



SAPIENZA
UNIVERSITÀ DI ROMA

Influenza dei caratteri strutturali sulle specie vegetali diagnostiche di habitat forestali mediterranei

Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali

Dipartimento di Scienze della Terra

Corso di laurea in Scienze della Natura

Francesco Di Pietro

Matricola 1815785

Relatrice
Prof.ssa Sabina Burrascano

Relatore esterno
Phd Lorenzo Balducci

A.A. 2023-2024

Sommario

1	Introduzione	2
1.1	Foreste Mediterranee e Biodiversità.....	2
	Determinanti della diversità di ecosistemi e bioma mediterraneo	2
	Diversità biologica delle foreste mediterranee	4
1.2	Direttiva Habitat e conservazione della biodiversità	11
	Le specie diagnostiche per l'interpretazione e la valutazione dello stato di conservazione degli habitat	15
1.3	Influenza della struttura forestale sulla vegetazione del sottobosco.....	17
1.4	Obiettivi	23
1.5	Ipotesi.....	24
2	Materiali e Metodi.....	26
2.1	Inquadramento geografico, geologico e climatico delle aree di studio.....	26
	Italia.....	28
	Spagna.....	30
	Francia.....	32
2.2	Inquadramento floristico-vegetazionale degli habitat forestali interessati dal progetto	35
	9340 Foreste di <i>Quercus ilex</i> e <i>Quercus rotundifolia</i>	35
	9330 Foreste di <i>Quercus suber</i>	37
	9260 Boschi di <i>Castanea Sativa</i>	39
	9530* Pinete (sub)mediterranee con presenza della specie endemica <i>Pinus nigra</i>	41
2.3	Progetto LIFE	44
	LIFE (LIFE21 NAT/IT/101074738) GoProForMED	46
2.4	Disegno di campionamento.....	47
2.5	Protocollo di campionamento	47
	Campionamento della vegetazione	48
	Metodi di rilevamento della copertura della volta arborea	51
	Variabili strutturali forestali	54
	Lista delle specie diagnostiche degli habitat investigati	55
2.6	Analisi statistiche	57
	Valutazione della Biodiversità Vegetazionale	57
	Analisi delle componenti principali (PCoA)	57
	Matrice di correlazione: individuazione delle caratteristiche strutturali che influenzano maggiormente le specie diagnostiche	59
	Linear Mixed Model (LMM) per variabili strutturali	59
	Modelli <i>tree regression</i>	62
3	Risultati.....	64
4	Discussione.....	103
5	Conclusioni	118
6	Bibliografia	121

1 Introduzione

1.1 Foreste Mediterranee e Biodiversità

Determinanti della diversità di ecosistemi e bioma mediterraneo

Le diverse interazioni tra fattori fisici, chimici e biologici regolano la distribuzione e le dinamiche delle popolazioni di specie vegetali e animali (Potts et al., 2020; Westgate et al., 2014). I fattori fisici, quali temperatura, umidità atmosferica, natura del substrato, creano diversi gradienti ambientali che possono influenzare notevolmente l'insediamento e il mantenimento delle popolazioni di piante o animali. L'identificazione e l'interpretazione di tali gradienti ambientali risente notevolmente della scala spaziale di osservazione (Connor et al., 2019). Ad esempio alcune caratteristiche ambientali misurabili a scala fine (i.e., che variano anche entro estensioni molto limitate) quali il microclima e la microtopografia influenzano fortemente le caratteristiche chimico-fisiche dell'aria e del suolo determinando differenze anche tra unità di campionamento (*plot*) di dimensioni ridotte poste in contiguità spaziale e condizionando, anche a questa scala, la presenza e la distribuzione dei diversi organismi animali e vegetali (Pintaldi et al., 2015; Tromp-van Meerveld and McDonnell, 2006). Invece, a scale spaziali più ampie, è il macroclima "regionale" a determinare la distribuzione delle comunità biotiche sulla superficie terrestre. I valori medi di precipitazioni e temperature, ad esempio, la radiazione solare o i valori di umidità assoluta e relativa sono quelli che agiscono su aree geografiche estese determinando la presenza di diverse fisionomie vegetali (foresta, prateria, etc.). Le interazioni tra i fattori ambientali legati al substrato (litologia, geomorfologia, tipo di suolo), le vicende paleogeografiche e paleoecologiche pregresse e l'attuale assetto climatico contribuiscono a creare condizioni ecologiche specifiche che si manifestano in forma di diversi biomi, ossia di vaste aree terrestri aventi un clima caratteristico, flora e fauna tipiche, e che si distingue per il tipo di vegetazione predominante (Whittaker, 1972). Macroclima e microclima non agiscono separatamente (Zhang et al., 2022). Il macroclima

infatti influisce sulla biodiversità, sulla fenologia e sulla distribuzione delle comunità di organismi, interagendo con queste tramite una rete di complessi meccanismi che implicano anche il microclima il quale agisce maggiormente a livello di popolazione o organismo (Pateman et al., 2016).

In Europa possiamo riconoscere sei diversi biomi: taiga, tundra, prateria e steppa, foresta temperata decidua, foresta temperata mista di latifoglie decidue e sempreverdi e bioma Mediterraneo.

Il bioma del Mediterraneo si caratterizza per una distribuzione nettamente disgiunta, tipica delle medie latitudini (fascia compresa tra i 30 e i 45 gradi di latitudine). È presente in tutti i continenti, eccetto l'antartide, principalmente nelle loro porzioni occidentali. La peculiarità climatica di questo bioma è la presenza di estati calde e aride e inverni piovosi, determinando un marcato cambiamento stagionale tra temperatura e precipitazioni (Lionello et al., 2006). Il bioma Mediterraneo in Europa si estende attraverso vari paesi che si affacciano sul bacino del Mediterraneo (da cui il Bioma prende il nome), comprendendo tanto aree continentali quanto le isole. Il suo aspetto più caratteristico si riscontra nelle aree costiere; tuttavia, può estendersi anche nelle aree più interne. Il macroclima mediterraneo è significativamente influenzato dall'alternarsi delle situazioni di alta e bassa pressione, in gran parte determinate dall'andamento dell'Anticiclone delle Azzorre. Durante l'inverno, questo anticiclone si sposta verso sud, consentendo ai cicloni atlantici di entrare nel Mediterraneo e portare condizioni climatiche fredde. In primavera, l'anticiclone euro-asiatico domina, provocando frequenti piogge. L'estate è caratterizzata dalla siccità a causa del ritorno dell'Anticiclone delle Azzorre, una vasta area di alta pressione che sostituisce l'anticiclone euro-asiatico, impedendo la formazione di nuvole e precipitazioni (Mennella, 1967; Federico et al., 2004). In questo contesto esistono variazioni dovute all'esistenza di due gradienti geografici, di cui uno Nord/Sud, con un sud ovviamente più caldo e secco, ed un altro Ovest/Est, caratterizzato dalla circolazione di masse d'aria umide di provenienza atlantica e masse d'aria fredda e secca provenienti dalle aree continentali dell'Europa orientale e dell'Asia (García-Herrera and Barriopedro,

2018). Tutti questi fattori su larga scala interagiscono sia con la presenza del Mar Mediterraneo, che rende il clima più oceanico mitigandone le escursioni termiche, sia dalla complessa orografia della regione: in particolare le catene montuose dei Pirenei, Alpi e Balcani schermano l'area dai venti freddi del nord lasciandola esposta ai venti caldi di origine africana (Mennella, 1967; García-Herrera and Barriopedro, 2018). Le interazioni tra questi fattori, insieme a piccoli cambiamenti delle traiettorie delle masse d'aria, portano alla formazione di un quadro complesso con alcuni fenomeni rilevanti caratteristici della regione mediterranea, come ondate di calore e siccità, intense precipitazioni o intrusioni di polveri di origine sahariana (García-Herrera and Barriopedro, 2018).

Diversità biologica delle foreste mediterranee

Il bacino del Mediterraneo è considerato uno dei 36 hot-spot mondiali di biodiversità (Myers et al., 2000; Médail and Myers 2004). Pur ricoprendo un'area equivalente all' 1.5% di tutte le terre emerse (Fady-Welterlen, 2005) ospita al suo interno il 10% della biodiversità mondiale. In particolare, si contano circa 25.000 specie vegetali, di cui 13.000 endemiche, ossia presenti esclusivamente all' interno del bacino del mediterraneo (Médail and Quézel, 1999). Oltre a questa grande ricchezza di specie vegetali, vi sono anche un gran numero di specie animali, di cui molte endemiche; il 35% degli anfibi, il 43% dei rettili e il 25% dei mammiferi sono infatti considerate esclusive della regione mediterranea. Le foreste le altre aree boschive coprono il 43% della superficie europea (FAO, 2020), rendendo l'Europa una delle regioni a maggiore copertura forestale al mondo (FAO, 2024). Va considerato che questi dati tengono conto di una definizione di foresta che prevede una superficie di almeno 0,5 ettari con una densità di copertura della volta arborea di almeno il 10% con alberi di altezza minima di cinque metri. Vengono invece considerate come "altre aree boschive" situazioni in cui la copertura della volta arborea è compresa fra il 5% ed il 10% e costituita da alberi potenzialmente in grado di raggiungere i cinque metri di altezza. All' interno del bacino del mediterraneo il 10% dell'area è coperto da foreste mediterranee, definite come foreste che crescono in un clima caratterizzato da un deficit pluviometrico

estivo che provoca stress alla vegetazione (Gauquelin et al., 2018). Il paesaggio forestale mediterraneo è stato a lungo e intensamente modificato dalla millenaria presenza umana che ha attinto costantemente alle risorse forestali e ne ha ridotto significativamente l'estensione attraverso la loro conversione in sistemi agricoli e aree di pascolo. Si stima che attualmente solo il 15% della vegetazione forestale "potenziale" Mediterranea sia ancora presente (Quézel et al., 2003). Tuttavia, il bacino del mediterraneo continua a mostrare una notevole diversità specifica in chiave forestale, dove si annoverano 245 entità arboree, di cui 210 al rango tassonomico di specie e 35 a quello di sottospecie. Di queste specie ben 46 sono endemiche distribuite all'interno dell'unità biogeografica Mediterranea (Médail et al., 2019). All'interno del contesto mediterraneo le diverse tipologie forestali variano molto in base alle condizioni ambientali (clima, geologia, geomorfologia, tipo di suolo, etc.) e anche in base al diverso grado di influenza delle attività antropiche passate e presenti (Atkins et al., 2023; Chen et al., 2011). La vegetazione legnosa che rientra nel bioma mediterraneo è costituita tanto da arbusteti quanto da foreste. In base alle diverse variabili bioclimatiche, all'altitudine e all'esposizione dei versanti possiamo riconoscere diverse formazioni e comunità vegetali caratteristiche. Nella fascia termo-mediterranea, ossia quella caratterizzata da un più lungo ed intenso periodo di aridità estiva, la vegetazione potenziale è costituita prevalentemente da arbusteti o raramente da boschi sempreverdi sclerofilli spesso con copertura discontinua con altezza dello strato arboreo generalmente inferiore ai 10 metri, quindi molto spesso non facilmente distinguibile dallo strato alto-arbustivo (Vargas, 2019). Questa fascia vegetazionale arbustiva o arboreo-arbustiva caratterizza le aree costiere, soprattutto se ad elevata rocciosità, oppure la fascia retrodunale per una estensione variabile a seconda delle aree geografiche interessate. Tra le specie più tipiche della macchia mediterranea termo-mediterranea citiamo *Euphorbia dendroides*, *Olea europea*, *Medicago arborea*, *Coronilla valentina*, *Anthyllis barba-jovis*, *Ceratonia siliqua*, *Juniperus phoenicea*, *J. macrocarpa*, alle quali si associano specie a più ampia ecologia e distribuzione quali *Pistacia lentiscus*, *Myrtus communis*, *Rhamnus alaternus*, *Arbutus unedo*, *Phillyrea sp.*

(Biondi et al., 2009; Vargas, 2019). I boschi termo-mediterranei sono per lo più leccete di altezza limitata, boscaglie a *Quercus coccifera* o pinete a *Pinus halepensis* o *Pinus brutia*, con sottobosco costituito quasi esclusivamente da specie della macchia mediterranea. Nella fascia meso-mediterranea invece la vegetazione potenziale è sempre di tipo forestale. Nei versanti esposti a sud la dominanza fisionomica è data sempre dalle specie sempreverdi, in particolare *Quercus ilex* o *Q. suber* (nelle aree subpianeggianti o su suoli subacidi). Nei versanti esposti a nord invece le leccete si arricchiscono di specie caducifoglie termofile quali *Quercus pubescens* s.l., *Fraxinus ornus*, *Acer monspessulanum*, *Sorbus domestica*, *Cercis siliquastrum* e *Carpinus orientalis* (Biondi et al., 2009; Vargas, 2019). A quote più elevate (tra i 600 e i 1000 m) sono soprattutto *Ostrya carpinifolia* e *Quercus pubescens* ad associarsi a *Quercus ilex* sempre insieme a *Fraxinus ornus* e talvolta anche ad *Acer opalus* (Médail et al., 2019).

Le foreste offrono una moltitudine di servizi ecosistemici essenziali per la salute ed il benessere socioeconomico delle società umane nel tempo. Oltre ai servizi ecosistemici di "approvvigionamento", che si riferiscono ai beni fisici di un ecosistema come la fornitura di cibo e di materie prime, esistono anche servizi di "regolazione", che si riferiscono ai benefici indiretti degli ecosistemi di cui l'uomo può beneficiare come la regolazione del clima, la prevenzione dell'erosione del suolo, la purificazione dell'aria nonché l'arricchimento culturale e personale (Aznar-Sánchez et al., 2018). Le foreste a livello globale sono considerate *hot-spot* di biodiversità, ospitando circa il 75% delle piante terrestri, dei funghi e delle specie animali (FAO 2020). La biodiversità presente negli ambienti forestali influenza positivamente i diversi servizi ecosistemici (Gamfeldt et al., 2013), contribuendo in maniera sostanziale al mitigamento del clima e alla stabilità e resilienza degli ecosistemi (Thompson et al., 2011). All'interno del bacino del Mediterraneo, più di 6.000 specie, ossia il 20% delle specie note, sono a rischio di estinzione (IUCN 2024). La diminuzione della biodiversità all'interno di un ecosistema, così come un'eccessiva alterazione delle comunità, possono impattare i servizi ecosistemici

offerti da esso, con importanti ripercussioni negative sugli ecosistemi e sulla salute e il benessere delle società umane (Gamfeldt et al., 2013; Sharma and Birman, 2024).

