza di dendro-microhabitat.

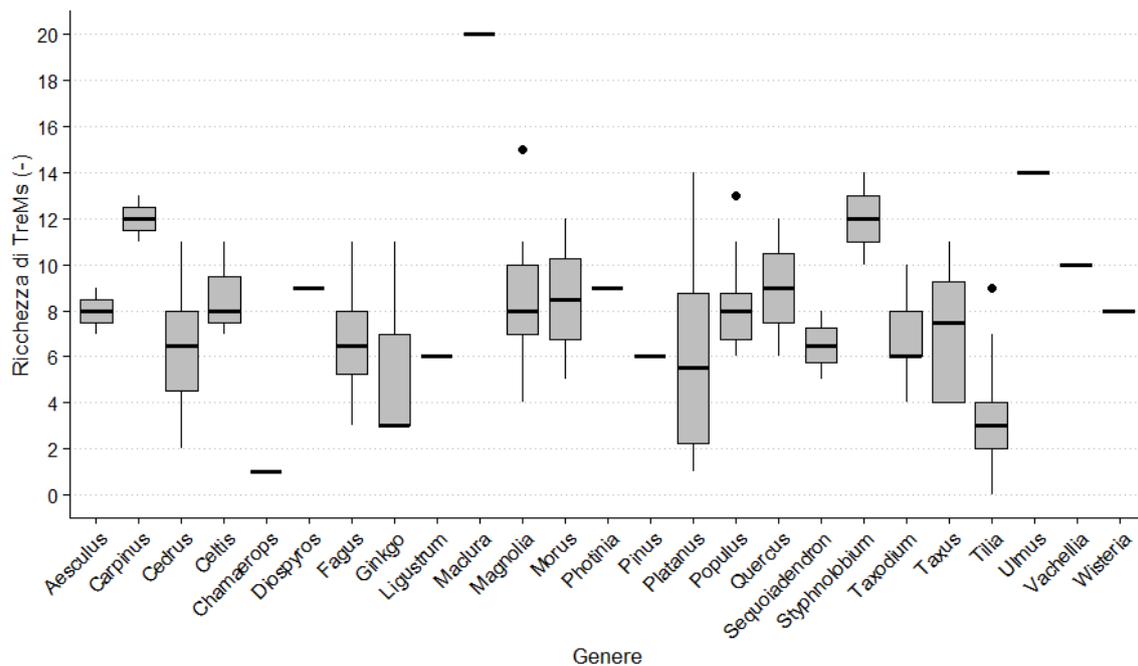


Figura 3.2.4: Confronto della ricchezza di dendro-microhabitat (TreMs) tra i diversi generi di alberi monumentali studiati.

È stata trovata una correlazione positiva tra il diametro del fusto e la ricchezza di dendro-microhabitat (Tab. 3.2.1, Fig. 3.2.5). Valutando singolarmente base, fusto e chioma, invece, è stata trovata una maggiore correlazione tra il diametro e la ricchezza nella chioma, mentre per la base e il fusto la correlazione è più debole (Tab. 3.2.1, Fig. 3.2.6).

La correlazione tra diametro e ricchezza di dendro-microhabitat è risultata significativa sia complessivamente per tutto l'albero, sia distinguendo tra base, fusto e chioma.

Tabella 3.2.1: Coefficienti di correlazione tra diametro del fusto e ricchezza di dendro-microhabitat.

	<i>r</i> Pearson	Errore std. dei residui	R ²	p-value	
Totale albero	0.58	2.89	0.33	< 0.001	***
Base	0.33	1.52	0.11	< 0.001	***
Fusto	0.18	1.57	0.03	0.007	**
Chioma	0.58	2.21	0.33	< 0.001	***

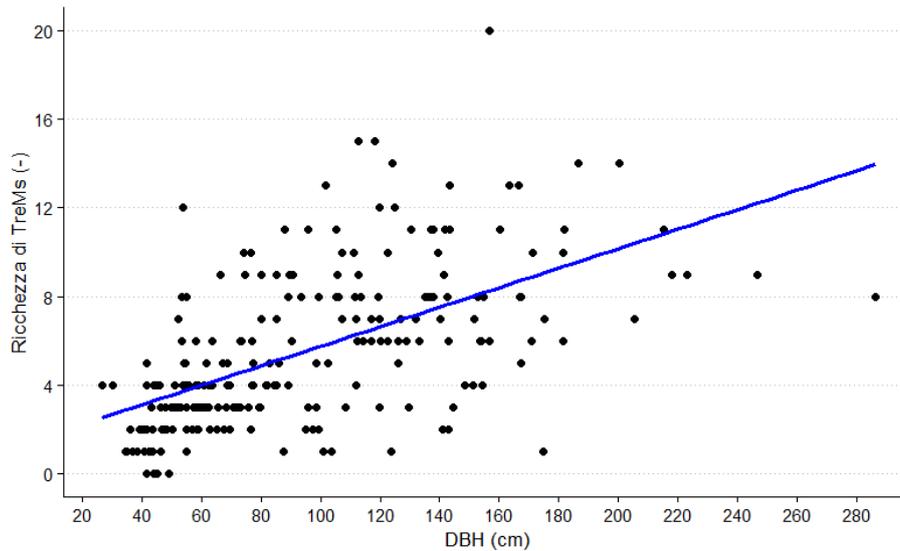


Figura 3.2.5: Correlazione lineare tra diametro del fusto (DBH) e ricchezza di dendro-microhabitat (TreMs).

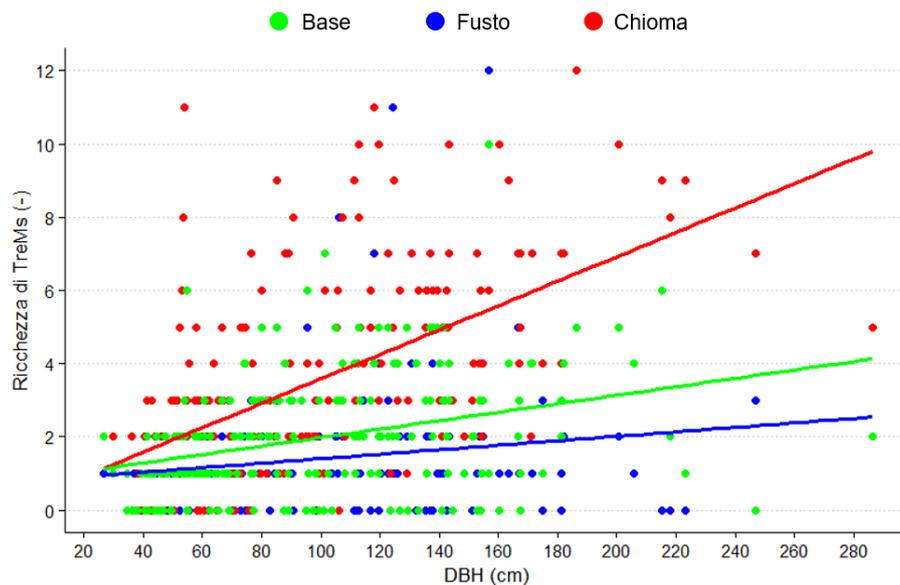


Figura 3.2.6: Correlazione lineare tra diametro del fusto (DBH) e ricchezza di dendro-microhabitat (TreMs) distinta tra base, fusto e chioma dell'albero.

Alcune categorie di dendro-microhabitat sono maggiormente correlate al diametro degli alberi monumentali (Tab. 3.2.2, Fig. 3.2.7). La forma di dendro-microhabitat denominata “Lesioni dell'albero e legno esposto” (IN) presenta la correlazione lineare più forte, seguita dalle forme “Legno morto nella chioma” e “Cavità in senso lato” (CV). La ricchezza per le escrescenze (GR), al contrario, non è correlata al diametro del fusto: quest'ultima risulta l'unica a non essere significativa.

Tabella 3.2.2: Coefficienti di correlazione tra diametro del fusto e ricchezza di dendro-microhabitat. **CV** = Cavità in senso lato, **IN** = Lesioni dell'albero e legno esposto, **DE** = Legno morto nella chioma, **GR** = Escrescenze, **EP_A** = Corpi fruttiferi di funghi saproxilici e mixomiceti, **EP_B** = Strutture epifitiche ed epixiliche, **OT** = Essudati.