In particolare, la gestione forestale intesa come l'insieme delle attività selvicolturali condiziona notevolmente le dinamiche forestali incidendo significativamente su caratteristiche strutturali, quali: distribuzione diametrica degli individui arborei, distribuzione nello spazio, densità, composizione e stratificazione verticale ed età del popolamento (Dieler et al., 2017). Le attività selvicolturali quindi modificano un sistema ecologico che già si trova in un suo equilibrio dinamico e i cambiamenti strutturali da essa derivanti si ripercuotono all'interno del bosco attraverso modificazioni, anche significative, dell'incidenza di fattori ecologici chiave quali: intensità della radiazione luminosa, umidità e temperatura del suolo (Prévost and Raymond, 2012). In tal modo l'attività selvicolturale interferisce con i processi ecologici del sottobosco che attraverso un effetto a cascata influenzano direttamente la ricchezza e la composizione dei diversi gruppi tassonomici che usano le foreste come componenti del loro habitat (LaRue et al., 2023). In Europa ed in particolare nel Mediterraneo la maggior parte delle foreste sono regolamentate nella gestione da leggi regionali, nazionali o europee, ma spesso comunque utilizzate per la produzione di legname (Ceccherini et al., 2020). Si stima che solo una piccola parte delle foreste mediterranee (circa il 2%) non è andata soggetta ad alcun tipo di intervento (Köhl et al., 2020). Le foreste primarie ossia foreste quasi completamente indenni rispetto alle attività dell'uomo e le foreste vetuste, ossia i popolamenti che hanno avuto la possibilità di non essere impattate da attività umane per lunghi periodi di tempo sono i riferimenti più comunemente utilizzati per valutare la quantità e la qualità della biodiversità forestale (Sabatini et al., 2018; Wirth et al., 2009). Le foreste vetuste nonostante rappresentino solo circa 3% delle foreste Europee sono considerate come gli ecosistemi forestali con maggiore abbondanza *Tree related microhabitat* (TreM) (Michel and Winter, 2009) e legno morto al loro interno (Bujoczek et al., 2021; Seibold et al., 2015). La gestione forestale attraverso attività di diradamento o pratiche selvicolturali a turni

brevi, modifica l'età del popolamento forestale, può ridurre la disponibilità di TreM essenziali per numerosi gruppi tassonomici (Asbeck et al., 2020). Ad esempio, nell'ambito dell'avifauna vi sono i picidi, più comunemente conosciuti come "picchi", i quali prediligono alberi vetusti per creare cavità di nidificazione. Essendo questi uccelli i principali costruttori di cavità arboree essi svolgono un importante ruolo ecologico fornendo habitat adatti alla nidificazione e rifugio per un'ampia gamma di specie, tra cui altri uccelli, mammiferi, rettili, anfibi e insetti (Blanc and Martin, 2012; Martin et al., 2004). Allo stesso modo, il prelievo di legname diminuisce la disponibilità e il tasso di reclutamento del legno morto, il quale è importante per numerosi organismi forestali come gli insetti saproxilici, i quali dipendono, almeno in uno stadio del loro ciclo vitale, proprio da legno deperiente o morto (Grove, 2002; Michel and Winter, 2009; Stokland et al., 2012). Anche i cambiamenti climatici sono una delle principali cause della degradazione delle foreste e quindi responsabili di perdita di biodiversità nemorale. Studi recenti sulla mortalità arborea globale indotta dal cambiamento climatico hanno dimostrato che molti ecosistemi forestali sono gravemente minacciati e prossimi al "collasso" a causa di cambiamenti nei gradienti ambientali, quali in particolare quelli legati alla crescente siccità (Allen et al., 2015). La diminuzione della disponibilità di acqua e lo stress causato dal costante aumento delle temperature inducono cambiamenti nelle risposte funzionali delle specie, nella loro capacità di sopravvivere, nei tassi di mortalità e nella demografia (Ruiz-Benito et al., 2020). La regione del mediterraneo ha subito negli ultimi decenni un aumento delle temperature più rapido rispetto alla media globale. Sulla base di alcuni modelli, le foreste dell'Europa sud-occidentale, rappresentate prevalentemente da boschi di tipo mediterraneo, subiranno maggiori stress causati dai cambiamenti climatici e saranno soggetti ad un aumento del rischio incendio, da crescente siccità e conseguentemente potrebbero subire una diminuzione delle specie arboree dominanti (Field et al., 2014; Lionello et al., 2014). Infatti, la variazione delle condizioni bioclimatiche e una tendenza verso l'aridità ridurrebbe la gamma di condizioni bioclimatiche idonee non solo per la proliferazione ma addirittura per la sopravvivenza di determinate specie forestali come

Quercus ilex, *Q. suber* e *Pinus halepensis* (Benito et al., 2011; Conte et al., 2019). Sebbene le specie legnose negli ecosistemi mediterranei siano generalmente adattate a un basso potenziale idrico del suolo, recenti studi riguardanti gli impatti climatici sulla produttività di tali ecosistemi dal 2000 al 2021 hanno mostrato riduzioni su larga scala nella produttività primaria, con cali fino al 90% in soli 100 giorni (Miranda et al., 2022). Come conseguenza di questo trend di cambiamento, molte specie vegetali hanno spostato verso altitudini più elevate i loro areali medi di distribuzione quale risposta alle nuove condizioni climatiche (Burrows et al., 2011; Chen et al., 2011). Specie arboree come il cedro dell'atlante (*Cedrus atlantica*) in Marocco ed il leccio (*Quercus ilex*) in Spagna stanno progressivamente espandendosi verso quote più elevate invadendo l'areale di distribuzione di altre specie, quali rispettivamente il Ginepro turifero (*Juniperus thurifera*) e il Faggio (*Fagus sylvatica*) (Peñuelas and Boada, 2003). Le proiezioni dei modelli climatici suggeriscono che tanto i processi ecologici quanto la composizione specifica delle foreste mediterranee saranno fortemente influenzate dai cambiamenti climatici. Le alterazioni nella fisiologia, nella fenologia e nella distribuzione delle singole specie modificheranno inevitabilmente le reciproche interazioni competitive, con conseguenze significative sulla componente tassonomica ed ecologica della biodiversità (Hughes, 2000). In quest'ottica di cambiamenti, in cui le foreste mediterranee, la loro biodiversità e i servizi ecosistemici essenziali per il benessere umano sono sempre più minacciati, vari enti governativi, intergovernativi e di ricerca hanno iniziato a sviluppare soluzioni per un utilizzo sostenibile delle foreste (Oettel and Lapin, 2021). La gestione forestale sostenibile o *Sustainable Forest Management* (SFM) secondo la *Helsinki resolution* (MCPFE, 1993), è considerata come: "la gestione e l'uso delle foreste e dei terreni forestali in un modo e a un ritmo che ne mantenga la biodiversità, la produttività, la capacità di rigenerazione, la vitalità e il potenziale per svolgere, ora e in futuro, funzioni ecologiche, economiche e sociali rilevanti, a livello locale, nazionale e globale, e che non causi danni ad altri ecosistemi". La nuova strategia forestale 2030 (New EU Forest Strategy 2030) si basa in particolare sulla strategia dell'UE per la biodiversità 2030 ed è strettamente legata alla creazione di pratiche di gestione

forestale sostenibile (SFM) e, attraverso queste, alla conservazione della biodiversità. Questa strategia mira a integrare e potenziare le misure già esistenti, promuovendo una gestione che tenga conto non solo degli aspetti ambientali, ma anche di quelli economici e sociali. La nuova definizione della *Sustainable Finance Taxonomy regulation* (EU 2020/852), che mira ad indirizzare gli investimenti verso attività sostenibili ed ecocompatibili, si muove nella stessa direzione, ponendo particolare attenzione sulla gestione forestale, promuovendo: *“le pratiche e gli usi delle foreste e delle aree forestali che contribuiscono ad aumentare la biodiversità o a fermare o prevenire il degrado degli ecosistemi, la deforestazione e la perdita di habitat, tenendo conto della gestione e dell’uso delle foreste in un modo e a un ritmo che mantenga la loro biodiversità, produttività, capacità di rigenerazione, vitalità e il loro potenziale per soddisfare, ora e in futuro, le pertinenti funzioni ecologiche, economiche e sociali, a livello locale, nazionale e globale, e che non causino danni ad altri ecosistemi”*. Importanti iniziative a livello europeo, come l’*European Green Deal*, hanno posto grande enfasi sulla nuova strategia forestale europea 2030. L’*European Green Deal*, infatti, si prefigge obiettivi ambiziosi, quali la riduzione delle emissioni di CO₂ del 55% entro il 2030 e il raggiungimento della neutralità climatica entro il 2050. Per realizzare questi obiettivi, la gestione sostenibile delle foreste è vista come un elemento cruciale. La nuova strategia forestale non solo supporta questi traguardi, ma cerca anche di garantire che le foreste continuino a fornire i loro preziosi servizi ecosistemici, contribuendo così al benessere delle società umane e alla resilienza degli ecosistemi naturali. Tuttavia, nonostante gli sforzi per promuovere una gestione sostenibile delle foreste europee, in particolare quelle mediterranee, gli effetti delle diverse tipologie di gestione sui vari gruppi tassonomici (i.e., biodiversità multi-tassonomica) non sono ancora stati studiati in modo ampio e coordinato (Burrascano et al., 2023). Questa lacuna nella ricerca rende gli indicatori utilizzati per quantificare la biodiversità forestale come poco affidabili (Oettel and Lapin, 2021). La scelta di indicatori inadeguati o errati può avere conseguenze negative sulla diversità biologica degli ecosistemi forestali e aumentare la distanza tra i gestori e le istituzioni (Lindenmayer et al., 2000). Pertanto, è essenziale sviluppare e

implementare indicatori più precisi e adatti ai diversi contesti forestali per garantire una gestione forestale veramente sostenibile anche in termini di biodiversità come sottolineato dalla EU taxonomy regulation (EU2020/852) e una reale protezione della biodiversità. Non a caso le istituzioni tendono ad esercitare una forte pressione sui gestori forestali affinché adottino indicatori mirati alla conservazione della biodiversità.

1.2 Direttiva Habitat e conservazione della biodiversità

La Direttiva Habitat (Direttiva 92/43/CEE) istituita nel 1992 è il perno centrale della legislazione comunitaria in materia di conservazione della biodiversità. Insieme alla Direttiva Uccelli (Direttiva 2009/147/CE) istituita già nel 1979, rappresenta la base su cui si fonda la rete Natura 2000. Entrambe le direttive hanno il compito di “salvaguardare la biodiversità mediante la conservazione degli habitat naturali, nonché della flora e della fauna selvatica nel territorio degli Stati membri dove si applica la Direttiva (art. 2), principalmente, ma non solo, attraverso l’istituzione di aree protette”. A questo scopo, la Direttiva stabilisce misure volte ad assicurare il mantenimento o il ripristino in uno stato di conservazione soddisfacente degli habitat e delle specie di interesse comunitario elencati nei suoi allegati. Tra le misure previste c’è la costruzione di una rete ecologica europea di siti protetti, realizzata designando zone speciali di conservazione (ZSC) per gli habitat elencati nell’allegato I e per le specie elencate nell’allegato II. Le ZSC costituiscono la Rete Natura 2000 (articolo 3). Altre misure prevedono: norme per la gestione dei siti Natura 2000 e la valutazione d’incidenza (art 6), il finanziamento (art 8), il monitoraggio e l’elaborazione di rapporti nazionali sull’attuazione delle disposizioni della Direttiva (articoli 11 e 17), il rilascio di eventuali deroghe (art. 16), la promozione della ricerca e l’attività scientifica (art.18), il riconoscimento dell’importanza degli elementi del paesaggio che svolgono un ruolo di connessione ecologica per la flora e la fauna selvatiche (art. 10) (ISPRA 142/2016).

Un aspetto fondamentale della Rete Natura 2000 è la necessità di attuare misure a livello unionale per affrontare la dimensione su larga scala delle minacce che insistono sugli

ecosistemi naturali. Per questo motivo, al fine di fornire strumenti comuni agli stati dell'UE per il raggiungimento degli obiettivi preposti, la direttiva assegna significati precisi alla definizione di "Habitat naturale" (*Habitat type*), "Stato di conservazione favorevole" e "Specie diagnostiche". Questa formalizzazione assume un significato particolarmente importante per la valutazione e l'aspetto applicativo della Direttiva, in quanto consente un approccio uniforme tra gli Stati membri, facilitando l'implementazione e il monitoraggio delle misure di conservazione. Per la direttiva 92/43/EEC il termine "Habitat" può avere due definizioni: la prima definisce un Habitat naturale come un'area composta da fattori biotici e abiotici in cui persistono condizioni ecologiche uniformi e peculiari definendo quindi l'habitat come entità a sé stante in termini di biocenosi. La seconda invece definisce un habitat come "ambiente fondamentale per la conservazione di una o più specie" ossia quell'ambiente definito da determinati fattori biotici e abiotici in cui vive una determinata specie in tutte le fasi del suo ciclo biologico. Lo stato di conservazione di un habitat è favorevole quando: la sua area di ripartizione naturale e la sua estensione reale si mantengono stabili o in aumento; la struttura e le funzioni specifiche necessarie al suo mantenimento a lungo termine possono continuare a esistere in un futuro prevedibile. Per valutare lo stato di conservazione è quindi necessario fare una previsione della sua evoluzione futura attraverso l'individuazione di fattori positivi o negativi al suo mantenimento come pressioni, minacce o cambiamenti di uso del suolo. Bisogna, tuttavia, precisare che la terminologia con la quali vengono definite le specie tipiche o degli habitat non è sempre chiara ed univoca. Spesso, come riscontrato all'interno dei manuali di interpretazione degli habitat (Rivas-Martínez et al., 2003) o in letteratura (Bonari et al., 2021) le definizioni di: specie tipiche, caratteristiche, diagnostiche o frequenti sono indifferentemente utilizzate per gli stessi fini. Generando una certa confusione nell'utilizzo di queste definizioni per la descrizione e caratterizzazione degli habitat (Bonari et al., 2023). Per questo motivo all'interno di questa tesi le specie caratteristiche, tipiche o frequenti verranno considerate da qui in avanti con il termine

diagnostiche.

La presenza delle specie diagnostiche selezionate per quell'habitat nel momento della sua istituzione rappresentano dei validi indicatori di una buona qualità e stato di conservazione dell'habitat. Le specie diagnostiche devono essere esclusive di quell'habitat o essere presenti sulla maggior parte del suo range; devono essere sensibili ad eventuali cambiamenti delle condizioni dell'habitat; devono poter essere individuate attraverso mezzi non distruttivi ed economici; dovrebbero idealmente rimanere stabili nel medio-lungo termine. Le specie diagnostiche sono riportate nell' Interpretation Manual EUR 28 (European Commission, 2013) in quanto considerate come rispondenti ai criteri fin qui elencati" (Evans and Averla, 2010).

Nell'ambito della direttiva 92/43/EEC gli habitat vengono riconosciuti principalmente in base alla componente vegetale, la quale ne caratterizza la struttura e per la quale si fa riferimento ad una descrizione cenologica e alla classificazione sintassonomica. Tuttavia, per la diagnosi di alcune tipologie di habitat la natura e struttura del substrato può giocare un ruolo più importante della vegetazione (es. rupi calcaree, rupi silicee ecc.). In base all'articolo 13, comma 1 e 2, del DPR 357/97 e s.m. e i. (regolamento per il recepimento della Direttiva in Italia) il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare redige ogni 6 anni un Rapporto Nazionale a partire dai prodotti del monitoraggio che le Regioni e le Province autonome sono tenute a trasmettere. Tramite tali rapporti vengono trasmessi alla Commissione Europea: a) i principali risultati derivanti dal monitoraggio (Rapporto nazionale), b) le disposizioni adottate nell'ambito della Direttiva stessa, c) le informazioni relative all'efficacia delle misure di conservazione di cui all'articolo 6 (ed eventualmente anche i piani di gestione) previste per le zone speciali di conservazione – ZSC, d) la valutazione degli effetti delle suddette misure di conservazione sullo stato di conservazione degli habitat (Allegato I) o delle singole specie (Allegato II). L'articolo 17 della Direttiva specifica che il Report da inviare alla Commissione Europea deve essere realizzato sulla base degli standard e dei modelli predisposti in ambito comunitario e reso pubblico subito dopo essere stato trasmesso alla Commissione.

Il report si fonda su campagne di monitoraggio. Attraverso i monitoraggi vengono infatti raccolte informazioni riguardo a:

- Criticità e impatti
- Struttura e funzioni dell'habitat
- Metriche del paesaggio
- Specie diagnostiche

Le variazioni monitorate nel tempo potranno mettere in luce: cambiamenti nei rapporti di dominanza fra specie dell'habitat, l'eventuale aumento percentuale, diminuzione o addirittura scomparsa di specie diagnostiche, la persistenza di una soddisfacente composizione specifica, l'arrivo di altre entità senza apprezzabili riscontri nei rapporti di dominanza tra le specie o, al contrario, con possibili variazioni in termini cenologici e quindi della classificazione fitosociologica di riferimento. Sulla base dei Report del 2020 riguardanti lo stato di conservazione degli habitat e specie a livello comunitario pubblicati dall'*European Environmental Agency*, sembrerebbe che la maggior parte gli habitat tutelati dalla Direttiva Habitat mostrino uno stato di conservazione sfavorevole. In particolare, circa l'81% degli habitat e il 63% delle specie di direttiva. Al contrario, solo il 15% degli habitat e il 27% delle specie si trovano in uno stato di conservazione favorevole. Tuttavia, sempre secondo l'*European Environmental Agency*, il 9% degli habitat, in particolare quelli forestali, e il 4% delle specie sono passati da uno stato di conservazione sfavorevole a uno favorevole. Nel complesso, nonostante alcuni miglioramenti, i progressi non sono stati sufficienti per arrestare il deterioramento delle specie e degli habitat coperti dalla Direttiva. I risultati delle relazioni riguardanti i monitoraggi e le valutazioni degli habitat eseguite dal 2013 al 2018 mostrano come ci siano attualmente habitat per i quali non vi sono ancora dati sul loro effettivo stato di conservazione. Questa carenza di informazione mette in luce la necessità di mettere a punto attività di monitoraggio e reporting coordinate e capillari. Alcuni problemi inerenti la Direttiva Habitat, quali la carenza di esperti floristi e scienziati

della vegetazione nella fase iniziale di pianificazione (Bonari et al., 2023) e la conseguente difficoltà di identificazione diretta degli habitat sul campo, sono stati evidenziati già da tempo (Evans, 2006). Secondo alcuni autori una definizione migliore e più estesa dei tipi di habitat che preveda una dettagliata diagnosi cenologica ed una precisa classificazione sintassonomica e, in alcuni casi, l'eliminazione di termini legati al substrato ad esempio, renderebbe i tipi di habitat più inclusivi definendo confini floristico vegetazionali più netti tra i diversi tipi di habitat per l'identificazione di liste più accurate di specie tipiche (Bonari et al., 2023, 2021; Dalle Fratte et al., 2022; Evans, 2006). Implementazioni di elenchi di specie per i diversi habitat, derivate statisticamente come quella proposta nei *factsheets* della classificazione EUNIS (Chytrý et al., 2020), potrebbero portare a una maggiore efficacia nella conoscenza, monitoraggio e salvaguardia degli habitat e della biodiversità, come dimostrato in (Di Pietro et al., 2024).

Le specie diagnostiche per l'interpretazione e la valutazione dello stato di conservazione degli habitat

Le specie diagnostiche sono un concetto centrale nella classificazione della vegetazione o degli habitat che utilizzano lo studio della componente vegetale, in particolare lo studio delle comunità vegetali attraverso la sintassonomia come sistema principale di riconoscimento e classificazione. In fitosociologia il termine "specie diagnostiche" definisce una combinazione di "specie caratteriali o differenziali" che indicano l'ecologia di una singola o più tipologie di vegetazione (Chytrý and Tichý, 2003). Le specie diagnostiche sono generalmente definite in base alle presenze e alle abbondanze delle singole specie in gruppi di rilievi relativi a diverse unità di vegetazione. In generale possono essere definite come specie con una particolare concentrazione di presenza o abbondanza in una tipologia specifica di vegetazione (Chytrý et al., 2020; Chytrý and Tichý, 2003; De Cáceres et al., 2015). Oltre alle specie frequenti e a quelle con elevati valori di copertura (specie dominanti), le specie diagnostiche sono cruciali per identificare le singole unità di vegetazione o di habitat. Secondo la Direttiva Habitat, le specie

diagnostiche sono quei taxa che svolgono un ruolo importante nel determinare la struttura, la funzione e le condizioni di una comunità vegetale (Chytrý e Tichý, 2003; Santoro et al., 2012) esse, infatti, controllano, direttamente o indirettamente, la disponibilità di risorse per altre specie, contribuendo così alla stabilità e alla biodiversità degli ecosistemi (Carranza et al., 2012) Santoro et al., 2012). La loro importanza deriva dal fatto che, oltre a garantire la funzionalità dell'intero habitat, agiscono come "sentinelle" grazie alla loro sensibilità ai cambiamenti ambientali (Santoro et al., 2012). Essendo legate a determinate condizioni ecologiche, la variazione di queste può portare alla loro riduzione o scomparsa, indicando alterazioni dell'habitat e dell'intero ecosistema. Tuttavia, gli approcci alla base dell'identificazione delle specie diagnostiche per i diversi habitat non considerano la misurazione o lo studio dei diversi tratti funzionali come (morfologia, fisiologia, strategie riproduttive, interazioni ecologiche etc.) delle singole specie, quindi, non garantiscono in maniera precisa il loro ruolo funzionale all'interno degli habitat (Dalle Fratte et al., 2022). È ormai noto che i diversi tratti funzionali influenzano le funzioni dell'ecosistema (Garnier et al., 2004). Solo recentemente gruppi di specie con tratti funzionali simili (e.g., forme biologiche, morfologia o fenologia) sono state utilizzate per l'identificazione dei diversi tipi di vegetazione, sia per la classificazione degli habitat EUNIS (Chytrý et al., 2020) che per l'identificazione la classificazione fitosociologica, come nel caso delle torbiere a livello europeo (Peterka et al., 2017).

Nell'ambito della conservazione e gestione degli habitat e della natura in generale, l'identificazione di specie diagnostiche è di grande valore per la stesura e l'applicazione di una legislazione ambientale specifica. Infatti, all'interno della Direttiva 92/43/CEE (Direttiva Habitat) (CEE 1992) uno dei principali passi avanti verso una strategia europea per la conservazione della natura è stata la creazione di liste di specie diagnostiche per gli habitat di interesse conservazionistico. Utilizzare una lista di specie diagnostiche di un habitat, oltre alla lista completa di tutte le

specie presenti, permette di evidenziare l'impatto di uno o più pressioni sull'habitat. Ad esempio, utilizzando questo approccio è stato possibile esaminare la relazione tra la composizione floristica di habitat di faggeta e i diversi livelli di frammentazione. I due indicatori che hanno mostrato tendenze opposte con l'aumentare della frammentazione: il numero di specie diagnostiche diminuisce, mentre la diversità totale delle specie aumenta (Carranza et al., 2012). L'uso delle specie diagnostiche come parametro di cambiamento è stato adottato anche in altri studi riguardanti sia habitat forestali che altre tipologia di habitat, evidenziando come queste specie, insieme ai parametri strutturali (forme biologiche di Raunkiær) e alle caratteristiche ecologiche (indicatori di Ellenberg), possano rappresentare strumenti cruciali per la gestione forestale e la pianificazione di progetti di conservazione (Carranza et al., 2012; Carranza, 2012; Varricchione et al., 2021).

1.3 Influenza della struttura forestale sulla vegetazione del sottobosco

La struttura forestale può essere definita come la disposizione tridimensionale degli alberi. A questa possono essere associate variabili sullo strato arbustivo ed erbaceo relative ad elementi spaziali non viventi come il suolo, l'inclinazione del versante e l'idrologia (Seidler, 2017). Gli attributi strutturali da considerare nelle diverse analisi ecologiche variano sostanzialmente in base agli obiettivi e ai limiti di risorse. Tra i più frequentemente utilizzati citiamo: disposizione delle chiome, copertura della chioma, diametro degli alberi, altezza degli alberi, distanza tra gli alberi, diversità delle specie arboree, biomassa del popolamento, vegetazione del sottobosco e legno morto (McElhinny et al., 2005). Gli attributi strutturali comprendono quindi la misurazione dell'abbondanza, delle diverse caratteristiche strutturali. La struttura degli ecosistemi forestali può essere descritta sia direttamente attraverso questi principali attributi strutturali, che attraverso indici di complessità strutturale che valutano la varietà e l'abbondanza relativa dei diversi attributi strutturali a varie scale spaziali (Sabatini et al., 2015). La complessità strutturale è particolarmente rilevante in studi relativi alla biodiversità poiché , secondo la Habitat-

heterogeneity hypothesis (MacArthur, 1961) si assume che aumentando la complessità (o eterogeneità) strutturale, aumentino anche le nicchie potenzialmente occupabili da specie animali e vegetali e con esse la biodiversità complessiva all' interno degli ecosistemi forestali (MacArthur, 1961; Torresani et al., 2020). La struttura forestale prevede normalmente una stratificazione verticale la cui natura dipende tanto dall' autoecologia delle specie arboree quanto dalle interazioni abiotiche (disturbi stocastici) e biotiche (competizione) con l'ambiente (Hakkenberg et al., 2016). Solitamente, la struttura verticale della comunità forestale si divide in tre livelli principali: lo strato arboreo, lo strato arbustivo e lo strato erbaceo (Hui et al., 2019). In questa stratificazione, le specie arboree occupano lo strato superiore, gli arbusti si dispongono nello strato intermedio, mentre le specie erbacee occupano lo strato inferiore. La disposizione spaziale delle diverse specie influisce su numerosi fattori ecologici, come l'irraggiamento e l'intercettazione della precipitazioni, controllando così le condizioni microclimatiche all'interno dell'ecosistema forestale e influenzando indirettamente anche il suolo e le diverse comunità biologiche (Gilhen-Baker et al., 2022; Huiying Cai et al., 2020). Le foreste boreali dell'Europa settentrionale vengono normalmente attribuite al bioma della Taiga, che, assieme alla Tundra, caratterizza la parte settentrionale del Regno olartico (Loidi and Vynokurov, 2024). La foresta boreale di aghifoglie è normalmente caratterizzata da strutture orizzontali e verticali semplici. Essa è composta da poche specie arboree, principalmente conifere appartenenti ai generi *Picea*, *Pinus*, *Abies* e *Larix* nello strato arboreo dominante e alcune latifoglie decidue appartenenti ai generi *Betula*, *Alnus*, *Populus* e *Sorbus* nello strato arboreo dominato. Le specie arboree in questo caso tendono ad avere delle strutture strettamente coniche, in cui la stratificazione verticale consiste al massimo in uno o due livelli (Tanabe et al., 2001). Le foreste temperate del Centro Europa sono formate da un numero maggiore di specie, sia da conifere che da specie decidue, con alberi che tendono ad avere una forma a cupola formando foreste multistratificate e strutturalmente più complesse, nonché più ricche in termini di biodiversità (Whitehurst et al., 2013; Zeller et al., 2023).

Nelle foreste mediterranee, la diversità delle specie nello strato arboreo è maggiore rispetto alle foreste temperate e caratterizzato sia specie decidue che sempreverdi (Fady-Welterlen, 2005).

Nel contesto biogeografico mediterraneo, area interessata dalla tesi, il clima e l'altitudine regolano la ricchezza di specie su larga scala. Tuttavia, a scale più ridotte, la ricchezza di specie è influenzata dalla composizione e dalla configurazione del paesaggio forestale. La composizione del paesaggio riguarda la varietà e la proporzione di diversi tipi di habitat e coperture del suolo all'interno delle foreste, come la presenza di macchie di arbusti, radure, e zone di alberi di diversa età e dimensione. La configurazione del paesaggio, invece, si riferisce alla disposizione spaziale di questi elementi, incluse la frammentazione degli habitat, la loro connettività e l'eterogeneità strutturale. In aree dove l'attività umana ha agito in modo prolungato e intenso, questa configurazione può risultare particolarmente complessa, con mosaici di habitat che supportano una maggiore diversità di specie. Di conseguenza, la struttura delle foreste mediterranee tende ad essere più intricata e multistratificata, caratterizzata da una notevole eterogeneità che contribuisce ulteriormente alla diversità delle specie (Torras et al., 2008). Le foreste tropicali, situate vicino all'equatore, presentano la più alta biodiversità e una struttura molto complessa sia orizzontalmente che verticalmente. Esse sono caratterizzate da molteplici strati di vegetazione legnosa, soprattutto pertinenti con strati arborei successivi. Il clima caldo e umido, insieme a una costante presenza di precipitazioni, favorisce infatti una crescita continua della vegetazione e una alta produttività che favorisce le specie legnose di grandi dimensioni. Foreste con un maggior numero di specie arboree tendono ad avere più tipologie di forme e tipologie di crescita che permettono di raggiungere una maggiore complessità strutturale (Gough et al., 2020).

Le chiome degli alberi sono estremamente rilevanti nel determinare le caratteristiche ecologiche di un bosco, in quanto fungono da barriera per le influenze esterne (vento, pioggia, sole ecc...) per tutte le specie che vivono sotto di esse (De Frenne, 2024). Così

come per la complessità strutturale in generale, la struttura della volta arborea, i.e., la sua disposizione nello spazio e alla sua densità, influenza numerosi parametri ecologici come la distribuzione spaziale delle risorse e dei nutrienti, i diversi regimi di disturbo nonché le diverse condizioni microclimatiche. In particolare, la chioma è il principale elemento limitante dell'intensità luminosa del sottobosco, considerato insieme alla disponibilità di acqua il principale fattore limitante per lo sviluppo della vegetazione. Le piante infatti traggono energie e sostanze nutritive dal sole fondamentali per sopravvivere e crescere. Variazioni dei parametri di irraggiamento nel sottobosco provocano un cambiamento nelle specie presenti, che variano in base al loro fabbisogno ottimale di luce. Numerosi studi sottolineano quanto la vegetazione del sottobosco all' interno degli ecosistemi forestali sia strettamente legata alla disponibilità di luce (Dormann et al., 2020) la cui assenza comporta anche un certo grado di impoverimento del sottobosco erbaceo (Burrascano et al., 2011). Modificando quindi diversi parametri ecologici al di sotto della volta arborea vengono modificate le condizioni di crescita di rigenerazione e di composizione specifica della vegetazione del sottobosco (Barbier et al., 2008). La caduta di uno o più alberi all' interno della foresta dovuta a disturbi di origine naturale come il vento, la neve o livelli di senescenza elevati, oltre a modificare il substrato creando depressioni e aumentando la presenza di legno morto porta alla creazione di aperture nella volta arborea chiamati "gap" (Fahey and Puettmann, 2007). Numerosi studi hanno visto come la presenza di *gap* all' interno degli ecosistemi forestali, attraverso modificazioni ecologiche relative all' irraggiamento, profondità della lettiera e disponibilità dei nutrienti, porti ad una maggiore ricchezza in specie vegetali e ad una maggiore densità e velocità di crescita di plantule di specie arboree (Sapkota et al., 2009; Wang and Liu, 2011). Anche la grandezza di questi *gap* gioca un ruolo importante nella dinamica forestale, numerosi studi svolti nel contesto della rigenerazione forestale hanno dimostrato come all' aumentare della grandezza delle aperture vi fosse anche un aumento positivo della densità di rigenerazione (Jiao-jun et al., 2014). La dimensione dei *gap* inoltre è uno dei fattori principali che determina la composizione delle specie arboree, la dimensione delle aperture determina se lo spazio

disponibile sarà occupato da specie pioniere o specie appartenenti a stadi successionali avanzati. Studi svolti all' interno di foreste di faggio (*Fagus sylvatica*) e abete bianco (*Abies alba*) hanno mostrato come specie intolleranti all'ombra, o specie pioniere come il sorbo degli uccellatori (*Sorbus aucuparia*) o l'acero di monte (*Acer pseudoplatanus*) siano presenti prevalentemente in prossimità di aperture di grandi dimensioni, dove la disponibilità di luce è maggiore, e la loro comparsa è successiva alla formazione dell'apertura stessa. Al contrario specie di successione avanzata tolleranti l'ombra come *Fagus sylvatica* o *Abies alba*, crescono meglio in piccole radure o radure più antiche (Nagel et al., 2010). Anche i tratti funzionali delle piante come le forme biologiche di Raunkiaer (Raunkiaer 1934) sono correlati alla struttura della chioma (Cheng Xiaoquin et al., 2021). Un confronto a livello di spettro biologico (forme biologiche delle specie) mostra infatti che un ecosistema di foresta pluviale tropicale vede la assoluta dominanza della componente fanerofitica sia come copertura che come numero di specie mentre una foresta temperata vede la dominanza della componente emicriptofitica in termini di numero di specie e delle fanerofite in termini di copertura. Le foreste mediterranee, soprattutto laddove la componente sempreverde sia dominante nello strato arboreo, mostrano un aspetto intermedio tra le due tipologie appena descritte in quanto, anche in questo caso, la quantità di luce disponibile per lo strato erbaceo è molto bassa (Medina, 2007; Midolo et al., 2024).