	<i>r</i> Pearson	Errore std. dei residui	R ²	p-value	
CV	0.32	1.42	0.10	< 0.001	***
IN	0.51	1.57	0.26	< 0.001	***
DE	0.39	0.62	0.15	< 0.001	***
GR	0.07	0.94	0.00	0.33	
EP_A	0.19	0.39	0.04	0.004	**
EP_B	0.25	1.57	0.06	< 0.001	***
OT	0.35	0.38	0.12	< 0.001	***

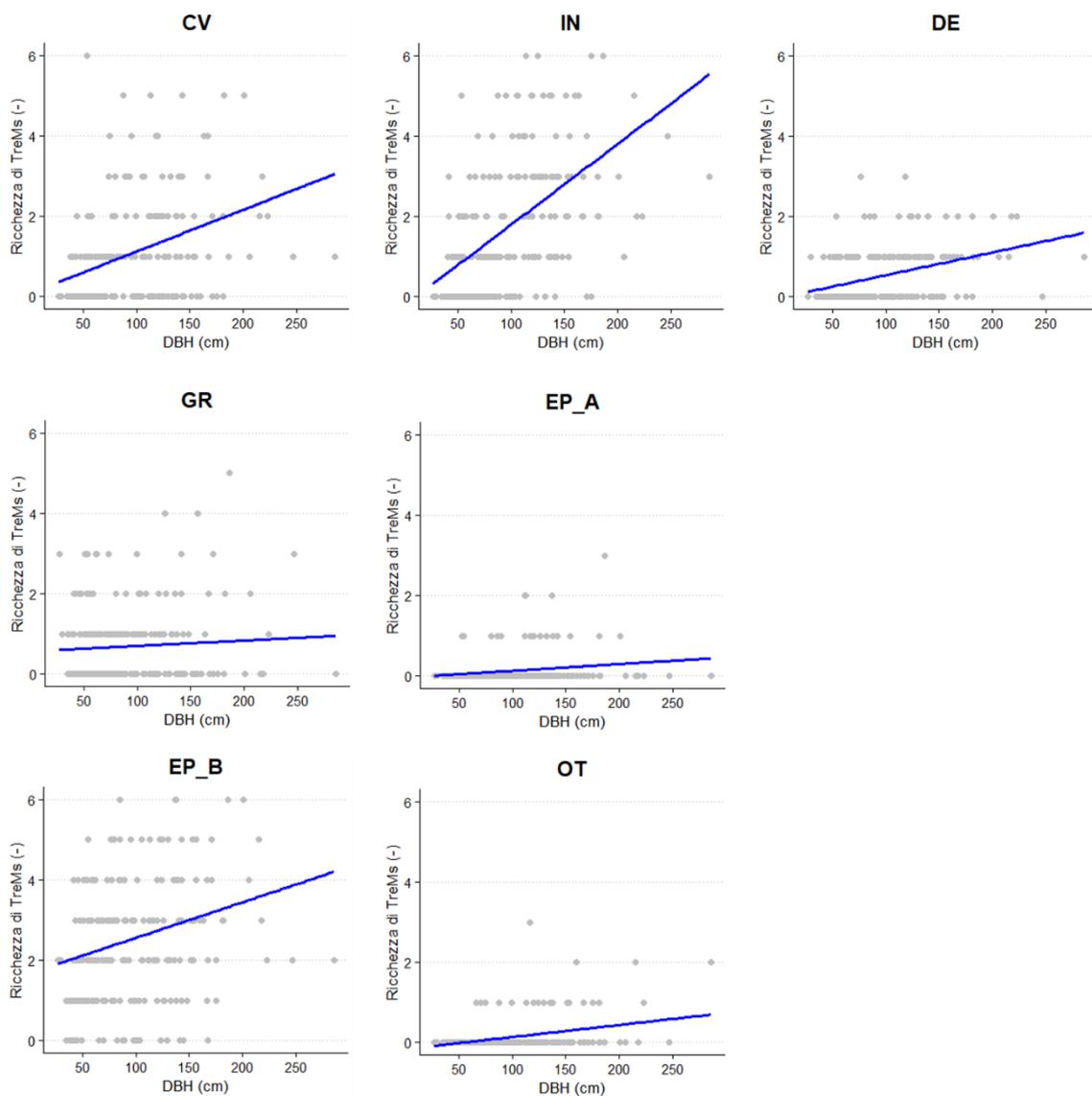


Figura 3.2.7: Correlazione lineare tra diametro del fusto (DBH) e ricchezza di dendro-microhabitat (TreMs), distinta per forma di dendro-microhabitat. **CV** = Cavità in senso lato, **IN** = Lesioni dell'albero e legno esposto, **DE** = Legno morto nella chioma, **GR** = Escrescenze, **EP_A** = Corpi fruttiferi di funghi saproxilici e mixomiceti, **EP_B** = Strutture epifitiche ed epixiliche, **OT** = Essudati.

3.2.2. Abbondanza di dendro-microhabitat

L'abbondanza di dendro-microhabitat, ancora più della ricchezza, ha mostrato un'elevata variabilità di valori tra i diversi alberi monumentali studiati (Fig. 3.2.8). L'abbondanza media è risultata pari a 7.8 dendro-microhabitat per albero, con una deviazione standard di 8.3 dendro-microhabitat. La chioma degli alberi monumentali, inoltre, mostra un'abbondanza di dendro-microhabitat nettamente superiore rispetto alla base e al fusto.

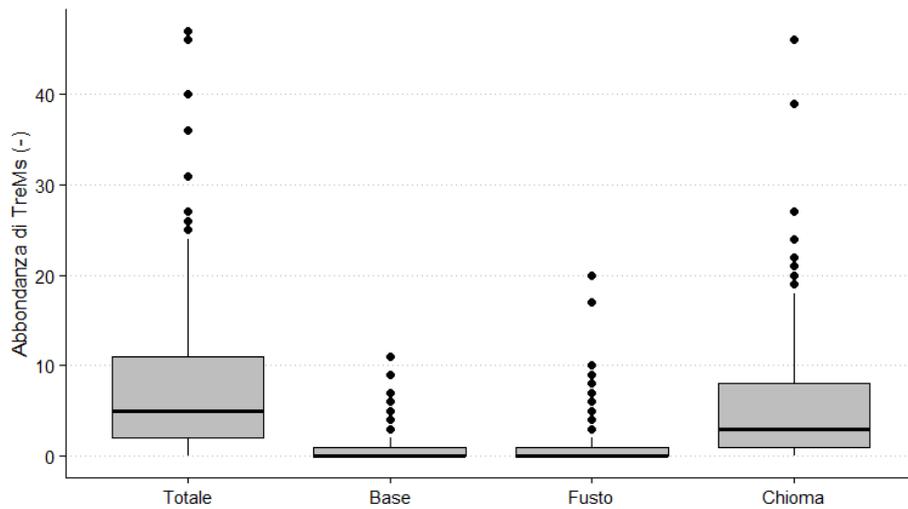


Figura 3.2.8: Variabilità dell'abbondanza di dendro-microhabitat (TreMs) complessiva e distinta tra base, fusto e chioma dell'albero.

La forma di dendro-microhabitat con la maggiore abbondanza (Fig. 3.2.9) è stata quella delle lesioni dell'albero (IN), caratterizzata da un'abbondanza media di 3.2 dendro-microhabitat (SD 4.5).

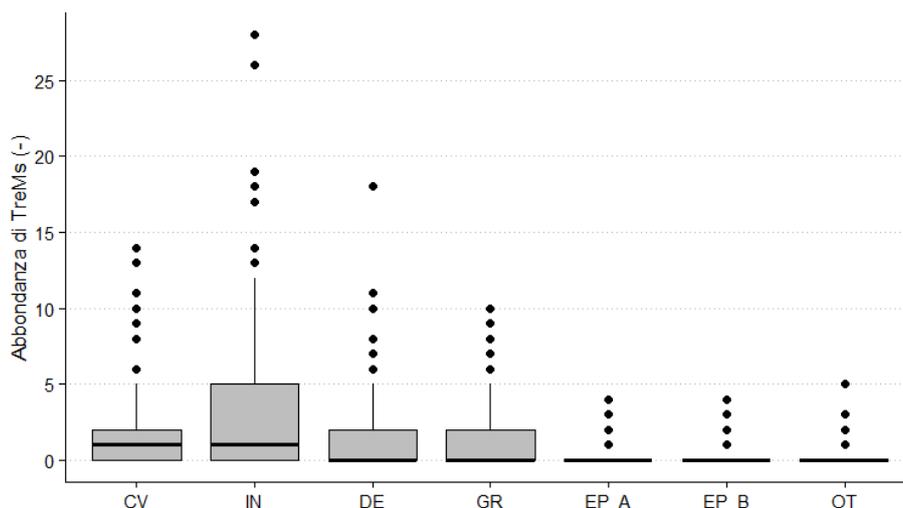


Figura 3.2.9: Variabilità dell'abbondanza di dendro-microhabitat (TreMs) per ogni forma di dendro-microhabitat. **CV** = Cavità in senso lato, **IN** = Lesioni dell'albero e legno esposto, **DE** = Legno morto nella chioma, **GR** = Escrescenze, **EP_A** = Corpi fruttiferi di funghi saproxilici e mixomiceti, **EP_B** = Strutture epifitiche ed epixiliche, **OT** = Essudati.

Dalle analisi è emerso, inoltre, che le specie esotiche presentano un'abbondanza di dendro-microhabitat molto superiore rispetto alle specie native (Fig. 3.2.10), soprattutto a livello della chioma dell'albero. L'abbondanza è risultata differente anche tra diverse categorie sistematiche (Fig. 3.2.10): le angiosperme hanno presentato, infatti, valori di abbondanza di dendro-microhabitat tendenzialmente inferiori rispetto alle gimnosperme.