La vegetazione dello strato erbaceo è una componente della struttura forestale e solitamente include tutte quelle specie vegetali legnose e non con un'altezza inferiore a 1-2 metri. Lo strato erbaceo rappresenta circa l'1% della biomassa forestale ma contiene al suo interno il 90% delle specie vegetali forestali (Frank S. Gilliam, 2007; Zhang and Taylor, 2015). Nonostante venga poco considerato all'interno del calcolo della complessità strutturale svolge un ruolo molto importante nel mantenere la stabilità della comunità e regolare la struttura e la funzione dell'ecosistema forestale. La biodiversità dello strato erbaceo oltre ad essere di fondamentale importanza per numerosi gruppi animali come

insetti ed erbivori, fornendo ad essi cibo e riparo, è fondamentale per la sopravvivenza e rigenerazione del bosco stesso (Deng et al., 2023). Il fenomeno di rigenerazione del sottobosco riguarda gli alberi, arbusti e le specie erbacee ed è un processo ecologico fondamentale per il mantenimento della comunità forestale (Ribbens et al., 1994). In questo contesto lo strato erbaceo agisce come filtro influenzando la comparsa e sopravvivenza delle piantine agendo su di esse attraverso interazioni sia positive (facilitazione) che negative (competizione) mediate sempre dalla disponibilità della radiazione solare, la cui presenza, dovuta ad aperture della volta arborea può modificare i fattori microambientali del (tra cui umidità e nutrienti) regolando la competizione fra le giovani piantine di alberi e lo strato erbaceo (Deng et al., 2023). Anche se la competizione tende ad essere un fattore predominante esistono situazioni in cui fenomeni di facilitazione svolgono un ruolo importante. Nell'Europa meridionale nel contesto delle foreste Mediterranee le piantine di alberi sono spesso esposte a temperature elevate e siccità, andando incontro a stress idrico (Gómez-Aparicio et al., 2004). In tali condizioni, è previsto che la facilitazione diventi più frequente e significativa, poiché il sottobosco può contribuire a mantenere condizioni del suolo favorevoli creando un microclima adatto alla crescita delle piantine. La facilitazione è un processo rilevante anche nelle foreste temperate, dove le piantine sono meno adattate alla siccità e possono subire livelli di stress più elevati anche in condizioni ambientali meno estreme (Berkowitz et al. 1995). Secondo la teoria del *"resource complementary effect"*, nonostante lo strato erbaceo rispetto allo strato arboreo contribuisca in maniera minore in termini di biomassa, gioca un ruolo importante per quanto riguarda l'accumulo della lettiera e il ciclo dei nutrienti negli ecosistemi forestali, portando dei benefici all'intero ecosistema (Deng et al., 2023; Tilman et al., 1996). Inoltre, la rapida decomposizione e l'alto tasso di turnover (ricambio) del "fogliame" erbaceo aiutano i processi di riciclo dei nutrienti riducendo la potenziale perdita di questi dovuta ad un rapido assorbimento da parte delle specie arboree decidue, specialmente in primavera prima del completo sviluppo della chioma (Frank S. Gilliam, 2007). Grazie alla sua ampia percentuale di lettiera di alta qualità (basso rapporto C/N)

facilmente disponibile, contribuisce in modo essenziale al ciclo di numerosi nutrienti (N, P, K e Mg) (Chastain et al., 2006), favorendo anche la degradazione della lettiera dello strato arboreo-arbustivo (Tilman et al., 1996; Wang et al., 2022). La struttura forestale, oltre ad essere un indicatore sia delle funzioni ecosistemiche (produttività) che della biodiversità, è anche la principale caratteristica manipolata e modificata da parte dell'uomo per raggiungere i diversi obiettivi gestionali (Franklin et al., 2002). Le diverse pratiche di gestione alterano in maniera più o meno marcata le caratteristiche strutturali delle foreste (chioma, densità del popolamento, legno morto, età) portando a cambiamenti nei diversi parametri ecologici avendo un effetto spesso negativo sia sulle comunità vegetali che su diversi gruppi tassonomici che vivono all'interno degli ecosistemi forestali (Happonen et al., 2021; Paillet et al., 2010).

1.4 Obiettivi

L'obiettivo principale di questa tesi è analizzare le relazioni che vi sono tra la composizione floristica della componente erbacea, arbustiva e arborea e la struttura di ecosistemi forestali, ponendo particolare attenzione alla quantità di luce filtrante attraverso le chiome. Gli ecosistemi forestali considerati fanno riferimento a quattro diverse tipologie fisionomiche di foresta mediterranea caratteristici di piani altitudinali e ambiti bioclimatici diversi:

- Boschi a *Quercus ilex*
- Boschi a *Quercus suber*
- Pinete a *Pinus sp. Pl.*
- Boschi di *Castanea sativa*

In particolare, questo lavoro tenterà di raggiungere i seguenti obiettivi:

1. Definire e caratterizzare una lista di specie diagnostiche per i diversi habitat forestali mediterranei. E una loro caratterizzazione a livello di forme biologiche, corotipi ed indici ecologici.
2. Individuare le caratteristiche strutturali che influenzano maggiormente la ricchezza e abbondanza di specie diagnostiche all'interno degli habitat forestali considerati.
3. Identificare i valori di tali variabili strutturali associati a una maggiore ricchezza e abbondanza di specie diagnostiche.

1.5 Ipotesi

Obiettivo 1. Per quanto riguarda le forme biologiche, l'ipotesi è che le specie diagnostiche degli habitat forestali mediterranei includano forme biologiche collegate al clima mediterraneo, quali ad esempio specie annuali (terofite) e arbustive. Queste ultime sia collegate ai contesti di macchia mediterranea (fanerofite arbustive sempreverdi) che a quelli di gariga (camefite). Essendo i quattro habitat studiati caratterizzati da un diverso grado di mediterraneità con i boschi di latifoglie sempreverdi legati a contesti strettamente mediterranei e le pinete e i castagneti rinvenibili in aree più temperate, ci aspettiamo che le forme biologiche legate ai contesti mediterranei lascino spazio a specie erbacee perenni (emicriptofite) anche con organi di riserva sotterranei (geofite) negli habitat di contesti temperati termofili.

Per quanto riguarda invece gli indici ecologici, l'ipotesi è che questi rispondano sia alle condizioni climatiche già menzionate, e quindi a un certo gradiente di mediterraneità tra gli habitat studiati, ma anche alle diverse pratiche gestionali a cui questi sono sottoposti. Nel caso degli habitat più strettamente mediterranei (leccete e sugherete). Ad esempio, le leccete sono in genere gestite per la produzione di legname, in molti casi attraverso una forma di governo a ceduo che rende questi boschi molto densi nel periodo di fine turno, risultando in condizioni di scarsa intensità luminosa per il sottobosco. Le sugherete invece sono tradizionalmente gestite per il sughero e contestualmente per rendere più

ombreggiati i pascoli mediterranei. Questo habitat è quindi tipicamente molto aperto e permette la formazione di comunità erbacee molto diverse per esigenze ecologiche da quelle tipicamente rilevate nel sottobosco di boschi chiusi, con specie adattate a forte intensità luminosa, disturbo da pascolo ed elevata concentrazione di nutrienti. I valori di luminosità e concentrazione di nutrienti quindi per questi due habitat saranno molto diversi. Per gli habitat più temperati, i.e., castagneti e pinete, alcune differenze saranno legate alla natura della lettiera, più acida e inospitale nel caso delle pinete. Altre differenze saranno legate alla gestione che, nel caso dei castagneti, dovrebbe impattare direttamente sul sottobosco che viene periodicamente rimosso per facilitare le operazioni di raccolta delle castagne. Tuttavia, essendo la maggior parte dei castagneti da frutto in stato di abbandono, non ci aspettiamo di rinvenire caratteristiche ecologiche del sottobosco strettamente legate a queste pratiche ma piuttosto di riconoscere le caratteristiche tipiche dei boschi caducifogli temperato termofili.

Obiettivo 2. In accordo con quanto ipotizzato per il primo obiettivo, ci aspettiamo che le condizioni strutturali che maggiormente influenzeranno il sottobosco siano la continuità spaziale e temporale della copertura arborea, la prima collegata alla densità degli individui arborei, la seconda collegata alla dominanza di specie sempreverdi o caducifoglie.

Obiettivo 3. Andando a ricercare le condizioni di struttura che favoriscono la presenza e l'abbondanza di specie diagnostiche, ci aspettiamo che queste siano le condizioni di gestione tradizionale richiamate nei manuali di interpretazione degli habitat, sia europeo che nazionali. Dunque, laddove viene descritto un habitat che sia gestito anche come pascolo o per la produzione di frutti (castagne) ci aspettiamo che una bassa densità di individui arborei di notevoli dimensioni, con chiome espanse lateralmente e scarso sviluppo in altezza sia associata a una maggior incidenza di specie diagnostiche. Mentre per i boschi gestiti per il legname, quindi con una struttura più densa, ci aspettiamo che questa sia collegata alla migliore espressione dell'habitat.

2 Materiali e Metodi

2.1 Inquadramento geografico, geologico e climatico delle aree di studio

L'area di studio comprende quattro paesi europei caratterizzati da clima mediterraneo: Italia, Spagna, Francia e Grecia.

Le comunità forestali indagate fanno riferimento a diversi habitat forestali considerati nell'Allegato I della Direttiva 92/43/EEC e rappresentano tipologie vegetazionali prevalentemente legate al Bacino del Mediterraneo:

- Habitat 9330: Boschi di *Quercus suber*, nome comune della specie dominante: sughera o quercia da sughero (EUNIS - *Quercus suber* forests, 2019);
- Habitat 9340: Boschi di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*, due specie morfologicamente molto simili e vicine geneticamente conosciute con il nome comune di leccio (EUNIS - *Quercus ilex and Quercus rotundifolia* forests, 2019);
- Habitat 9260 Boschi di *Castanea sativa*, nome comune: castagno europeo (EUNIS - *Castanea sativa* woods, 2019);
- Habitat 9530*: Pinete (sub)mediterranee con presenza dell'endemismo *Pinus nigra*, nome comune: pino nero (EUNIS - (Sub-) Mediterranean pine forests with endemic black pines, 2019)

Tutte le aree di campionamento fanno parte della Rete Natura 2000 europea e sono comprese all'interno del perimetro di Zone Speciali di Conservazione (ZSC) (ulteriori informazioni sulla Rete Natura 2000 possono essere trovate sul sito della *Rete Natura 2000 del Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica*, <https://www.mase.gov.it/pagina/rete-natura-2000>). I siti oggetto di studio sono stati selezionati in quanto attualmente inclusi nel progetto LIFE GoProForMed e quindi suscettibili della disponibilità del dato di dettaglio sulle pratiche gestionali alle quali sono andati soggetti.

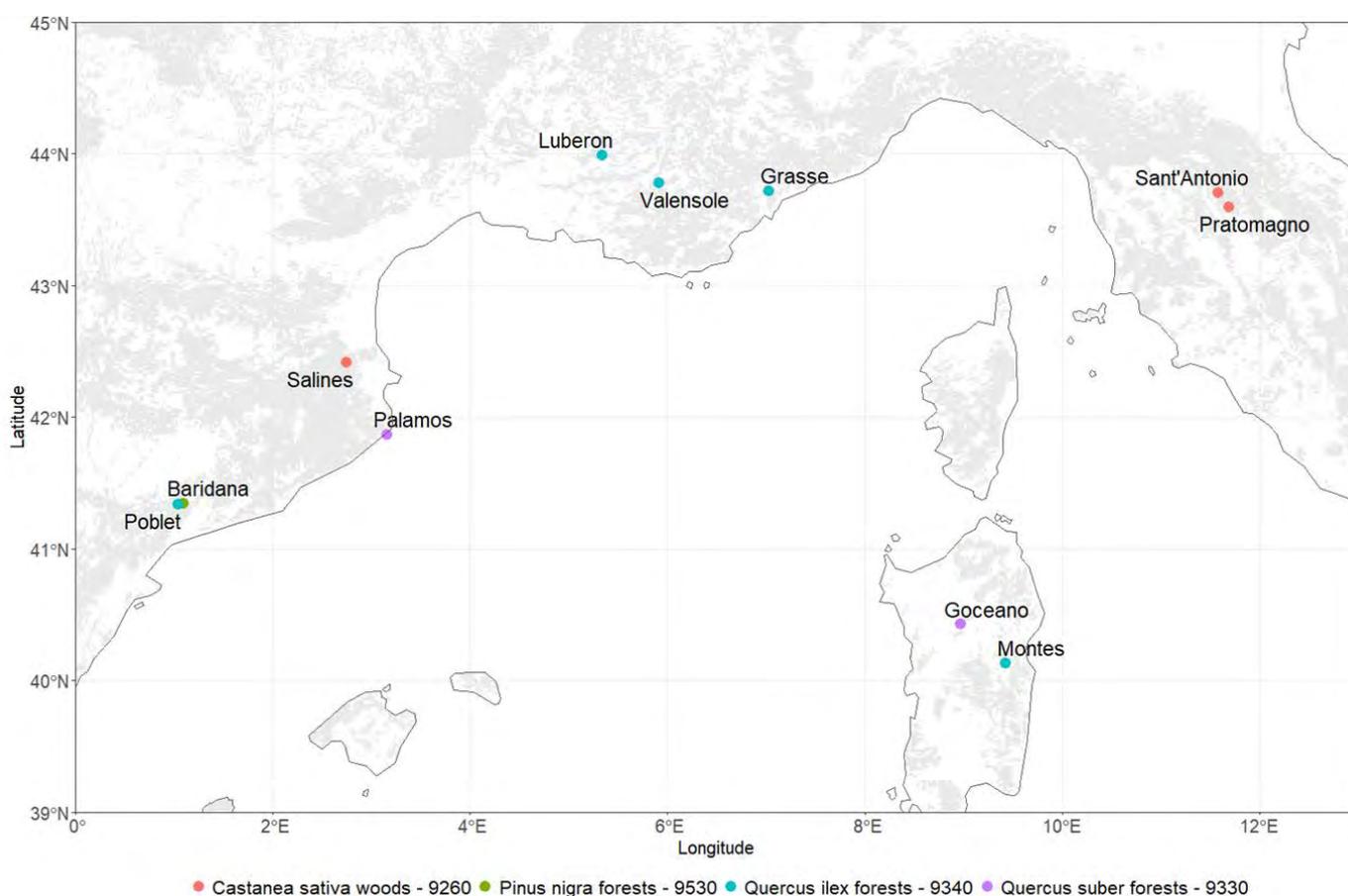


Figura 1: Area di studio. In rosso gli habitat 9260 (Boschi di *Castanea sativa*), in azzurro gli habitat 9340 (Boschi di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*), in viola gli habitat 9330 (Boschi di *Quercus suber*), in verde l'habitat 9530* (Pinete sub-mediterranee a *Pinus nigra*).

Italia

In Italia lo studio è stato realizzato nella regione Toscana e in Sardegna (quest'ultima una regione insulare) ed ha riguardato 3 differenti tipologie di habitat forestale. Ulteriori informazioni sui siti italiani: <https://www.mase.gov.it/pagina/schede-e-cartografie>.

In Sardegna, nell'area del Supramonte di Oliena, Orgosolo e Urzulei - Su Sercone, codice Rete Natura 2000: ITB022212 (Provincia di Nuoro), è stato campionato l'habitat 9340, boschi di *Quercus ilex*. La zona è caratterizzata da boschi in ottimo stato di conservazione, e rappresenta uno degli ultimi esempi di foresta montana mediterranea sempreverde sclerofillica che abbia conservato una struttura assimilabile a quella di una foresta vetusta. Lo studio ha interessato in particolare l'area della foresta demaniale di Montes, che ricade nel territorio comunale di Orgosolo e che si estende dai primi contrafforti del massiccio del Gennargentu all'alta valle del Cedrino, al Supramonte sino al *rio Flumineddu* che ne costituisce il confine est.

Il Supramonte di "Oliena, Orgosolo e Urzulei" è uno dei più importanti massicci carbonatici carsificati della Sardegna. Tale area rappresenta un esteso altipiano (170 km²) con vette che superano i 1400 metri di quota. Dal punto di vista geologico il Supramonte è prevalentemente costituito da rocce calcareo-dolomitiche del Mesozoico, riconducibili alla successione Giurassico Cretacica, che affiorano in gran parte della Sardegna (Assorgia et al., 1968).

Da un punto di vista climatico il Supramonte presenta un macrobioclima mediterraneo e un fitoclima mesomediterraneo superiore caratterizzato da forti variazioni stagionali, con estati calde e secche ed inverni miti e piovosi (Canu et al., 2015). Le temperature medie si aggirano intorno ai 5-7 °C nei mesi invernali, 20-25 °C nei mesi estivi, mentre nei mesi primaverili e autunnali sono più variabili. D'inverno le temperature possono raggiungere un minimo di -10 °C, mentre nei mesi estivi possono superare i 40 °C. Per quanto riguarda le precipitazioni sono state misurate negli anni valori che vanno da 500 a oltre 1000 mm di pioggia all'anno, con un totale di giorni piovosi che si attesta in media tra i 60 e i 70 giorni.

Il territorio tipicamente carsico si presenta aspro e accidentato, con numerosi affioramenti rocciosi e rupestri, che determinano su questi monti la formazione di numerose tipologie vegetazionali. L'azione antropica (con attività pastorale, tagli forestali e incendi) ha inciso sulla diversità fisionomica della vegetazione, creando spesso situazioni di "continuum" con aspetti transizionali (Arrigoni et al., 1990).

La seconda area della Sardegna investigata è stata la Catena del Marghine e del Goceano, codice Natura 2000: ITB011102 (Provincia di Sassari), dove è stato campionato l'habitat 9330, boschi di *Q. suber*. L'area interessa la parte centrale dell'isola, i boschi presi in considerazione sono particolarmente sfruttati per l'estrazione di sughero e si trovano all'interno di un territorio frammentato dal punto di vista paesaggistico. L'area di studio principale è l'area della Foresta demaniale di Monte Pisanu, situata fra i comuni di Bono e di Bottida, con un'estensione di 22km². Le quote vanno dai 500 metri fino a circa 1300 metri s.l.m. La raccolta dati si è concentrata nell'intervallo di quota tipico della sughera, che va dai 700 ai 900 metri s.l.m. Il paesaggio geologico dell'area di Monte Pisanu è rappresentato principalmente da rocce metamorfiche a tessitura scistosa (scisti, argilloscisti, ecc.), ed in maniera minore da rocce ignee intrusive (granito). Entrambe le tipologie di rocce presenti sono cronologicamente attribuibili al Paleozoico, un'era geologica che si estende approssimativamente dai 541 milioni di anni fa ai 252 milioni di anni fa.

Da un punto di vista climatico l'area di Monte Pisanu presenta un clima mesomediterraneo (Arrigoni et al., 1990). Le temperature medie annue sono generalmente moderate. Gli inverni sono più freschi rispetto a quelli caratteristici del tipico clima mediterraneo e le precipitazioni sono uniformemente distribuite durante tutto l'anno, anche se la stagione estiva è caratterizzata da un periodo più caldo e secco. In Toscana, nell'area di Vallombrosa e Bosco di S. Antonio, codice Rete Natura 2000: IT5140012 (provincia di Firenze), è stato campionato l'habitat 9260, boschi di *Castanea sativa*.

L'area si estende per circa 12,73 km² a quote comprese tra 470 e 1.440 m s.l.m. e si localizza

nei versanti meridionale e occidentale del complesso del Pratomagno. Si tratta di una zona di montagna caratterizzata da una matrice continua di foresta di latifoglie. Lo studio ha interessato in particolare la valle di S. Antonio, caratterizzata da una morfologia del territorio accidentata, con ripidi pendii, balzi rocciosi e impluvi profondi, che determinano la formazione di ruscelli e torrenti.

La seconda area della Toscana è quella dei Pascoli montani e cespuglieti del Pratomagno, codice Rete Natura 2000: IT5180011 (provincia di Firenze), dove è stato campionato l'habitat 9260, boschi di *Castanea sativa*. L'area si colloca sul versante meridionale del Pratomagno; i campionamenti si sono concentrati nei boschi di castagno nelle vicinanze della frazione di Anciolina, comune di Loro Ciuffenna. Si tratta di una zona montana caratterizzata da ripidi versanti ricoperti anch'essi da una matrice continua di boschi di latifoglie. Il territorio per entrambi i siti è caratterizzato da un'elevata omogeneità geologica con arenarie riferibili al periodo dell'Oligo-Miocene, che fanno parte dell'unità Cervarola Falterona (conosciuta come Macigno del Chianti) che affiora nell'area del Pratomagno (Merla, 1969). Da un punto di vista climatico le aree sono caratterizzate da un clima temperato-oceanico.

Spagna

In Spagna lo studio ha riguardato quattro aree, situate esclusivamente nella comunità autonoma della Cataluña, prendendo in considerazione 4 differenti tipologie di habitat forestale.

Ulteriori informazioni sui siti spagnoli possono essere trovate consultando il seguente link: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/lic_cataluna.aspx.

L'area Litoral del Baix Empordà, codice Rete Natura 2000: ES5120015 (provincia di Girona), è una vasta ZSC situata a nord della città costiera di Palamos, sulla costa Brava.

L'attività di campionamento si è concentrata nell'area di Castell-Cap Roig, dove è stato campionato l'habitat 9330, boschi di *Quercus suber*. La ZSC ha un'estensione totale di 34 km², ma l'area campionata si estende per circa 11 km². L'area non presenta un forte impatto urbano nonostante la forte urbanizzazione e l'imponente flusso turistico estivo. C'è una forte diversità geomorfologica: scogliere, spiagge, dune, retrodune ecc. La presenza di questi elementi favorisce la formazione di una grande varietà di ambienti e habitat diversi. Il Clima è spiccatamente mediterraneo con inverni miti ed estati molto calde e secche. Le temperature medie si aggirano intorno ai 15 °C, con picchi in estate di oltre 40 °C. Le precipitazioni sono più abbondanti nella stagione invernale (intorno ai 550 mm annui). Nell'area Muntanyes de Prades, codice Rete Natura 2000: ES5140008, (Provincia di Tarragona), sono stati campionati gli habitat 9340 boschi di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia* e 9530* pinete (sub)mediterranee con presenza della specie endemica *Pinus nigra*. Lo studio si è concentrato nel piano montano della porzione nord-occidentale del sito. L'area in questione occupa una superficie di circa 307 km² ed è definibile come un complesso di altipiani e vette che superano i 1000 metri di quota. Presenta una complessa rete idrografica con una potente azione erosiva che è stata determinante nella creazione di queste montagne. Da un punto di vista geologico l'area è caratterizzata da diversi tipi di substrati derivanti da origini diverse: rocce ignee intrusive (graniti), rocce sedimentarie (arenarie e calcari) e rocce metamorfiche (ardesie) (Escandel et al., 1996). Il clima dell'area varia fortemente in base alla quota: è mediterraneo per stazioni intorno ai 500-600 m s.l.m., diventa continentale nei settori più elevati. Le precipitazioni medie annuali si aggirano intorno ai 600 mm di pioggia. Le temperature oscillano molto, con picchi di 40 °C in estate fino a temperature sottozero in inverno, intensificate dal maestrale proveniente dalla catena montuosa dei Pirenei (Sanromà et al., 2015). L'ultima area della Spagna è quella dell'Alta Garrotxa - Massís de les Salines, codice Rete Natura 2000: ES5120001, dove è stato campionato l'habitat 9260, boschi di *Castanea sativa*. L'area si trova nella parte più settentrionale della Catalogna, al confine con la Francia.

L'estensione è di 382 km² e presenta un range altitudinale che va dai 400 ai 1557 m s.l.m. Dal punto di vista geologico il massiccio montuoso è composto da rocce carbonatiche e marne, rocce cronologicamente attribuibili all'Eocene, epoca geologica che si estende dai 56 ai 33,9 milioni di anni fa. Nel corso di migliaia di anni l'azione erosiva dell'acqua ha portato all'evoluzione di un paesaggio ricco di forme carsiche. L'area è soggetta al passaggio di venti marittimi orientali che determinano un clima umido a tendenza atlantica. Le temperature medie annuali si attestano intorno ai 14-15 °C, anche se nelle aree a quote più elevate la media annuale è di circa 11 °C. Oltre ad influenzare le temperature, l'effetto termoregolatore del mare influenza anche le precipitazioni, che nelle parti più elevate del massiccio superano i 1200 mm annui. Il paesaggio è estremamente eterogeneo dal punto di vista geomorfologico e climatico e permette la presenza di una matrice di bosco quasi costante con caratteristiche vegetazionali associabili ad un ambiente sia Mediterraneo che Eurosiberiano.

Francia

In Francia il campionamento è stato svolto in 3 aree situate nella regione amministrativa della Provence-Alpes-Côte d'Azur, nella Francia Sud-Orientale, al confine con il Piemonte e la Liguria. È stato preso in considerazione una sola tipologia di habitat: 9340 Foreste di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*. Ulteriori informazioni sui siti francesi: <https://inpn.mnhn.fr/accueil/recherche-de-donnees/natura2000>.

L'area del Massif du Luberon, codice Rete Natura 2000: FR9301585, si trova nella porzione più orientale della Provenza, nel Parc naturel régional du Luberon, più precisamente all'interno di un altopiano a nord-ovest della cittadina di Lioux. Il parco naturale regionale del Luberon si estende per una superficie di 1851 km², ma la ZSC interessata ha un'estensione di 213 km² all'interno del parco. Il massiccio è considerabile come una bassa catena montuosa, caratterizzata da aspri rilievi e grandi vallate. Da un punto di vista geologico il Luberon è costituito da rocce che vanno dalla fine del Mesozoico alla metà del

Cenozoico, con una vasta area di calcari argillosi tagliati da strati calcarei più duri che formano grandi scogliere. Il clima è principalmente mediterraneo con variazioni climatiche dovute all'esposizione ai venti di maestrale, che rendono l'area soggetta ad inverni particolarmente rigidi. Le estati presentano temperature molto elevate. Le precipitazioni vanno dai 600 ai 900 mm di pioggia all'anno e sono concentrate nella stagione autunnale e primaverile. L'estate e l'inverno sono invece stagioni molto secche.

L'area di Valensole, codice Rete Natura 2000: FR9302007, si trova all'interno del Parco Naturale Regionale del Verdon. Il sito in questione ricopre un'area di 447 km², con rilievi che vanno dai 350 ai 1523 m s.l.m. e con un'elevazione media di 627 m s.l.m. Dal punto di vista geologico l'area di Valensole è considerato un bacino di molassa alla periferia delle Alpi. È costituito da conglomerato grossolano, localmente più marnoso, gesso o arenaria datato dal Miocene superiore al Pliocene, formazioni separate da una discordanza dovuta alla crisi di salinità del messiniano (Balansa et al., 2022).

Il clima dell'altopiano di Valensole è mediterraneo con presenza di clima montano. L'estate è torrida: il clima è molto secco, la temperatura molto spesso supera i 30 °C con punte che superano i 37 °C, con frequenti temporali estivi di lieve intensità. È uno dei luoghi più tempestosi della Francia (più di 35 temporali all'anno). In inverno la temperatura è mite durante il giorno, tuttavia la neve è ben visibile sulle montagne circostanti e le temperature possono scendere di molti gradi sotto lo zero di notte.

L'area delle Prealpes de Grasse, codice Rete Natura 2000: FR9301570, ricopre una superficie di 182 km², con rilievi che vanno dai 312 ai 1567 m s.l.m. con un'altitudine media di 1010 m s.l.m. Dal punto di vista geologico le rocce sono interamente sedimentarie, prevalentemente calcaree, originarie del Triassico superiore, Giurassico e Cretacico. Numerose sono le forme di carsismo ipogeo che determinano una particolare rete idrica sotterranea.