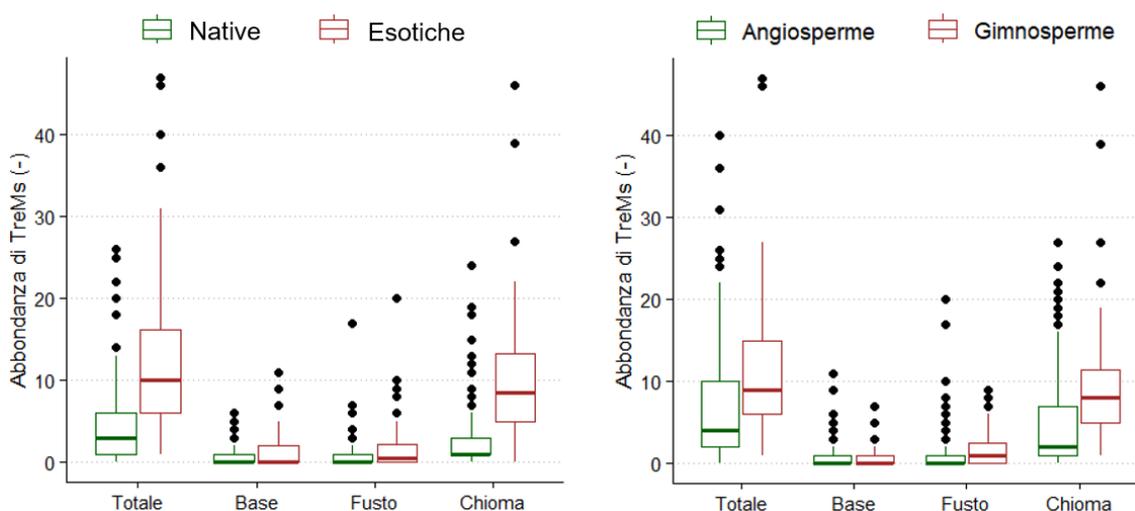


Figura 3.2.10: Variabilità dell'abbondanza di dendro-microhabitat (TreMs) distinta per provenienza (a sinistra) e per categoria sistematica (a destra).

L'abbondanza di dendro-microhabitat non varia molto tra i diversi generi di alberi monumentali (Fig. 3.2.11). Tra tutti spiccano, però, i generi *Maclura* spp. e *Styphnolobium* spp., che si

distinguono dagli altri per il maggior contributo in termini di abbondanza di dendro-microhabitat.

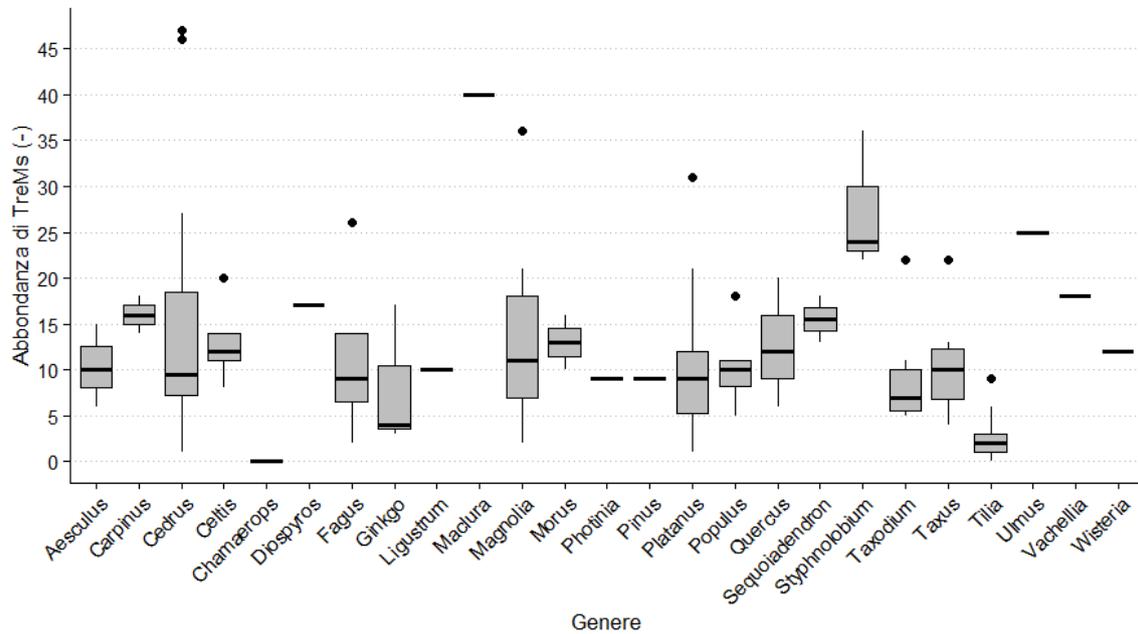


Figura 3.2.11: Confronto dell'abbondanza di dendro-microhabitat (TreMs) tra i diversi generi di alberi monumentali studiati.

Il diametro del fusto e l'abbondanza di dendro-microhabitat sono correlati positivamente tra loro (Fig. 3.2.12). Tale correlazione risulta significativa grazie ad un p-value <0.001 (Tab. 3.2.3).

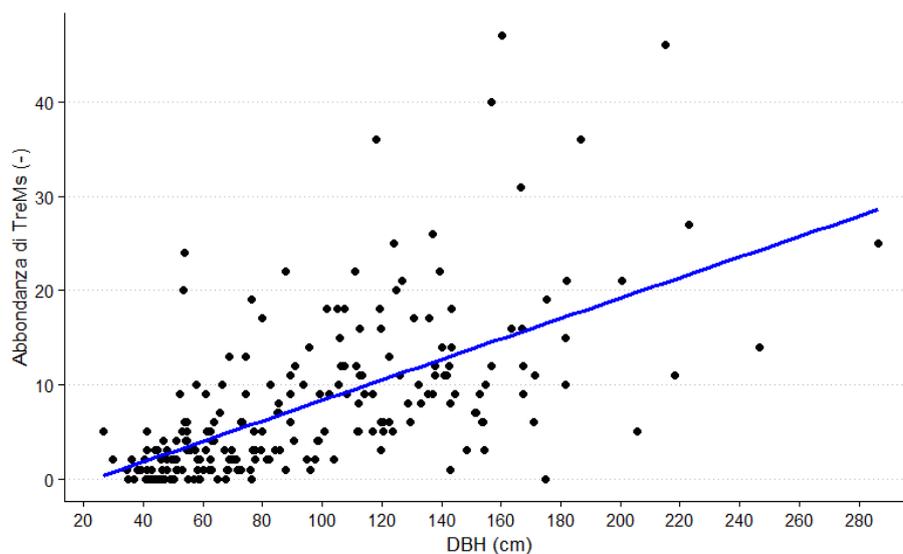


Figura 3.2.12: Correlazione lineare tra diametro del fusto (DBH) e abbondanza di dendro-microhabitat (TreMs).

Come per la ricchezza, anche per l'abbondanza di dendro-microhabitat la correlazione è più forte a livello della chioma degli alberi monumentali. A livello di base e tronco, invece, la correlazione è piuttosto scarsa, sebbene sia comunque significativa (Tab. 3.2.3, Fig. 3.2.13).

Tabella 3.2.3: Coefficienti di correlazione tra diametro del fusto e abbondanza di dendro-microhabitat.

	<i>r</i> Pearson	Errore std. dei residui	R ²	p-value	
Totale albero	0.61	6.53	0.38	< 0.001	***
Base	0.26	1.48	0.07	< 0.001	***
Fusto	0.19	2.43	0.03	0.005	**
Chioma	0.62	5.40	0.38	< 0.001	***

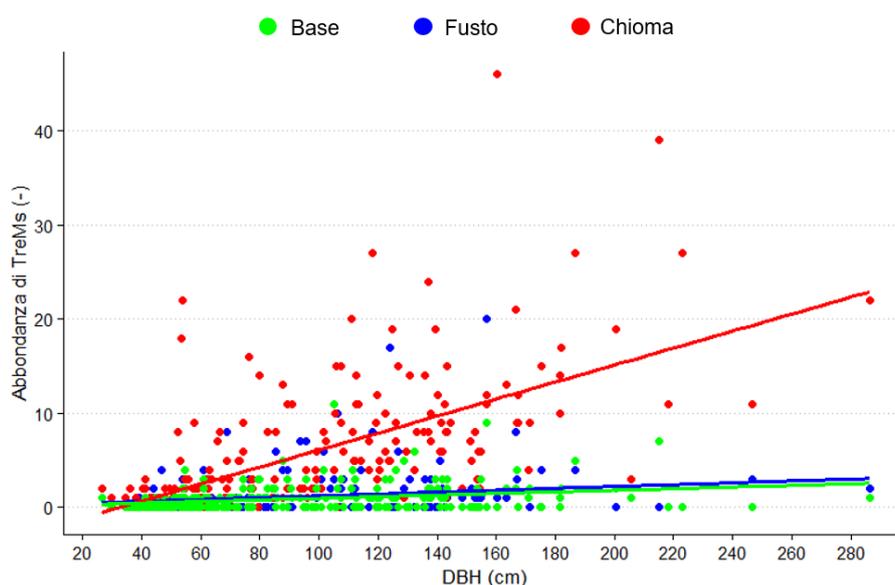


Figura 3.2.13: Correlazione lineare tra diametro del fusto (DBH) e abbondanza di dendro-microhabitat (TreMs) distinta tra base, fusto e chioma dell'albero.