Di seguito le sigle con cui verranno indicate le aree campionate e il tipo di habitat:

- Sardegna: Supramonte di Oliena, Orgosolo e Urzulei - Su Sercone, foresta demaniale di Montes, habitat 9340, boschi di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*, **MN**
- Sardegna: Catena del Marghine e del Goceano, habitat 9330, boschi di *Quercus suber*, **GC**
- Toscana: Vallombrosa e Bosco di S. Antonio, habitat 9260, boschi di *Castanea sativa*, **SA**
- Toscana: Pascoli montani e cespuglieti del Pratomagno, habitat 9260, boschi di *Castanea sativa*, **PM**
- Spagna: Litoral del Baix Empordà, vicino alla città costiera di Palamos, habitat 9330, boschi di *Quercus suber*, **PL**
- Spagna: Muntanyes de Prades, nella zona di Poblet, habitat 9340 boschi di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*, **PB**
- Spagna: Muntanyes de Prades, nella zona di Planes baridana, habitat 9530* pinete (sub)mediterranee con presenza della specie endemica *Pinus nigra*, **BR**
- Spagna: Alta Garrotxa - Massís de les Salines, habitat 9260, boschi di *Castanea sativa*, **SL**
- Francia: Massif du Luberon, habitat 9340 boschi di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*, **LB**
- Francia: Valensole, habitat 9340 boschi di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*, **VL**
- Francia: Prealpes de Grasse, habitat 9340 boschi di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*, **GR**

2.2 Inquadramento floristico-vegetazionale degli habitat forestali interessati dal progetto

9340 Foreste di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*

Quercus ilex L. conosciuto in tutta Italia con il nome comune di “Leccio” è una specie arborea appartenente alle latifoglie sempreverdi sclerofille che può crescere fino ai 25/30m di altezza con diametri che possono raggiungere i 2 metri con una longevità che può superare i 1000 anni. Tuttavia, in circostanze particolari (foreste soggette a tagli troppo ravvicinati o al pascolo brado oppure ambiti bioclimatici caratterizzati da aridità estiva molto prolungata) *Quercus ilex* può assumere anche l’aspetto di un alto arbusto. Le foreste di *Quercus ilex* vedono il Leccio come specie dominante o più frequente. Esse trovano la situazione climatica nella regione mediterranea e nel termotipo meso-mediterraneo in un intervallo altitudinale esteso dal livello del mare a circa 800 metri di quota. Non è raro, tuttavia, imbattersi in foreste a *Quercus ilex* che grazie a particolari condizioni ecologiche, superino abbondantemente queste quote per spingersi sino ai 1600 metri di quota (vedi Sardegna, Sicilia e montagne calcaree del versante tirrenico della penisola italiana). Le leccete sono inoltre presenti in minor misura, nella variante sub-mediterranea del macroclima temperato dove aumenta la presenza di specie caducifoglie. Mentre nelle porzioni legate alla costa forma dei popolamenti “continui” anche molto estesi, nelle porzioni più interne del territorio, o a quote maggiori tende a formare dei popolamenti extrazonali di minori dimensioni. Non è rara quindi la presenza di condizioni climatiche locali favorevoli (presenza di rupi calcaree o esposizioni meridionali riparate dai venti freddi) che permettono la formazione del bosco a *Q.ilex*. La distribuzione naturale del leccio si estende principalmente nella parte centro-occidentale del bacino del Mediterraneo, dal Portogallo e dal Marocco fino alla Turchia occidentale, estendendosi anche a nord fino al settore meridionale delle Alpi e alla Provenza.

All’ interno di contesti strettamente mediterranei si forma la tipologia di lecceta più

diffusa all' interno della regione mediterranea in cui *Quercus ilex* è dominante nello strato arboreo ed è accompagnato in base alle condizioni ecologiche da specie come *Olea europaea ssp. sylvestris*, *Ceratonia siliqua*, *Quercus suber* e *Laurus nobilis*, mentre nel sottobosco sono presenti specie come *Arbutus unedo*, *Phillyrea angustifolia*, *Rhamnus alaternus*, *Pistacia lentiscus*, *Pistacia terebinthus*, *Laurus nobilis* ed *Erica arborea*, accompagnata dalle caratteristiche specie lianose *Smilax aspera*, *Clematis flammula*, *Lonicera implexa* e *Asparagus acutifolius* e nello strato erbaceo *Rubia peregrina*. Tra le specie basso arbustive che spesso accompagnano le leccete non si può non citare il pungitopo (*Ruscus aculeatus*) che in alcuni casi tappezza in maniera continua il sottobosco. In situazioni più fresche ed umide la lecceta è spesso accompagnata da specie caducifoglie termofile come *Ostrya carpinifolia*, *Acer campestre*, *Acer monspessulanum*, *Sorbus aria* e *Quercus pubescens*. In contesti aridi a quote elevate in Spagna ed in Sardegna lo stadio maturo della lecceta presenta delle caratteristiche particolari contraddistinte dall' abbondante presenza di *Juniperus oxycedrus subsp. oxycedrus*. A seconda del contesto geografico, dalla fascia altitudinale e (spesso) del tipo di governo del bosco (e quindi stadio strutturale) possiamo imbatterci in tipologie di sottobosco molto diverse tra loro. In contesti in cui il bosco è fitto, caratterizzato da una forte copertura da parte delle chiome, la vegetazione erbacea ed arbustiva è rada costituita da specie sciafile (taxa adattati a vivere in contesti di bassa luminosità), come: *Hedera helix*, *Mycelis muralis*, *Carex halleriana*, *Daphne laureola*, *Polypodium cambricum*. In situazioni di bosco più aperto il numero di specie tende ad aumentare, oltre a specie tipicamente nemorali sono presenti specie tipiche di ambienti più aperti e luminosi come *Juniperus sp.*, *Teucrium chamaedris*, *Trifolium campestre*, *Lotus hirsutus* e *Cistus albidus*. In situazioni di boschi vetusti oltre ad incontrare un basso numero di specie è stato possibile incontrare taxa di interesse conservazionistico presenti nelle Liste rosse IUCN nonché numerosi endemiti come *Paeonia morisii*, *Saponaria ocymoides*, *Glechoma sardoa* e *Bellis bellidioides*.



Figura 2: Areale di distribuzione di *Quercus ilex* (EUFORGEN 2019)

9330 Foreste di *Quercus suber*

Quercus suber, in Italia conosciuta più comunemente come “sughera” o “Quercia da sughero” è un albero sempreverde di latifoglie sclerofille di media grandezza. Questa specie, infatti, può crescere fino a circa 20-25 metri di altezza con un diametro che può raggiungere il metro e mezzo ed una longevità di circa 300 anni. Le foreste di Sughera sono ubicate all’ interno della cintura bioclimatica termo-mediterranea e meso-mediterranea in un intervallo altitudinale che, dal livello del mare, può arrivare fino ai 2000 metri di quota, come avviene ad esempio nelle montagne del Rif e dell’Atlante in Marocco. Tuttavia, la maggior parte dei popolamenti di querce da sughero si sviluppano a quote molto minori, generalmente al di sotto degli 800 metri s.l.m. Dal punto di vista corologico la sughera può essere considerata una specie W-Mediterranea. La sua distribuzione naturale si estende lungo le aree sub-costiere del Mediterraneo centro-occidentale e del nord-Africa. In particolare, questa specie è abbondante nelle regioni oceaniche della penisola iberica (Portogallo) e del Marocco, dove sono presenti le foreste più estese, (Caudullo et al., 2017). In Italia *Q. suber* è presente lungo tutto il versante occidentale della penisola e ovviamente in Sicilia ed in Sardegna. regioni oceaniche della

penisola iberica (Portogallo) e del Marocco, dove sono presenti le foreste più estese (Caudullo et al., 2017). Normalmente le sugherete vedono al loro interno *Quercus suber* come specie ampiamente dominante o più frequente. Molte formazioni forestali con la sughera sono state per decenni coltivate e favorite dall' uomo per l'estrazione del sughero e per l'utilizzo come pascoli arborati, l'attuale distribuzione della specie quindi va interpretata valutando anche la storia dell'uso del suolo tradizionale dei coltivi e delle foreste nel contesto mediterraneo (Blasi, 1997). In questo studio sono state riconosciute principalmente due tipologie di foresta a *Q. suber*, le formazioni aperte, dove la sughera compare tra le specie arboree dominanti, se non esclusive, e le formazioni più chiuse dove *Q. suber* è co-dominante insieme ad altre specie arboree. In prossimità delle aree costiere la sughera tende a formare cenosi forestali abbastanza pure. Tuttavia, spesso presenta una distribuzione frammentata con popolamenti radi di "piccole" dimensioni che si accompagnano ad altre specie arboree quali *Pinus pinaster*, *Pinus halepensis* e *Quercus ilex*.

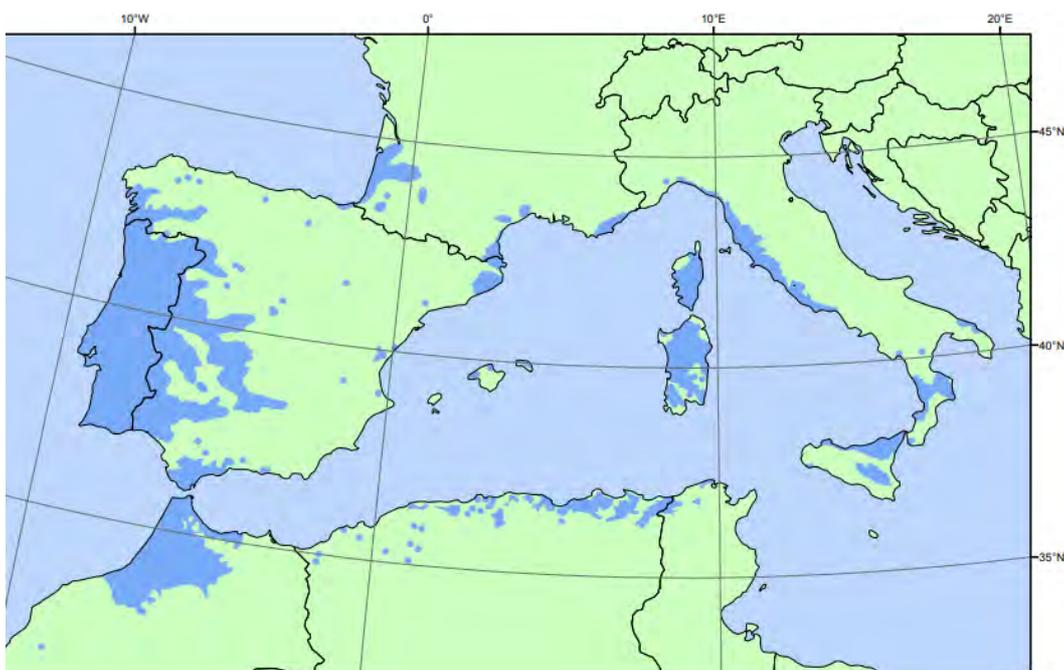


Figura 3: Areale di distribuzione di *Quercus suber* (EUFORGEN 2019)

A quote più elevate ed in contesti bioclimatici più mesofili *Q. suber* forma boschi misti di sclerofille e caducifoglie insieme a *Quercus pubescens* e *Quercus ilex* (vedi Sughereta di Monte Pisanu, Sardegna). All' interno della Penisola Iberica e in Sardegna, i boschi radi di *Quercus suber* di origine antropica sono chiamati "dehesas". In queste comunità, alberi maturi sparsi nel territorio coesistono con un sottobosco ad elevata biodiversità, composto principalmente da specie vegetali erbacee legate al pascolo. Da un punto di vista floristico In Provenza ed in Spagna sud-orientale (Catalogna) in contesti strettamente mediterranei (vedi Sughereta di Palamós), il sottobosco della sughereta è spesso composto da uno strato arbustivo molto ricco, con specie provenienti da contesti limitrofi di macchia mediterranea e di gariga (Loisel, 1971) come *Ulex parviflorus*, *Cistus monspeliensis*, *Cistus salviifolius*, *Cistus crispus*, *Genista monspessulana* *Lavandula stoechas* e *Quercus coccifera*, mentre nello strato erbaceo, meno rigoglioso, sono presenti specie come *Melica minuta*, *Carex olbiensis* e *Brachypodium retusum*. A quote più elevate in contesti più freschi e umidi invece lo strato erbaceo permette la presenza una grande diversità di specie provenienti da ambienti aperti spesso legati ad habitat di prateria come *Trifolium campestre*, *Cynosurus echinatus*, *Avena barbata*, *Macrobriza maxima* e *Plantago Lagopus*.

9260 Boschi di *Castanea Sativa*

Castanea sativa, (il Castagno) è un albero deciduo che può raggiungere i 30-35m di altezza, è una specie molto longeva con individui che possono superare anche i 1000 anni. *Castanea sativa* è l'unico rappresentante del genere *Castanea* in Europa, la sua distribuzione va dall' Europa meridionale (Marocco), all'Europa nord-occidentale (Inghilterra) e ad est si estende sino al Medio Oriente (Georgia, Siria ed Azerbaigian) con un'escursione altitudinale compresa tra i 300 e i 1800m a seconda della latitudine e delle caratteristiche ecologiche del sito, ma raramente si trova al di sopra dei 1000 metri di quota dove è di norma sostituito dal faggio. L'ampia diffusione del Castagno è in gran parte da ricondurre all'esportazione e coltivazione da parte dell'uomo sin dall' epoca romana, il che rende oggi difficile rintracciare il suo areale originario. Tuttavia, *C. sativa* si è adattata bene nella

maggior parte delle aree in cui è stato introdotto mostrando un comportamento simile alle specie autoctone in termini di riproduzione e risposta ai disturbi (Tsiourlis, 2008). In Italia i castagneti da impianto sono particolarmente abbondanti in corrispondenza delle aree vulcaniche (ad esempio, M. Amiata, M. Sabatini, Colli Albani, Campi Flegrei), dove trovano condizioni edafiche ideali quali la presenza di suoli soffici, profondi e sub-acidi. Essi hanno preso il posto dei querceti mesofili e termofili a dominanza di *Quercus petraea* e *Q. robur* e *Q. cerris*. Vista l'ampia distribuzione dei castagneti in Europa le condizioni ecologiche e floristiche al loro interno si mostrano abbastanza differenziate. La diversità floristica dei castagneti può dipendere



Figura 4: Areale di distribuzione di *Castanea Sativa* (EUFORGEN 2019)

molto dalle forme di gestione antropica che incidono fortemente su densità, stratificazione e sviluppo della fitomassa. Tuttavia discriminanti sono anche i fattori ecologici naturali quali quelli stazionali (altitudine, esposizione, inclinazione) oppure quelli legati all'evoluzione pedologica del substrato e ai parametri del suolo quali il grado di umidità,

il pH, ed altri ancora (Viciani, 2001). Lungo l'Appennino italiano e in altri contesti montuosi come i Pirenei, in prossimità del limite superiore di distribuzione del castagno (circa 1000-1200 metri di quota) si trovano castagneti che includono al loro interno specie provenienti da altre tipologie forestali limitrofe. Il faggio (*Fagus sylvatica*) accompagna spesso i boschi di castagno della fascia montana inferiore. In questo contesto lo strato erbaceo si distingue per la presenza di specie trasgressive di faggeta come: *Vaccinium myrtillus*, *Luzula nivea*, *Anemone nemorosa*, *Solidago virgaurea* e *Mycelis muralis*. A quote minori, nel piano altitudinale sub-montano e alto-collinare, in presenza di suoli freschi, lo strato arboreo del castagneto può arricchirsi di specie come *Quercus petraea*, *Quercus cerris*, *Ilex aquifolium*, *Corylus avellana* e *Acer opalus*. In contesti più termofili intorno ai 400 metri di quota o anche meno, il castagneto può incorporare all' interno dello strato arboreo specie come *Quercus pubescens*, *Ostrya carpinifolia*, *Fraxinus ornus* o addirittura specie sempreverdi quali *Quercus ilex* accompagnate da un sottobosco arbustivo composto da specie più termofile quali in particolare *Cytisus villosus*, *Erica arborea* e *Arbutus unedo* ed un sottobosco erbaceo caratterizzato da specie sub-acidofile quali *Teucrium scorodonia*, *Festuca heterophylla*, *Pteridium aquilinum*, *Fragaria vesca*.

9530* Pinete (sub)mediterranee con presenza della specie endemica *Pinus nigra*

Pinus nigra, chiamato comunemente Pino nero (nome attribuito per la corteccia scura con colorazioni tendenti al nero) è una conifera sempreverde che può raggiungere 30 m di altezza (eccezionalmente 40 metri di altezza). Il pino nero è considerato una orofita sud-est europea che si estende per più di 3,5 milioni di ettari, con un areale frazionato e distribuito dal settore nord-occidentale dell'Africa al sud dell'Europa fino all'Asia minore. A causa di questa ampia diffusione discontinua, della sua variabilità genetica e fenotipica e della difficoltà di ricostruire le distribuzioni del passato attraverso le serie polliniche il pino nero è considerata una specie collettiva che riunisce al suo interno diverse sottospecie la cui suddivisione sistematica rimane ancora oggi poco chiara (Isajev et al., 2004). Secondo

Euro+Med Plant Base in Europa sono presenti cinque sottospecie di *Pinus nigra* caratterizzate da una distribuzione strettamente limitata al proprio settore geografico. Si tratta di:

- *Pinus nigra subsp. nigra* (Europa centrale, Alpi orientali Balcani settentrionali e Appennino centrale)
- *Pinus nigra subsp. dalmatica* (Settore costiero della Dalmazia)
- *Pinus nigra subsp. laricio* (Corsica, Sicilia e Calabria meridionale)
- *Pinus nigra subsp. salzmannii* (Africa nord-occidentale Spagna e Francia meridionale)
- *Pinus nigra subsp. pallasiana* (Europa sud-orientale, Anatolia e Georgia)

Secondo lo *European atlas of forest tree species* vengono distinte principalmente 2 sottospecie: *Pinus nigra subsp. nigra* il cui areale di distribuzione comprende le Alpi orientali, i Balcani occidentali e l'Appennino centro-meridionale fino al massiccio del Pollino. *Pinus nigra subsp. salzmannii* con un areale di distribuzione concentrato prevalentemente nella Penisola Iberica, dall' Andalusia alla Catalogna, con l'aggiunta di piccole popolazioni relitte presenti nei settori montuosi della Francia centro-meridionale. Eventi legati alle condizioni socio-economiche della prima metà del secolo scorso, come l'ampio utilizzo di conifere all'interno di progetti di riforestazione su terreni nudi o in sostituzione di latifoglie, hanno determinato un'ampia espansione delle conifere (ed in particolare delle specie afferenti al gruppo di *Pinus nigra*) ad occupare territori anche al di fuori del loro areale di distribuzione (Nocentini and Puletti, 2009; Zerbe, 2002).

Il pino nero è una specie eliofila caratterizzata da un'elevata adattabilità ha la capacità di insediarsi su suoli poco strutturati in regimi di bassa piovosità e forte illuminazione, resiste inoltre alle basse temperature e ai danni che la neve e ghiaccio potrebbero provocare.

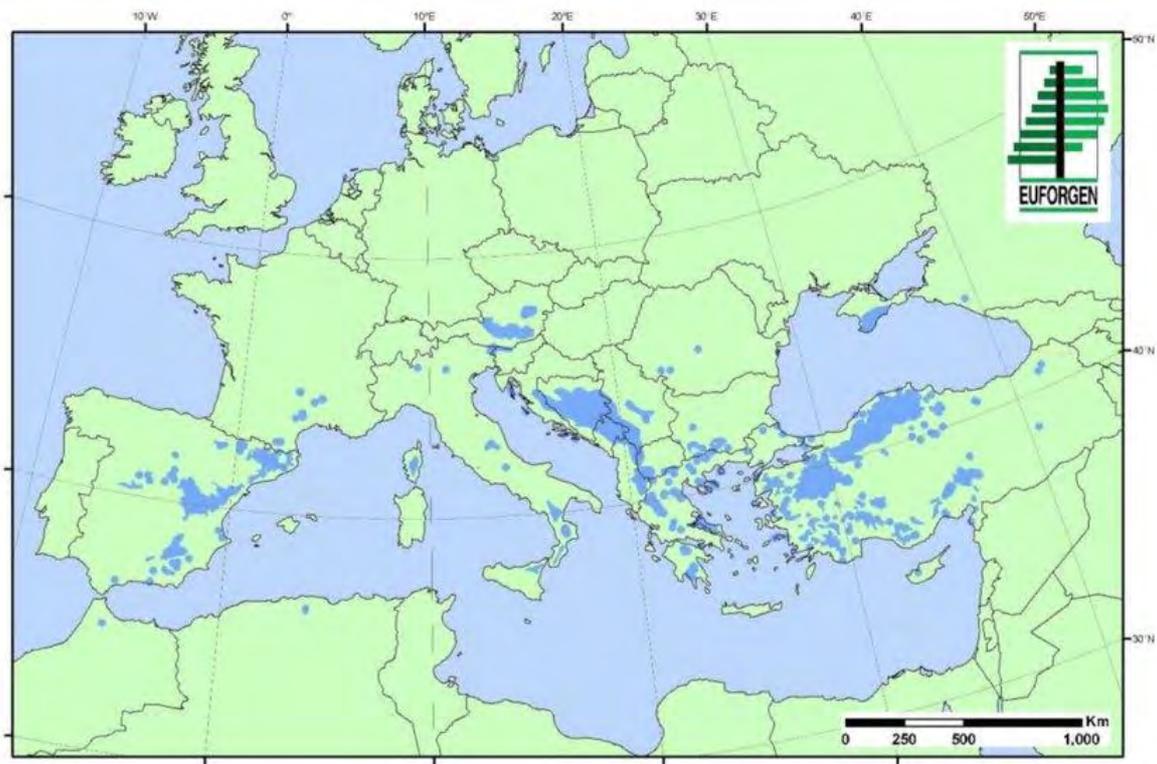


Figura 5: Areale di distribuzione di *Pinus nigra* (EUFORGEN 2019)

Il suo range altitudinale, infatti, può variare molto partendo dai 350 metri di altitudine sino ai 2200 metri nelle montagne del Tauro in Turchia. I boschi di Pino nero sono spesso caratterizzati dalla assoluta dominanza della specie *Pinus nigra*. Tuttavia, all'interno di diversi contesti climatici ed ecologici il Pino nero può formare foreste in cui si consocia con diverse altre specie arboree. In contesti meso-mediterranei, in particolare all' interno della Penisola Iberica (dove si è concentrato il campionamento di questa tipologia forestale), lungo una ristretta fascia altitudinale che va dai 500 ai 700 metri di quota *Pinus nigra* è accompagnato da specie arboree termofile come *Quercus ilex* e *Pinus halepensis*. A quote più elevate, invece, le foreste di *Pinus nigra* presentano spesso una co-dominanza con *Pinus sylvestris*. All'interno di questa tipologia forestale si ritrovano anche *Acer opalus* e *Sorbus aria*; tuttavia, sono presenti principalmente come specie appartenenti allo strato dominato. La presenza di *Pinus sylvestris* in questi contesti forestali sembrerebbe essere principalmente legata a condizioni ecologiche e stagionali particolari quali i pendii

ombrosi con suoli relativamente umidi (Regato et al., 1995). Gli strati arbustivo ed erbaceo in base ai diversi contesti ambientali, alla tipologia di substrato, alla differente struttura e composizione forestale nonché al tipo di gestione, presentano una notevole diversità floristica. Per quanto riguarda lo strato arbustivo sono individuabili specie legate normalmente a contesti forestali termofili di lecceta, come *Viburnum tinus*, *Phyllirea latifolia*, *Lonicera implexa* oppure specie più mesofile, legate alle foreste che si sviluppano a quote più elevate e a temperature più basse, come *Juniperus communis*, *Amelanchier ovalis*, *Cytisophyllum sessilifolium*, *Genista hispanica*. Anche lo strato erbaceo presenta notevoli differenze. All' interno delle pinete a Pino nero, infatti, si può passare da un sottobosco ad elevata copertura ma ridotto a poche specie assolutamente dominanti quali *Brachypodium phoenicoides* e *Aphyllantes monspeliensis* (Pirenei), oppure a contesti in cui si evidenzia una grande diversità di specie erbacee a bassi valori di copertura, quali: *Carex halleriana*, *Viola wilkommi*, *Rubia peregrina*, *Lonicera xylosteum*, *Thymus vulgaris*, *Ononis pusilla* e *Limodorum abortivum*.

2.3 Progetto LIFE

LIFE è uno dei programmi "storici" della Commissione Europea essendo operativo dal 1992 ed è il principale strumento finanziario dell'Unione europea dedicato all'ambiente e all'azione per il clima. LIFE ha cofinanziato più di 5.500 progetti in tutta l'UE mobilitando oltre 12 miliardi di euro di investimenti e contribuendo con oltre 5 miliardi di euro stanziati dalla Commissione Europea a titolo di cofinanziamento. Il programma LIFE svolge un ruolo essenziale nel sostenere lo sviluppo, l'attuazione e l'aggiornamento delle politiche e della legislazione dell'Unione in materia di ambiente. I progetti finanziati, di varie dimensioni, hanno l'obiettivo di trovare soluzioni a differenti problematiche ambientali spesso legate ai cambiamenti climatici, nonché dirette a garantire la conservazione della natura e della biodiversità. La dotazione finanziaria del programma LIFE per il periodo 2021–2027 è pari a 5.432 Milioni di euro ripartita tra i quattro Sottoprogrammi in cui si articola: "Natura e

biodiversità”, “Economia circolare e qualità della vita”, “Mitigazione e adattamento ai cambiamenti climatici” e “Transizione all’energia pulita”. Contribuendo al raggiungimento degli obiettivi del Green Deal europeo. In particolare, il sottoprogramma “Natura e Biodiversità” sostiene e sosterrà nel prossimo futuro sia progetti di azione standard volti a sviluppare, applicare e promuovere le migliori prassi di tutela della natura e della biodiversità sia “progetti strategici di tutela della natura”. Questi nuovi progetti intendono sostenere e potenziare l’attuazione delle norme unionali sulla protezione della natura e gli obiettivi politici di tutela della biodiversità.

Il sottoprogramma Natura e Biodiversità presenta i seguenti obiettivi:

- Sviluppare, dimostrare, promuovere e stimolare lo sviluppo di tecniche, metodi e approcci innovativi (comprese le soluzioni basate sulla natura e l'approccio ecosistemico) per raggiungere gli obiettivi della legislazione e della politica dell'UE in materia di natura e biodiversità e contribuire alla base di conoscenze e all'applicazione delle migliori pratiche, anche attraverso il sostegno di Natura 2000
- Sostenere lo sviluppo, l'attuazione, il monitoraggio e l'applicazione della legislazione e della politica dell'UE in materia di natura e biodiversità, anche migliorando la governance a tutti i livelli, in particolare rafforzando le capacità degli attori pubblici e privati e coinvolgendo la società civile
- Catalizzare la diffusione su larga scala di soluzioni/approcci di successo per l'attuazione della legislazione e della politica dell'UE in materia di natura e biodiversità, replicando i risultati, integrando obiettivi correlati in altre politiche e nelle pratiche del settore pubblico e privato, mobilitando investimenti e migliorando l'accesso ai finanziamenti.

LIFE (LIFE21 NAT/IT/101074738) GoProForMED

I cambiamenti climatici, insieme a una gestione forestale non sostenibile, hanno influenzato negativamente lo stato di conservazione degli habitat forestali mediterranei, compromettendo anche la loro biodiversità (Miranda et al., 2022; Jan Bengtsson et.al 2000)

L'ultimo rapporto sull'attuazione della Direttiva Habitat (periodo 2013-2018) mostra che solo il 14,2% degli habitat forestali dell'UE si trova in uno stato di conservazione soddisfacente. Il 53,9% si trova in uno stato di conservazione scarso e il 30,6% in uno stato di conservazione insufficiente. Il 25,6% degli habitat forestali dell'UE mostra una tendenza al deterioramento dello stato di conservazione.

Il progetto LIFE GoProForMED, nel quale si inserisce la mia ricerca di tesi, è stato finanziato nel 2023 con l'obiettivo generale di creare e implementare modelli di gestione forestale volti alla conservazione della biodiversità all'interno di diversi habitat forestali, nei paesi coinvolti: Italia, Spagna, Francia e Grecia, paesi rappresentativi della regione biogeografica mediterranea.

Il progetto identifica quattro habitat forestali, presenti all'interno della Direttiva Habitat: foreste di *Quercus suber* (9330), foreste di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia* (9340), boschi di *Castanea sativa* (9260), e pinete (sub)mediterranee con pini neri endemici (9530*). Questi habitat sono stati selezionati per la loro significativa presenza e rappresentanza nel contesto mediterraneo e per la loro elevata sensibilità ai cambiamenti climatici e alle pratiche gestionali inadeguate, che potrebbero portare ad effetti negativi e regressivi compromettendo seriamente lo stato di conservazione.

Gli obiettivi specifici del progetto sono:

- Sviluppare una strategia transnazionale per la conservazione degli habitat forestali nella regione mediterranea, con particolare attenzione all'habitat prioritario 9530 e al rischio di incendi forestali.
- Definire e applicare, anche in forma dimostrativa, pratiche di conservazione per i 4 habitat target, con particolare attenzione all'habitat prioritario 9530.

- Diffondere la conoscenza della Rete Natura 2000 e della gestione forestale vicina alla natura al pubblico di riferimento del settore e ai cittadini. Ulteriori informazioni sul progetto LIFE GoProForMed al seguente link: (<https://www.lifegoprofor-gp.eu/>)

2.4 Disegno di campionamento

Il disegno di campionamento è stato strutturato seguendo le linee guida del progetto Life GoProForMED il quale ha identificato 11 aree all' interno di 3 diversi paesi europei (Italia, Francia, Spagna), divise a loro volta in due tipologie: (Aree di intervento ed Aree Core). All' interno di ognuna di queste due tipologie di area sono stati creati 3 plot di campionamento, sulla base della presenza dell'habitat interessato dal progetto, per un totale di 6 plot per sito (66 plot totali). La divisione dei plot all' interno di ciascuno dei 3 diversi paesi europei può essere così riassunta:

- Italia (Sardegna e Toscana): 24 plot
- Spagna (Catalogna): 24 plot
- Francia (Provenza e Prealpi francesi): 18 plot

2.5 Protocollo di campionamento

Il protocollo di campionamento, per quanto riguarda la flora vascolare, è stato strutturato sulla base di quanto già proposto nella COST Action Bottoms up per la Biodiversità multitassonomica (*Bottoms-up Home Page*, Burrascano et al., 2021,2022). Tuttavia, per quanto riguarda le misurazioni delle chiome delle specie arboree e conseguentemente della quantità di luce entrante si è fatto riferimento a (Chianucci et al., 2014). Per ogni sito di campionamento sono stati individuati 6 plot. I plot sono stati costruiti tramite l' utilizzo di quattro fettucce metriche perpendicolari le une alle altre venendo quindi a creare una delimitazione di forma quadrata di 15 metri di lato, di cui è stato georeferenziato il vertice a nord est. All'interno di ogni quadrato sono stati raccolti i dati stazionari, floristico-

vegetazionali e strutturali, tra cui altitudine, esposizione e inclinazione del versante. Attraverso l'utilizzo del densiometro emisferico e di una macchina fotografica reflex sono stati raccolti i dati necessari a fornire stime della copertura della volta arborea.