Per le forme di dendro-microhabitat rappresentate dalle lesioni dell'albero (IN), dal legno morto nella chioma (DE) e dagli essudati (OT) è stata osservata una correlazione più forte e significativa tra diametro del fusto e abbondanza di dendro-microhabitat (Tab. 3.2.4, Fig. 3.2.14). Queste forme, infatti, hanno ottenuto valori del coefficiente *r* di Pearson rispettivamente pari a 0.55, 0.41 e 0.42. Le forme rappresentate dalle escrescenze (GR) e dai corpi fruttiferi fungini (EP_A) hanno, invece, ottenuto coefficienti *r* di Pearson più vicini allo zero e presentato una minore significatività.

Tabella 3.2.4: Coefficienti di correlazione tra diametro del fusto e abbondanza di dendro-microhabitat. **CV** = Cavità in senso lato, **IN** = Lesioni dell'albero e legno esposto, **DE** = Legno morto nella chioma, **GR** = Escrescenze, **EP_A** = Corpi fruttiferi di funghi saproxilici e mixomiceti, **EP_B** = Strutture epifittiche ed epixiliche, **OT** = Essudati.

	<i>r</i> Pearson	Errore std. dei residui	R ²	p-value	
CV	0.37	2.31	0.14	< 0.001	***
IN	0.55	3.80	0.30	< 0.001	***
DE	0.41	1.93	0.16	< 0.001	***
GR	0.15	2.11	0.02	0.026	*
EP_A	0.16	0.54	0.03	0.014	*
EP_B	0.26	0.56	0.07	< 0.001	***
OT	0.42	0.52	0.18	< 0.001	***

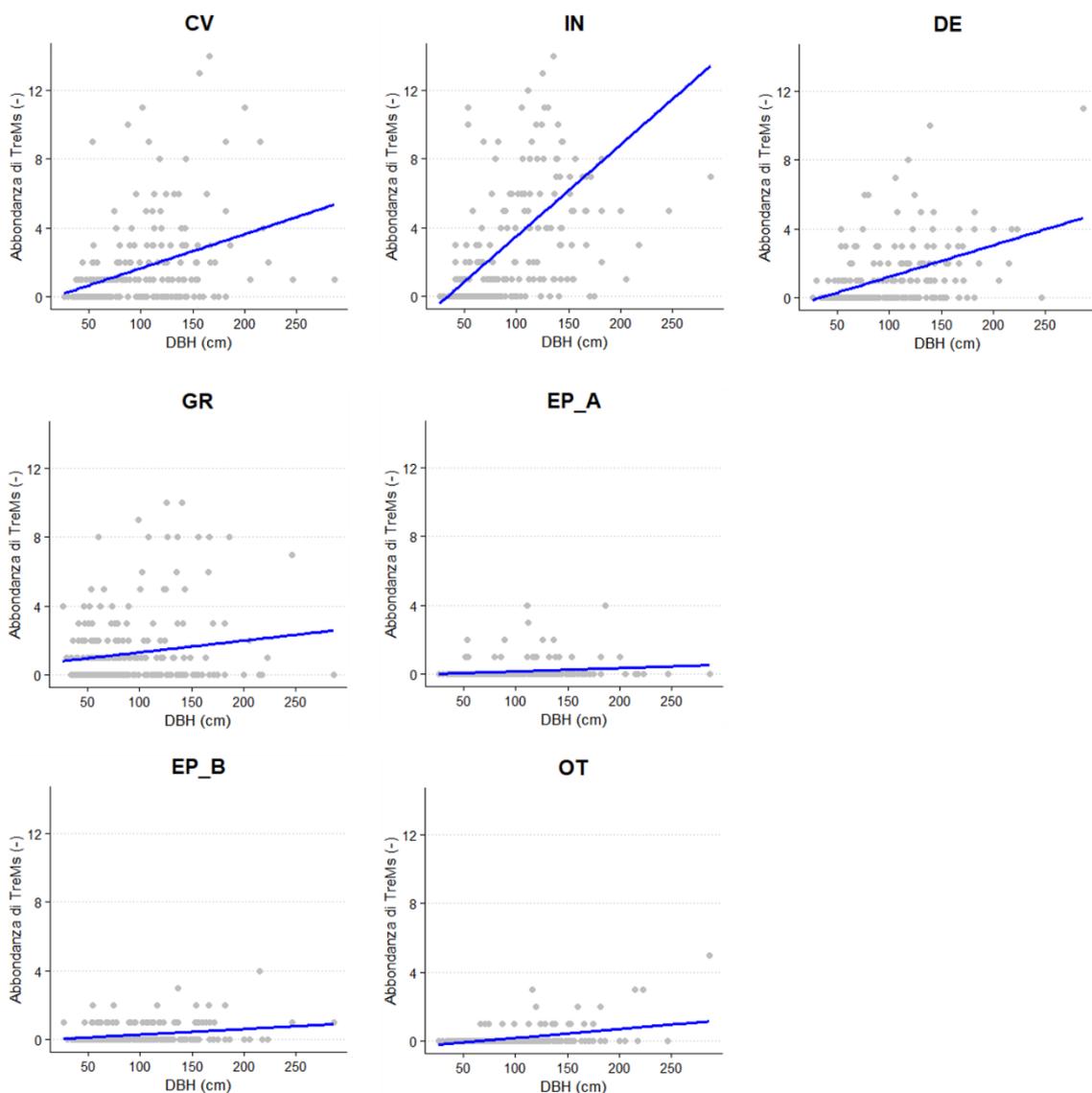


Figura 3.2.14: Correlazione lineare tra diametro del fusto (DBH) e abbondanza di dendro-microhabitat (TreMs), distinta per forma di dendro-microhabitat. **CV** = Cavità in senso lato, **IN** = Lesioni dell'albero e legno esposto, **DE** = Legno morto nella chioma, **GR** = Escrescenze, **EP_A** = Corpi fruttiferi di funghi saproxilici e mixomiceti, **EP_B** = Strutture epifittiche ed epixiliche, **OT** = Essudati.

4. DISCUSSIONE

4.1. GLI ALBERI MONUMENTALI DEL VENETO

I risultati ottenuti dall'analisi delle caratteristiche degli alberi monumentali presenti in Veneto indicano una prevalenza di entità monumentali in contesti non urbani (53.3 %), sebbene la maggior parte delle entità ricadano su superfici artificiali (64.3%), in particolare su superfici di tipo residenziale (110 delle 244 entità). Il criterio di classificazione come urbano o non urbano descritto nel capitolo 2.2.2, infatti, non mira a valutare solamente il tipo di copertura del suolo interessato dalla proiezione della chioma, ma prende in considerazione una superficie più ampia allo scopo di individuare quale tipo di copertura del suolo prevalga nelle aree circostanti l'entità monumentale. Gli alberi monumentali sono più frequenti nelle province di Treviso, Venezia, Verona e Vicenza. Nelle prime due province prevalgono gli alberi monumentali in contesto urbano, mentre nelle province di Verona e Vicenza il numero di alberi in contesto non urbano supera nettamente il numero in contesto urbano.

Un altro aspetto interessante è rappresentato dai criteri adottati per la classificazione degli alberi come "monumentali". I risultati ottenuti mostrano che, in tutte le province del Veneto, i criteri prevalenti sono quelli legati all'età e alla circonferenza del fusto dell'albero, seguite per importanza dal valore paesaggistico e dal valore storico. Al contrario, non sono molte le entità classificate come monumentali per il loro valore ecologico, sebbene i risultati ottenuti dalle analisi dei dendro-microhabitat evidenzino l'importante ruolo ecologico di questi alberi. Il criterio del valore ecologico risulta tra i più frequenti solamente all'interno della provincia di Vicenza.

La maggioranza degli alberi monumentali del Veneto appartiene a specie esotiche, mentre le specie native prevalgono solamente in due province su sette (Belluno e Verona). Due dei tre generi prevalenti, infatti, sono esotici (*Cedrus* spp. e *Platanus* spp.) e lo stesso vale per due delle tre specie più abbondanti (*Cedrus deodara* e *Platanus hispanica*). I cedri furono introdotti in Europa nel 1822 come alberi ornamentali grazie al loro portamento maestoso ed elegante e divennero una delle principali specie nel verde pubblico e nei parchi e giardini storici (Busnardo, 2010; Ferrari and Medici, 2017; Fiori, 1935). Il platano comune (*Platanus hispanica*), anch'esso diffuso a scopo paesaggistico-ornamentale, diventò un'altra delle specie prevalenti nel paesaggio Veneto e venne impiegato sottoforma di esemplare singolo o di viale alberato, sia negli ambienti urbani che in quelli di campagna grazie alla sua maestosità e alla

resistenza all'inquinamento e alle forti potature (Busnardo, 2010; Ferrari and Medici, 2017; Gallo and Zanetti, 2015).

Gli alberi monumentali del Veneto appartengono a 40 generi e 55 specie differenti, ma sono concentrati su pochi generi e specie: più di un terzo delle entità monumentali (circa il 39%), infatti, appartiene a 3 generi e 4 specie. La composizione di genere e specie è caratterizzata da una dominanza di specie esotiche nel contesto urbano, dove prevalgono i generi *Cedrus* spp. e *Platanus* spp. e le specie *Cedrus deodara* e *Platanus hispanica*. In ambienti non urbani, invece, prevale la specie nativa *Fagus sylvatica*. È interessante osservare come tra province diverse cambi molto la composizione di genere e specie, in termini sia di diversità che di abbondanza. In provincia di Rovigo, ad esempio, sono presenti 4 entità monumentali appartenenti a 4 generi e 4 specie diversi, contro le 84 entità appartenenti a 23 generi e 29 specie in provincia di Vicenza, dove le specie più abbondanti sono rappresentate da *Cedrus deodara*, *Fagus sylvatica* e *Taxodium distichum*. La provincia di Belluno, con le sue 22 entità, presenta 17 generi e 18 specie con abbondanze molto simili tra loro. Nella provincia di Padova, poi, sono presenti 20 entità monumentali suddivise in 11 generi e 13 specie con abbondanze simili, ad eccezione di *Platanus hispanica* che spicca tra tutte le altre specie. Anche nelle province di Treviso (47 entità monumentali) e Venezia (35 entità) l'abbondanza dei generi e delle specie presenti varia poco, mentre nella provincia di Verona (32 entità) domina la specie *Fagus sylvatica*.

Dalle dimensioni in ambiente urbano, misurate durante i rilievi in campo, emerge un'elevata variabilità in termini di diametro e altezza degli individui rilevati. Il diametro varia in un intervallo da 26.7 cm a 286.3 cm, mentre l'altezza varia tra 6.0 m e 48.5 m. Questa grande variabilità è dovuta al fatto che il rispetto dei criteri dimensionali non rappresenta un requisito necessario per la classificazione di un albero come monumentale. Alcune entità classificate come monumentali mediante il criterio del valore paesaggistico, ad esempio, non devono necessariamente avere dimensioni notevoli. Gli alberi che raggiungono valori di diametro e altezza molto elevati, quindi, sono o fanno parte di entità classificate come monumentali per il criterio "Circonferenza" o "Altezza". Al contrario, gli alberi caratterizzati da valori di diametro o altezza più vicini al limite inferiore dell'intervallo di variabilità sono o fanno parte di entità classificate come monumentali per altri criteri, come la "Rarità botanica" o il "Valore paesaggistico".

È interessante osservare che il diametro medio e mediano calcolato per tutti i record, ovvero a livello di singoli individui rilevati, è più basso rispetto a media e mediana dei diametri a livello di entità monumentale. Questa differenza è dovuta al fatto che alcune entità, come filari e viali alberati, presentano individui di dimensioni anche molto diverse tra loro. In particolare, il viale

alberato plurispecifico a Castelfranco Veneto (TV) con codice “013/C111/TV/05” è costituito da 101 individui. Questo viale monumentale è stato classificato secondo i criteri di età, forma o portamento, architettura vegetale, valore paesaggistico e valore storico, ma non secondo il criterio di circonferenza del fusto: molti dei 101 individui appartenenti a questa entità monumentale, infatti, raggiungono i valori più bassi di diametro del fusto rilevati in campo. A livello di entità monumentale e per la sola categoria degli alberi singoli, invece, i diametri rilevati sono tendenzialmente più alti, merito della minore influenza degli individui di dimensioni relativamente ridotte appartenenti a filari e viali alberati. Analizzando i diametri del fusto a livello di entità monumentale e per la categoria degli alberi singoli, inoltre, varia notevolmente anche la distribuzione di frequenza delle classi diametriche, con le frequenze maggiori che si spostano dalle classi diametriche inferiori a quelle intermedie, comprese cioè tra i 100 e i 150 cm.

Dai risultati ottenuti è emersa anche una notevole differenza di dimensioni tra individui appartenenti a specie native ed esotiche: sia l'altezza che il diametro, infatti sono risultati superiori in specie esotiche, soprattutto quando vengono analizzati a livello di tutti i record. Questo comportamento può essere spiegato dai più rapidi tassi di crescita e dalla maggiore resistenza agli stress che caratterizzano spesso le specie esotiche, le quali mostrano frequentemente anche una minore suscettibilità a fattori biotici come insetti patogeni e malattie rispetto alle specie native (Bolte et al., 2009; Laux et al., 2022; Niinemets and Valladares, 2006; Seidl et al., 2017). Grazie a queste caratteristiche, di conseguenza, le specie esotiche possono raggiungere dimensioni maggiori rispetto alle specie native (Longauer et al., 2023).

Risultati simili possono anche essere osservati distinguendo gli alberi per categoria sistematica: le gimnosperme mostrano tendenzialmente valori di diametro e altezza superiori rispetto alle angiosperme a livello di tutti i record. A livello di entità monumentale e per la categoria degli alberi singoli, invece, le differenze sono molto più contenute ma nelle angiosperme si può osservare una maggiore variabilità dei parametri dimensionali rispetto alle gimnosperme.

Infine, è stata trovata una correlazione positiva tra il diametro e l'altezza degli alberi. La correlazione è risultata più forte quando analizzata a livello di tutti i record, ma ha ottenuto buoni risultati anche a livello di entità monumentale e per la categoria degli alberi singoli. Si tratta di una correlazione lineare tra due variabili attraverso il calcolo del coefficiente r di Pearson, che può assumere valori compresi tra -1 (correlazione negativa) e +1 (correlazione positiva) (Sedgwick, 2012). Non sempre un coefficiente r di Pearson elevato in termini di valore assoluto indica una correlazione significativa (Armstrong, 2019), ma può comunque prevedere bene il comportamento delle variabili interessate.

4.2. I DENDRO-MICROHABITAT IN AMBIENTE URBANO

I risultati ottenuti dalle analisi dei dendro-microhabitat indicano che alcuni tipi di dendro-microhabitat sono più frequenti di altri sugli alberi monumentali del Veneto. La presenza di branche rotte con durame esposto (codice IN22, artificiali o naturali) è stata osservata su 155 dei 223 individui rilevati, mentre il microsuolo nella chioma (OT21) e le briofite (EP31) sono stati osservati rispettivamente su 150 e 144 individui. Sono risultati molto frequenti anche i rami morti (DE11) e gli scortecciamenti (IN11). L'elevata frequenza di lesioni con legno esposto (forma "IN"), soprattutto di branche rotte per cause naturali (IN22B), può essere spiegata dalla maggiore frequenza di eventi meteorici estremi (Woolsey et al., 2023), che si sono verificati anche durante il periodo dei rilievi in campo. Questa forma di dendro-microhabitat è stata, inoltre, caratterizzata dai maggiori valori di abbondanza di dendro-microhabitat.

È stata osservata un'elevata variabilità dei valori di ricchezza e abbondanza di dendro-microhabitat. I valori di ricchezza variano da zero fino a 20 tipi di dendro-microhabitat, mentre l'abbondanza varia da un minimo di zero ad un massimo di 47 dendro-microhabitat. Tale variabilità è confermata anche dall'elevata deviazione standard, in particolar modo nel caso dell'abbondanza dove la deviazione standard (8.3 dendro-microhabitat) supera il valore medio (7.8 dendro-microhabitat). La ricchezza e l'abbondanza di dendro-microhabitat sono risultate, poi, maggiori a livello della chioma, mentre sulla base e sul fusto assumono valori molto più bassi.

Un aspetto interessante è la differenza di ricchezza e abbondanza di dendro-microhabitat tra specie native ed esotiche e tra angiosperme e gimnosperme. Sia la ricchezza che l'abbondanza, infatti, sono risultate maggiori su specie esotiche, dove hanno raggiunto i valori più alti in assoluto. Per quanto riguarda la distinzione per categoria sistematica, invece, la ricchezza dei tipi di dendro-microhabitat è risultata tendenzialmente maggiore sulle gimnosperme, anche se le differenze non sono state così marcate. L'abbondanza di dendro-microhabitat, al contrario, è risultata molto più alta nelle gimnosperme rispetto alle angiosperme. Tali differenze emergono solamente analizzando i dendro-microhabitat a livello della chioma, mentre ricchezza e abbondanza a livello di base e fusto assumono valori più simili tra specie native ed esotiche e tra angiosperme e gimnosperme.

I risultati ottenuti mostrano che generi diversi di alberi monumentali presentano valori di ricchezza e abbondanza differenti. Il genere *Maclura* spp. è quello che ha ottenuto i valori maggiori, ma si tratta di un unico individuo e quindi non si può affermare con certezza che tali

valori di ricchezza e abbondanza siano una peculiarità del genere. La ricchezza di tipi di dendro-microhabitat è risultata molto elevata anche nei generi *Carpinus* spp., *Celtis* spp., *Magnolia* spp., *Morus* spp., *Quercus* spp. e *Styphnolobium* spp. Quest'ultimo genere, in particolare, è anche uno dei generi con la più alta abbondanza di dendro-microhabitat.

Infine, diversi studi condotti in Europa hanno individuato il diametro come il principale fattore che determina la ricchezza e l'abbondanza di dendro-microhabitat (Asbeck et al., 2019, 2020b, 2023; Courbaud et al., 2022; Großmann et al., 2018; Regnery et al., 2013; Santopuoli et al., 2022). Sebbene in tali studi la correlazione sia stata ricercata all'interno di foreste e non in ambienti urbani, i risultati ottenuti per gli alberi monumentali del Veneto confermano che il diametro è correlato positivamente sia con la ricchezza che con l'abbondanza di dendro-microhabitat. Il coefficiente r di Pearson è risultato elevato sia per la ricchezza ($r = 0.58$) che per l'abbondanza ($r = 0.61$), indicando che alberi con diametro maggiore presentano tendenzialmente una maggiore diversità e una maggiore abbondanza di dendro-microhabitat. Questo risultato può spiegare la maggiore ricchezza e abbondanza su specie esotiche, le quali hanno presentato diametri superiori rispetto alle specie native. Tale correlazione è, però, assente a livello di base e fusto, quindi, il diametro è un buon indicatore solamente per la chioma degli alberi monumentali. Oltre al coefficiente r di Pearson, anche il coefficiente di determinazione R^2 indica, per la base e per il fusto, una correlazione scarsa o nulla a causa di valori prossimi allo zero.

I risultati ottenuti indicano, inoltre, che il diametro rappresenta un buon indicatore di ricchezza e abbondanza solamente per alcune categorie di dendro-microhabitat, confermando quanto osservato da Courbaud et al. (2022) e Santopuoli et al. (2022). È stata, infatti, trovata una forte correlazione tra diametro e ricchezza e tra diametro e abbondanza di dendro-microhabitat solamente per la forma "lesioni dell'albero e legno esposto" (IN) e, in misura leggermente minore, per le cavità in senso lato (forma CV), il legno morto nella chioma (DE) e gli essudati (OT). La ricchezza e l'abbondanza di altre forme di dendro-microhabitat (GR, EP_A ed EP_B), al contrario, sono risultate scarsamente o per nulla correlate con il diametro del fusto.

5. CONCLUSIONI

Questa tesi ha analizzato le caratteristiche degli alberi monumentali presenti nella Regione Veneto, focalizzandosi in particolare sullo studio dei dendro-microhabitat.

Secondo l'aggiornamento di luglio 2022 dell'elenco nazionale (MASAF, 2023), in Veneto sono presenti 244 entità monumentali, di cui 114 in contesti urbani. Questo numero, però, è destinato ad aumentare allo scopo di tutelare alberi attualmente non classificati e favorire l'importante ruolo ecologico, storico, culturale e paesaggistico rivestito da questi organismi viventi.

Il patrimonio arboreo monumentale è dominato dalle specie esotiche, anche se la composizione rispecchia il contesto territoriale in cui si trova: nei contesti urbani, infatti, prevalgono le specie esotiche, mentre nei contesti non urbani le specie predominanti sono quelle native. Gli individui studiati appartenenti a specie esotiche sono caratterizzati da dimensioni maggiori e da una più alta ricchezza e abbondanza di dendro-microhabitat rispetto alle specie native. Questo può essere spiegato dalla correlazione positiva che è stata trovata tra il diametro del fusto e la ricchezza e l'abbondanza di dendro-microhabitat. Il diametro è risultato essere un buon indicatore perché può predire bene la ricchezza e l'abbondanza di dendro-microhabitat. Tuttavia, tale correlazione tra diametro e dendro-microhabitat è stata rilevata solamente a livello della chioma e per alcune categorie di dendro-microhabitat, come le lesioni dell'albero, le cavità in senso lato, il legno morto nella chioma e gli essudati. Per la base e il fusto, così come per le altre categorie di dendro-microhabitat (GR, EP_A ed EP_B), la correlazione è risultata poco o per nulla rilevante. Ulteriori studi in tali ambiti sono dunque necessari allo scopo di indagare quali altri fattori influenzino la loro ricchezza e abbondanza.

I valori di ricchezza che possono raggiungere i 20 tipi di dendro-microhabitat e i valori di abbondanza che possono arrivare fino a 47 dendro-microhabitat su un unico individuo evidenziano l'importanza degli alberi monumentali come alberi "habitat", che andrebbero, perciò, tutelati per via del loro elevato valore in termini di biodiversità. Il criterio di monumentalità del valore ecologico, tuttavia, risulta essere tra i meno frequenti in Veneto. L'analisi dei dendro-microhabitat è un rilevamento speditivo e che presenta costi limitati, specialmente se confrontata all'osservazione e alla quantificazione delle singole specie presenti in una determinata area (Asbeck et al., 2021). Di conseguenza, può rappresentare uno strumento molto utile per l'attribuzione del carattere di monumentalità secondo il criterio del valore ecologico che contraddistingue gli alberi habitat, che sono alberi di primaria importanza per il supporto della biodiversità (Bütler et al., 2020a; Mölder et al., 2020).

Ulteriori studi sono indubbiamente necessari al fine di valutare quali organismi vegetali, animali e fungini siano più legati alla presenza e all'abbondanza di specifici dendro-microhabitat negli ambienti urbani, in funzione dell'areale di diffusione di tali specie.

In tal modo sarà possibile sviluppare una gestione integrata che miri a proteggere e controllare gli alberi monumentali presenti nel territorio, preservando e valorizzando i servizi ecosistemici da essi forniti, in particolar modo quelli legati al supporto della biodiversità.

BIBLIOGRAFIA

- Anderson, L. M., Cordell, H. K. (1988). Influence of trees on residential property values in Athens, Georgia (U.S.A.): a survey based on actual sales prices. *Landscape and Urban Planning*, 15, 153–164.
- Armstrong, R. A. (2019). Should Pearson's correlation coefficient be avoided? *Ophthalmic and Physiological Optics*, 39, 316–327.
- Arthur, A. D., Li, J., Henry, S., Cunningham, S. A. (2010). Influence of woody vegetation on pollinator densities in oilseed Brassica fields in an Australian temperate landscape. *Basic and Applied Ecology*, 11, 406–414.
- Asbeck, T., Basile, M., Stitt, J., Bauhus, J., Storch, I., Vierling, K. T. (2020a). Tree-related microhabitats are similar in mountain forests of Europe and North America and their occurrence may be explained by tree functional groups. *Trees*, 34, 1453–1466.
- Asbeck, T., Benneter, A., Huber, A., Margaritis, D., Buse, J., Popa, F., Pyttel, P., Förschler, M., Gärtner, S., Bauhus, J. (2023). Enhancing structural complexity: an experiment conducted in the Black Forest National Park, Germany. *Ecology and Evolution*, 13, e9732.
- 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, 59–68.
- Asbeck, T., Messier, C., Bauhus, J. (2020b). Retention of tree-related microhabitats is more dependent on selection of habitat trees than their spatial distribution. *European Journal of Forest Research*, 139, 1015–1028.
- 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.
- B.U.R. (2002). Legge Regionale 9 agosto 2002, n. 20. Tutela e valorizzazione degli alberi monumentali. *Bollettino Ufficiale Della Regione Del Veneto - 13-8-2002 - N. 78*.
- Barbi, A., Cola, G., Mariani, L., Parisi, S. G. (2013). I principali fattori che generano il clima del Veneto. In A. Barbi, A. Cagnati, G. Cola, F. Checchetto, A. Chiaudani, A. Crepaz, I. Delillo, L. Mariani, G. Marigo, P. Meneghin, S. G. Parsi, F. Rech, B. Renon, T. Robert-Luciani (Eds.), *Atlante climatico del Veneto. Precipitazioni - Basi informative per l'analisi delle correlazioni tra cambiamenti climatici e dinamiche forestali nel Veneto*. Regione del Veneto.
- 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.
- Blicharska, M., Mikusiński, G. (2014). Incorporating social and cultural significance of large old trees in conservation policy. *Conservation Biology*, 28(6), 1558–1567.
- Bobb, J. F., Peng, R. D., Bell, M. L., Dominici, F. (2014). Heat-related mortality and adaptation to heat in the United States. *Environmental Health Perspectives*, 122(8), 811–816.
- Bolte, A., Ammer, C., Löf, M., Madsen, P., Nabuurs, G.-J., Schall, P., Spathelf, P., Rock, J. (2009). Adaptive forest management in central Europe: climate change impacts, strategies and integrative concept. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 24(6), 473–482.
- Busnardo, G. (2010). *Piccola guida per riconoscere 50 alberi del Veneto*. Veneto Agricoltura.
- Bütler, R., Lachat, T., Krumm, F., Kraus, D., Larrieu, L. (2020a). *Field guide to tree-related microhabitats. Descriptions and size limits for their inventory*. Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research WSL.
- Bütler, R., Lachat, T., Krumm, F., Kraus, D., Larrieu, L. (2020b). Know, protect and promote habitat trees. Fact sheet for practitioners. *WSL Fact Sheet*, 64.
- Bütler, R., Lachat, T., Larrieu, L., Paillet, Y. (2013). Habitat trees: key elements for forest biodiversity. In D. Kraus & F. Krumm (Eds.), *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity* (pp. 84–91).
- Courbaud, B., Larrieu, L., Kozak, D., Kraus, D., Lachat, T., Ladet, S., Müller, J., Paillet, Y., Sagheb-Talebi, K., Schuck, A., Stillhard, J., Svoboda, M., Zudin, S. (2022). Factors influencing the rate of formation of tree-related microhabitats and implications for biodiversity conservation and forest management. *Journal of Applied Ecology*, 59, 492–503.
- Crowther, T. W., Glick, H. B., Covey, K. R., Bettigole, C., Maynard, D. S., Thomas, S. M., Smith, J. R., Hintler, G., Duguid, M. C., Amatulli, G., Tuanmu, M. N., Jetz, W., Salas, C., Stam, C., Piotto, D., Tavani, R., Green, S., Bruce, G., Williams, S. J., Wisser, S. K., Huber, M. O., Hengeveld, G. M., Nabuurs, G. J., Tikhonova, E., Borchardt, P., Li, C. F., Powrie, L. W., Fischer, M., Hemp, A., Homeier, J., Cho, P., Vibrans, A. C., Umunay, P. M., Piao, S. L., Rowe, C. W., Ashton, M. S., Crane, P. R., Bradford, M. A. (2015). Mapping tree density at a global scale. *Nature*, 525, 201–205.
- Dowtin, A. L., Cregg, B. C., Nowak, D. J., Levia, D. F. (2023). Towards optimized runoff reduction by urban tree cover: a review of key physical tree traits, site conditions, and management strategies. *Landscape and Urban Planning*, 239, 104849.
- Faber Taylor, A., Kuo, F. E. (2009). Children with attention deficits concentrate better after

- walk in the park. *Journal of Attention Disorders*, 12(5), 402–409.
- Faber Taylor, A., Kuo, F. E., Sullivan, W. C. (2001). Coping with ADD. The surprising connection to green play settings. *Environment and Behavior*, 33(1), 54–77.
- Felton, A. M., Felton, A., Foley, W. J., Lindenmayer, D. B. (2010). The role of timber tree species in the nutritional ecology of spider monkeys in a certified logging concession, Bolivia. *Forest Ecology and Management*, 259, 1642–1649.
- Ferrari, M., Medici, D. (2017). *Alberi e arbusti - Manuale di riconoscimento delle principali specie ornamentali* (IV edizione). Edagricole.
- Fiori, A. (1935). Le conifere nei parchi delle nostre città e nei nostri giardini. *Bullettino Della R. Società Toscana Di Orticoltura*, 20(1/2), 4–13.
- Fischer, J., Lindenmayer, D. B. (2002). The conservation value of paddock trees for birds in a variegated landscape in southern New South Wales. 2. Paddock trees as stepping stones. *Biodiversity and Conservation*, 11, 833–849.
- Forman, R. T. T. (2014). *Urban ecology: science of cities*. Cambridge University Press.
- G.U. (2004). Decreto Legislativo 22 gennaio 2004, n. 42. Codice dei beni culturali e del paesaggio, ai sensi dell'articolo 10 della Legge 6 luglio 2002, n. 137. *Gazzetta Ufficiale n. 45 Del 24-02-2004. Supplemento Ordinario n. 28*.
- G.U. (2008). Decreto Legislativo 26 marzo 2008, n. 63. Ulteriori disposizioni integrative e correttive del Decreto Legislativo 22 gennaio 2004, n. 42, in relazione al paesaggio. *Gazzetta Ufficiale n. 84 Del 09-04-2008*.
- G.U. (2013). Legge 14 gennaio 2013, n. 10. Norme per lo sviluppo degli spazi verdi urbani. *Gazzetta Ufficiale n. 27 Del 01-02-2013*.
- G.U. (2014). Decreto 23 ottobre 2014. Istituzione dell'elenco degli alberi monumentali d'Italia e principi e criteri direttivi per il loro censimento. *Gazzetta Ufficiale n. 268 Del 18-11-2014*.
- G.U. (2016). Decreto Legislativo 19 agosto 2016, n. 177. Disposizioni in materia di razionalizzazione delle funzioni di polizia e assorbimento del Corpo Forestale dello Stato, ai sensi dell'articolo 8, comma 1, lettera a), della Legge 7 agosto 2015, n. 124, in materia. *Gazzetta Ufficiale n. 213 Del 12-09-2016*.
- G.U. (2022). Decreto-Legge 11 novembre 2022, n. 173. Disposizioni urgenti in materia di riordino delle attribuzioni dei Ministeri. *Gazzetta Ufficiale n. 264 Del 11-11-2022*.
- Gallo, D., Zanetti, P. G. (2015). *Paesaggi agrari della Pianura Veneta*. Veneto Agricoltura.
- Gossner, M. M., Gazzea, E., Diedus, V., Jonker, M., Yaremchuk, M. (2020). Using sentinel prey to assess predation pressure from terrestrial predators in water-filled tree holes.

- European Journal of Entomology*, 117, 226–234.
- Großmann, J., Pyttel, P., Bauhus, J., Lecigne, B., Messier, C. (2020). The benefits of tree wounds: microhabitat development in urban trees as affected by intensive tree maintenance. *Urban Forestry & Urban Greening*, 55, 126817.
- Großmann, J., Schultze, J., Bauhus, J., Pyttel, P. (2018). Predictors of microhabitat frequency and diversity in mixed mountain forests in South-Western Germany. *Forests*, 9, 104.
- Hirons, A. D., Thomas, P. A. (2017). *Applied tree biology*. John Wiley & Sons.
- Hohl, D., Stoycheva, T., Kilgour, R. J., Anderson, E. C., LaMontagne, J. M. (2023). Changes over time in tree cavity availability across urban habitats. *Urban Forestry & Urban Greening*, 84, 127926.
- King, V. J., Davis, C. (2007). A case study of urban heat islands in the Carolinas. *Environmental Hazards*, 7, 353–359.
- Kirsch, J. J., Sermon, J., Jonker, M., Asbeck, T., Gossner, M. M., Petermann, J. S., Basile, M. (2021). The use of water-filled tree holes by vertebrates in temperate forests. *Wildlife Biology*, 2021(1).
- Körkjäs, M., Remm, L., Löhmus, A. (2021). Development rates and persistence of the microhabitats initiated by disease and injuries in live trees: a review. *Forest Ecology and Management*, 482, 118833.
- Kraus, D., Bütler, R., Krumm, F., Lachat, T., Larrieu, L., Mergner, U., Paillet, Y., Rydkvist, T., Schuck, A., Winter, S. (2016). *Catalogue of tree microhabitats - Reference field list*. Integrate+ Technical Paper.
- Kuo, M., Browning, M. H. E. M., Penner, M. L. (2018). Do lessons in nature boost subsequent classroom engagement? Refueling students in flight. *Frontiers in Psychology*, 8, 2253.
- Lachat, T., Bouget, C., Bütler, R., Müller, J. (2013). Deadwood: quantitative and qualitative requirements for the conservation of saproxylic biodiversity. In D. Kraus & F. Krumm (Eds.), *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity* (pp. 92–103).
- 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, 1433–1445.
- Larrieu, L., Cabanettes, A., Gonin, P., Lachat, T., Paillet, Y., Winter, S., Bouget, C., Deconchat, M. (2014). Deadwood and tree microhabitat dynamics in unharvested temperate mountain mixed forests: a life-cycle approach to biodiversity monitoring. *Forest Ecology and Management*, 334, 163–173.

- Larrieu, L., Courbaud, B., Drénou, C., Goulard, M., Büttler, R., Kozák, D., Kraus, D., Krumm, F., Lachat, T., Müller, J., Paillet, Y., Schuck, A., Stillhard, J., Svoboda, M., Vandekerkhove, K. (2022). Perspectives: key factors determining the presence of tree-related microhabitats: a synthesis of potential factors at site, stand and tree scales, with perspectives for further research. *Forest Ecology and Management*, 515, 120235.
- Larrieu, L., Gosselin, F., Archaux, F., Chevalier, R., Corriol, G., Dauffy-Richard, E., Deconchat, M., Gosselin, M., Ladet, S., Savoie, J., Tillon, L., Bouget, C. (2019). Assessing the potential of routine stand variables from multi-taxon data as habitat surrogates in European temperate forests. *Ecological Indicators*, 104, 116–126.
- Larrieu, L., Paillet, Y., Winter, S., Büttler, R., Kraus, D., Krumm, F., Lachat, T., Michel, A. K., Regnery, B., Vandekerkhove, K. (2018). Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: a hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators*, 84, 194–207.
- Laux, M., Lv, H., Entling, M. H., Schirmel, J., Narang, A., Köhler, M., Saha, S. (2022). Native pedunculate oaks support more biodiversity than non-native oaks, but non-native oaks are healthier than native oaks: a study on street and park trees of a city. *Science of the Total Environment*, 853, 158603.
- Lee, S., Koo, B. W., Kim, Y. (2023). Associations between tree characteristics and street crime: a case study in downtown Austin, TX. *Urban Forestry & Urban Greening*, 87, 128046.
- Levrel, H., Kerbiriou, C., Couvet, D., Weber, J. (2009). OECD pressure-state-response indicators for managing biodiversity: a realistic perspective for a French biosphere reserve. *Biodiversity and Conservation*, 18, 1719–1732.
- Li, D., Sullivan, W. C. (2016). Impact of views to school landscapes on recovery from stress and mental fatigue. *Landscape and Urban Planning*, 148, 149–158.
- Lindenmayer, D. B. (2016). The importance of managing and conserving large old trees: a case study from Victorian mountain ash forests. *The Royal Society of Victoria*, 128, 64–70.
- Lindenmayer, D. B. (2017). Conserving large old trees as small natural features. *Biological Conservation*, 211, 51–59.
- Lindenmayer, D. B., Laurance, W. F. (2016). The unique challenges of conserving large old trees. *Trends in Ecology and Evolution*, 31(6), 416–418.
- Lindenmayer, D. B., Laurance, W. F. (2017). The ecology, distribution, conservation and management of large old trees. *Biological Reviews*, 92, 1434–1458.
- Lindenmayer, D. B., Laurance, W. F., Franklin, J. F. (2012). Global decline in large old trees. *Science*, 338, 1305–1306.

- Lisa, C. (2011). Gli alberi monumentali: normative, conoscenza e tutela. *L'Italia Forestale e Montana*, 66(6), 509–519.
- Livesley, S. J., McPherson, E. G., Calfapietra, C. (2016). The urban forest and ecosystem services: impacts on urban water, heat, and pollution cycles at the tree, street, and city scale. *Journal of Environmental Quality*, 45, 119–124.
- Longauer, R., Belko, M., Pástor, M., Strmeň, S., Mačejovský, V. (2023). Non-native tree species growth characteristics inventoried three decades after planting in the Danube Lowland. *Central European Forestry Journal*, 69, 179–187.
- Lonsdale, D. (2013). *Ancient and other veteran trees: further guidance on management*. The Tree Council.
- Magarik, Y. A. S., Roman, L. A., Henning, J. G. (2020). How should we measure the DBH of multi-stemmed urban trees? *Urban Forestry & Urban Greening*, 47, 126481.
- Manning, A. D., Fischer, J., Felton, A., Newell, B., Steffen, W., Lindenmayer, D. B. (2009). Landscape fluidity - A unifying perspective for understanding and adapting to global change. *Journal of Biogeography*, 36, 193–199.
- 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, 818474.
- Matsuoka, R. H. (2010). Student performance and high school landscapes: examining the links. *Landscape and Urban Planning*, 97, 273–282.
- McDonald, R. I., Kroeger, T., Zhang, P., Hamel, P. (2020). The value of US urban tree cover for reducing heat-related health impacts and electricity consumption. *Ecosystems*, 23, 137–150.
- Michel, A. K., Winter, S. (2009). Tree microhabitat structures as indicators of biodiversity in Douglas-fir forests of different stand ages and management histories in the Pacific Northwest, U.S.A. *Forest Ecology and Management*, 257, 1453–1464.
- Mölder, A., Schmidt, M., Plieninger, T., Meyer, P. (2020). Habitat-tree protection concepts over 200 years. *Conservation Biology*, 34(6), 1444–1451.
- Nesbitt, L., Hotte, N., Barron, S., Cowan, J., Sheppard, S. R. J. (2017). The social and economic value of cultural ecosystem services provided by urban forests in North America: a review and suggestions for future research. *Urban Forestry & Urban Greening*, 25, 103–111.
- Niinemets, Ü., Valladares, F. (2006). Tolerance to shade, drought, and waterlogging of

- temperate northern hemisphere trees and shrubs. *Ecological Monographs*, 76(4), 521–547.
- Nolan, V., Reader, T., Gilbert, F., Atkinson, N. (2020). The Ancient Tree Inventory: a summary of the results of a 15 year citizen science project recording ancient, veteran and notable trees across the UK. *Biodiversity and Conservation*, 29, 3103–3129.
- Ordóñez, C., Threlfall, C. G., Kendal, D., Baumann, J., Sonkkila, C., Hochuli, D. F., van der Ree, R., Fuller, R. A., Davern, M., Herzog, K., English, A., Livesley, S. J. (2023). Quantifying the importance of urban trees to people and nature through tree removal experiments. *People and Nature*, 5, 1316–1335.
- Orłowski, G., Nowak, L. (2007). The importance of marginal habitats for the conservation of old trees in agricultural landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 79, 77–83.
- Paillet, Y., Archaux, F., Boulanger, V., Debaive, N., Fuhr, M., Gilg, O., Gosselin, F., Guilbert, E. (2017). Snags and large trees drive higher tree microhabitat densities in strict forest reserves. *Forest Ecology and Management*, 389, 176–186.
- 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, 2147–2159.
- Paillet, Y., Debaive, N., Archaux, F., Cateau, E., Gilg, O., Guilbert, E. (2019). Nothing else matters? Tree diameter and living status have more effects than biogeoclimatic context on microhabitat number and occurrence: An analysis in French forest reserves. *PLoS ONE*, 14(5), e0216500.
- Pietraszko, E., Żarnowiec, J., Szafran, S., Zalot, T., Dziergas, G., Jarosz, P. (2022). What can we learn from monitoring of monumental trees – A case study of the Jasienica and Jaworze Communes (Silesia, South Poland). *Journal of Ecological Engineering*, 23(6), 129–138.
- Poppenborg, P., Hölscher, D. (2009). The influence of emergent trees on rainfall distribution in a cacao agroforest (Sulawesi, Indonesia). *Flora*, 204, 730–736.
- Read, H. J. (2000). *Veteran trees: a guide to good management*. English Nature.
- Regnery, B., Paillet, Y., Couvet, D., Kerbiriou, C. (2013). Which factors influence the occurrence and density of tree microhabitats in Mediterranean oak forests? *Forest Ecology and Management*, 295, 118–125.
- Santopuoli, G., Vizzarri, M., Spina, P., Maesano, M., Scarascia Mugnozza, G., Lasserre, B. (2022). How individual tree characteristics and forest management influence occurrence and richness of tree-related microhabitats in Mediterranean mountain forests. *Forest Ecology and Management*, 503, 119780.
- Sedgwick, P. (2012). Pearson's correlation coefficient. *BMJ*, 345, e4483.

- Sefidi, K., Copenheaver, C. A. (2020). Tree-related microhabitats: a comparison of managed and unmanaged oriental beech-dominated forests in Northern Iran. *Forest Science*, 66(6), 747–753.
- Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, G., Wild, J., Ascoli, D., Petr, M., Honkaniemi, J., Lexer, M. J., Trotsiuk, V., Mairota, P., Svoboda, M., Fabrika, M., Nagel, T. A., Reyer, C. P. O. (2017). Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change*, 7, 395–402. <https://doi.org/10.1038/nclimate3303>.
- Sist, P., Mazzei, L., Blanc, L., Rutishauser, E. (2014). Large trees as key elements of carbon storage and dynamics after selective logging in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management*, 318, 103–109.
- Stara, K., Tsiakiris, R. (2019). Oriental planes *Platanus orientalis* L. and other monumental trees in central squares and churchyards in NW Greece: sacred, emblematic and threatened. *Acta Horticulturae et Regiotecturae*, 22(1), 14–18.
- Turner-Skoff, J. B., Cavender, N. (2019). The benefits of trees for livable and sustainable communities. *Plants People Planet*, 1, 323–335.
- van der Hoek, Y., Gaona, G. V., Martin, K. (2017). The diversity, distribution and conservation status of the tree-cavity-nesting birds of the world. *Diversity and Distributions*, 23, 1120–1131.
- Vuidot, A., Paillet, Y., Archaux, F., Gosselin, F. (2011). Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biological Conservation*, 144, 441–450.
- Wang, X., Wang, Y., Qu, X., Huang, B., Li, Z., Sun, J., Wei, X., Yang, X. (2021). Urban trees in university campus: structure, function, and ecological values. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 45183–45198.
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. Springer.
- Winter, S., Möller, G. C. (2008). Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management*, 255, 1251–1261.
- Woolsey, S., Hangan, H., Peerhossaini, H., Way, D. (2023). How will increased atmospheric CO₂ and climate change-induced wind trends alter the probability of tree failures from wind gusts. *Agricultural and Forest Meteorology*, 342, 109732.

SITOGRAFIA

- Arnold, J. (2021). `_ggthemes`: Extra themes, scales and geoms for ‘ggplot2’. R package version 4.2.4. <https://CRAN.R-project.org/package=ggthemes>.
- ARPAV (2023a). Precipitazione annua. https://www.arpa.veneto.it/arpavinforma/indicatori-ambientali/indicatori_ambientali/clima-e-rischi-naturali/clima/precipitazione-annua/2022.
- ARPAV (2023b). Temperatura. https://www.arpa.veneto.it/arpavinforma/indicatori-ambientali/indicatori_ambientali/clima-e-rischi-naturali/clima/temperatura/2022.
- ISPRA (2023). Corine Land Cover. <https://www.isprambiente.gov.it/it/attivita/suolo-e-territorio/suolo/copertura-del-suolo/corine-land-cover>.
- MASAF (2023). Direzione generale dell’economia montana e delle foreste del Mipaaf – “dataset AMI – Censimento alberi monumentali d’Italia”. <https://www.politicheagricole.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/11260>.
- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Regione Veneto (2023). Geoportale della Regione del Veneto. <https://idt2.regione.veneto.it/>.
- USGS (2023). Earth Explorer. <https://earthexplorer.usgs.gov/>.

RINGRAZIAMENTI

Vorrei, innanzitutto, ringraziare il mio relatore prof. Paolo Semenzato e i miei correlatori dott. Thomas Campagnaro e dott. Nicola Menon per l'opportunità di contribuire a questo interessante progetto di ricerca.

Vorrei dedicare un ringraziamento alla mia famiglia, in particolare ai miei genitori per avermi sempre sostenuto e aver sempre creduto in me.

Vorrei, infine, ringraziare i miei amici per essere stati vicini anche nei momenti difficili e per i momenti indimenticabili dentro e al di fuori dell'Università.