Campionamento della vegetazione

Il campionamento della vegetazione ha previsto la registrazione della presenza di ogni specie di pianta vascolare (elenco floristico del rilievo) alle quali sono state associati valori percentuali di copertura per ciascuno strato vegetazionale (erbaceo, arbustivo, arboreo). I valori di copertura sono stati assegnati attraverso una stima soggettiva e visiva secondo gli intervalli percentuali definiti a priori nella scheda di rilevamento (Fig. 1). La fase di rilevamento di campo è stata svolta durante il periodo primaverile, in particolare nei mesi di maggio e giugno 2024 (dal 05/05/2023 al 10/06/2023) rispettando quindi il periodo fenologicamente più vantaggioso per svolgere rilievi vegetazionali all'interno di habitat forestali mediterranei (mesi in cui è più alta la percentuale di specie in fase di fioritura).

Il riconoscimento delle specie vegetali avveniva per prima cosa in situ attraverso l'osservazione di caratteri morfologici (frutti, fiori, foglie, radici, peli). I taxa critici sono stati raccolti e successivamente essiccati mediante l'utilizzo di presse, creando campioni secchi in grado di essere trasportati e determinati successivamente in laboratorio. L'identificazione ex situ si è svolta presso i laboratori del Dipartimento di Biologia Ambientale di "Sapienza" Università di Roma, tramite analisi delle caratteristiche morfologiche delle specie di piante vascolari. Per le analisi di tipo microscopico sono stati utilizzati:

- Stereoscopio Olympus SZ30 (ingrandimento da 9x a 40x) per l'identificazione di strutture morfologiche o riproduttive di dettaglio come (stami, ghiandole e peli)
- Microscopio ottico binoculare Olympus CX40 con ingrandimento medio a 1000x per l'osservazione dell'anatomia microscopica della foglia tramite sezioni sottili trasversali (generi: *Brachypodium*, *Festuca*).

Per la classificazione tassonomica è stato fatto riferimento ad entrambe le edizioni della Flora d'Italia (Pignatti, 1982; 2017-2019), a Flora Iberica Plantas vasculares de la Peninsula Iberica e Islas Baleares (Castroviejo et al. 1986-2012) e a Flora Gallica (Tison & De Foucault 2014). Al fine di fornire una descrizione floristico-cenologica delle quattro tipologie di comunità forestali indagate (Sugherete, Leccete, Castagneti e Pinete) sono state costruite 4 tabelle floristiche facendo riferimento a Braun-Blanquet (1964) sostituendo i classici indici di abbondanza-dominanza con gli intervalli percentuali di copertura previsti dalla scheda di rilevamento. In queste tabelle sono stati riportati i valori percentuali di ricoprimento per ogni singola specie mantenendo la distinzione per strati per le più importanti specie arboree ed arbustive. Per ogni specie è stato calcolato il valore di frequenza percentuale nella tabella floristica ($\text{numero di presenze/numero di rilievi} \times 100$) l'Indice di Ricoprimento specifico ($\text{somma dei valori di copertura/numero di rilievi} \times 100$). Al fine di delineare un profilo biogeografico ed ecologico delle diverse comunità studiate, tutte le specie presenti nelle tabelle sono state assegnate ad una classe sintassonomica di riferimento sulla base della classificazione riportata nella EuroVegChecklist (Mucina et al., 2016).

Metodi di rilevamento della copertura della volta arborea

Per ciascun plot sono stati registrati i valori percentuali di copertura complessiva della volta arborea secondo le seguenti tre modalità distinte:

Stima soggettiva di copertura:

La percentuale di copertura della volta arborea è stata stimata visivamente. In questo metodo, 0% indica una copertura nulla, mentre 100% indica una copertura completa.

Emispherical densiometer: l'*emispherical densiometer* è uno strumento utilizzato per misurare la copertura della chioma degli alberi in una foresta. Questo strumento è formato essenzialmente da uno specchio convesso suddiviso in una griglia quadrata. Per ogni punto cardinale (in totale 4, Nord, Sud, Est, Ovest) la copertura della chioma è stata



Figura 7. *Emispherical densiometer*

rilevata al centro del plot posizionando lo strumento a livello del petto evidenziando il numero di quadratini della griglia non coperti dalla chioma. Successivamente, è stata calcolata la media dei valori ottenuti alle diverse quattro esposizioni al fine di ottenere un unico valore di copertura per ciascun plot. Successivamente è stato quindi assegnato il valore finale di copertura percentuale della chioma applicando la seguente formula:

Percentuale di Copertura = $(1 - (\text{Numero di Quadrati Non Coperti} / \text{Numero Totale di Quadrati})) \times 100$ (Lemmon, 1956)

Fotografia con Reflex: Per ogni plot, utilizzando un cavalletto fotografico e una macchina fotografica reflex inclinata a 90° e in bolla (base della macchinetta posta orizzontalmente), sono state scattate nove fotografie. Le fotografie sono state catalogate e analizzate mediante il pacchetto R "coverR" (Chianucci, 2023). Le analisi svolte attraverso tale pacchetto si basano sullo studi pionieristici di (Macfarlane et al., 2007; Pekin and Macfarlane, 2009) e permettono di di calcolare diverse misurazioni legate alla chioma come la copertura totale, il LAI e la quantità di gap all' interno di essa. Una volta importate, sulla base del contrasto tra chioma e cielo, i pixel dell'immagine sono stati trasformati in valori binari (0-1), in cui il valore 1 rappresenta i pixel che coprono la porzione di cielo e 0 rappresenta i pixel che coprono la porzione di chioma. Successivamente sono state classificate sulla base della loro grandezza le diverse aperture (gap) sia all' interno della singola chioma che fra le diverse chiome. Sulla base degli studi condotti da (Macfarlane et al., 2007; Pekin and Macfarlane, 2009) sono stati considerati come grandi gap quelli con una copertura dell'immagine uguale o maggiore di 1,3% mentre come piccoli gap quelli inferiori al 1.3% dell'immagine. Una volta binarizzata l'immagine e classificato i gap in base alla loro dimensione è stato possibile calcolare diversi indici strutturali legati alla chioma attraverso le seguenti equazioni:

- o La frazione di spazi vuoti (*Gap Fraction*, GF) è calcolata come la frazione di pixel di spazi vuoti (quelli etichettati come 1 nell'immagine binaria):

$$GF = \frac{gT}{NR}$$

dove gT è il numero di pixel di spazi vuoti e NR è il numero totale di pixel dell'immagine.

- La copertura fogliare (*Foliage Cover*, FC) è il complemento della frazione di spazi vuoti:

$$FC = \frac{1}{GF}$$

- La copertura della chioma (*Crown Cover*, CC) è calcolata come il complemento della frazione di grandi spazi vuoti:

$$CC = 1 - \frac{gl}{NR}$$

dove gl è il numero di pixel di grandi spazi vuoti e NR è il numero totale di pixel dell'immagine.

- La porosità della chioma (*Crown Porosity*, CP) è calcolata come la frazione di spazi vuoti di piccole dimensioni all'interno dei contorni della chioma:

$$CP = 1 - \frac{FC}{CC}$$

- L'indice di area fogliare reale (LAI) è calcolato come:

$$L = -CC \cdot \left(\log \frac{CP}{k}\right)$$

in cui k è un coefficiente di estinzione con valore $k = 0.5$



Figura 8: Esempio di fotografia della volta arborea effettuata all' interno dell'habitat 9340 Boschi di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia* (Francia - Préalpes de Grasse).

Variabili strutturali forestali

Nel contesto del progetto Life GoProForMED, sono state raccolte diverse misurazioni relative alle variabili strutturali dei popolamenti forestali, essenziali per comprendere la struttura e la composizione delle aree di studio. In particolare, all' interno del progetto di tesi sono state prese in considerazione le seguenti variabili strutturali:

Area basimetrica per ettaro: rappresenta la somma delle aree delle sezioni trasversali degli alberi (a livello del petto, ossia a 1,30 m dal suolo) presenti in un ettaro di foresta. Questo parametro è indicativo della densità e dell'accumulo di biomassa nel popolamento. La misurazione viene effettuata calcolando il diametro a petto d'uomo (DBH) di ciascun albero e applicando la formula dell'area del cerchio (πr^2).

Numero di alberi per ettaro: misura la densità degli alberi in un ettaro di foresta, fornendo informazioni sulla distribuzione e sul grado di occupazione dello spazio. Questa variabile viene determinata contando tutti gli alberi presenti all'interno di una specifica area campione e successivamente riportando il dato per ettaro.

Diametro medio degli alberi: questo valore rappresenta il diametro medio degli alberi misurati a 1,30 m dal suolo (DBH) e fornisce un'indicazione sulla dimensione media degli alberi in un dato popolamento. Viene calcolato facendo la media aritmetica dei diametri di tutti gli alberi censiti in un'area campione.

Diametro massimo degli alberi: indica il diametro dell'albero più grande presente nell'area di studio, misurato anch'esso a 1,30 m dal suolo. Questo parametro è utilizzato per identificare la presenza di alberi vetusti o dominanti e per comprendere la distribuzione delle classi diametriche all'interno del popolamento.

Altezza media degli alberi: indica il valore medio di altezza degli alberi presenti all'interno dell'area di campionamento. La misura delle altezze medie degli alberi aiuta a fornire una visione integrata dello stato di salute, della dinamica ecologica e della struttura fisica di una foresta o di un'area boschiva.

Lista delle specie diagnostiche degli habitat investigati

Al fine di fornire le liste di specie diagnostiche per ciascuno dei quattro habitat considerati in questo studio, si è fatto riferimento alle liste ufficiali di specie diagnostiche già esistenti nei diversi paesi in cui sono stati istituiti i siti di campionamento. Tali liste ufficiali sono state estrapolate dai manuali di interpretazione degli habitat di Direttiva 92/43/EEC attualmente pubblicati per Italia, Spagna e Francia. (Castro et al., 1997)

Per l'Italia è stato fatto riferimento al "Manuale di interpretazione degli habitat di interesse comunitario presenti in Italia" (Biondi et al., 2009); per la Spagna a "*Atlas y Manual de los Hábitats de España*" (Rivas-Martínez et al., 2003) e per la Francia si è fatto riferimento a "*Nouvelle version de Manuel d'interprétation des habitats de l'Union européenne*" (Bensettiti et al., 2001). Vista la bassa rappresentatività delle specie diagnostiche all'interno del manuale spagnolo di interpretazione degli habitat, queste, sono state integrate con le specie caratteristiche indicate in "*Los bosques ibéricos*" (Castro et al., 1997), al fine di avere una migliore

rappresentazione e caratterizzazione delle specie diagnostiche per le successive analisi. Inoltre, a livello europeo, per le tipologie di habitat 9530*,9340 e 9330, 9260 si è fatto riferimento anche alle specie diagnostiche riportate in *EUNIS habitat classification* (Chytrý et al., 2020) redatte dalla *European Environmental Agency*, avvalendosi della corrispondenza tra questi habitat e quelli dell'allegato I della Direttiva Habitat EUNIS..

Una volta individuate le specie diagnostiche per ogni habitat all'interno dei diversi paesi, si è proceduto ad unire le diverse liste di specie in modo tale da avere una lista univoca per ogni habitat campionato. In particolare, sono state create quattro liste di specie diagnostiche per i seguenti habitat.

- (9340) Boschi di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*)
- (9530*) Pinete (sub)mediterranee di pini neri endemici
- (9260) Boschi di *Castanea sativa*
- (9330) Foreste di *Quercus suber*

Per valutare le liste di specie vegetali diagnostiche e le specie vegetali rilevate durante i campionamenti, dal punto di vista ecologico, sono stati realizzati dei grafici a barre che integrano le forme biologiche (Raunkiaer, 1934), i corotipi (Pignatti, 1982) mentre attraverso i radar polot o grafici a ragnatela sono stati rappresentati gli indici ecologici (EIVE) (Dengler et al., 2023). I radar plot, o grafico a ragnatela rappresenta l'adattamento delle specie vegetali diagnostiche e delle specie vegetali rilevate suddivise per tipologia di habitat ai diversi fattori ecologici quali: luce (L), umidità del suolo (M), acidità o basicità del suolo (R), azoto nel suolo (N) e temperatura (T). Questi cinque fattori sono considerati gli indicatori ecologici maggiormente rappresentativi per la flora europea secondo un'ampia letteratura scientifica che usa questi indici dalla prima definizione di Ellenberg (Ellenberg, 1974). Ogni indice ecologico presenta valori su una scala da 0 a 10, riflettendo la risposta ciascuna specie diagnostica quel particolare fattore ecologico. Questo approccio consente un'analisi più approfondita del comportamento ecologico di tali specie all'interno degli habitat considerati.

2.6 Analisi statistiche

I dati sono stati organizzati utilizzando il programma Microsoft Excel (Microsoft Office). Tutte le elaborazioni statistiche sono state eseguite utilizzando il software R (R Development Core Team, 2021).

Valutazione della Biodiversità Vegetazionale

Le analisi della biodiversità sono uno strumento fondamentale per comprendere le dinamiche ecologiche e per valutare e monitorare lo stato ecologico della conservazione e gestione degli ecosistemi. La diversità delle specie è generalmente valutata su tre diverse scale: i) diversità alfa, che si riferisce alla diversità delle specie all'interno di una comunità o di un habitat specifico; ii) diversità beta, che si riferisce alla diversità delle specie tra diversi habitat o comunità; iii) diversità gamma, che si riferisce alla diversità complessiva in un'area campionata (Whittaker, 1972). Per confrontare la diversità alpha gamma all' interno dei diversi habitat e plot, sono stati calcolati per entrambi il numero di specie identificate (ricchezza di specie), mentre per la diversità per meglio visualizzare la diversità beta fra i diversi habitat è stata condotta una PCoA.

I dati ottenuti sono stati rappresentati graficamente attraverso la creazione di Box-plot, istogrammi e biplot tramite l' utilizzo del pacchetto "ggplot2" e "vegan" di R.

Analisi delle componenti principali (PCoA)

La PCoA è una tecnica statistica che consente di ridurre la dimensionalità dei dati, rappresentando le relazioni tra le osservazioni in uno spazio bidimensionale o tridimensionale. La (PCoA), nota anche come analisi delle coordinate principali, è una tecnica utilizzata per esplorare e visualizzare le somiglianze e le differenze tra campioni in un dataset (nel nostro caso i rilievi floristici), basata su una matrice di dissimilarità o distanza che fa riferimento alle variabili (nel nostro caso le specie vegetali). Questo metodo di ordinamento è particolarmente utile quando si lavora con che presentano una

grande variabilità, (come la composizione floristica in vari siti) e si desidera visualizzare le principali tendenze distributive degli stessi quali pattern o gradienti distributivi all'interno di un ipotetico spazio ecologico delimitato dagli assi. L'obiettivo della PCoA è ridurre la complessità dei dati rappresentando le relazioni tra i campioni in uno spazio a dimensioni ridotte, spesso bidimensionale o tridimensionale. La PCoA estrae gli autovalori e gli autovettori dalla matrice di dissimilarità, che rappresentano rispettivamente la quantità di varianza spiegata da ogni asse e le coordinate dei campioni lungo questi assi. I risultati vengono visualizzati in un grafico (ordination plot) in cui i campioni sono rappresentati come punti. La distanza tra i punti nel grafico riflette la somiglianza o dissimilarità tra i campioni: punti vicini indicano campioni simili, mentre punti distanti indicano campioni dissimili.

- Per la prima PCoA, è stata utilizzata la matrice di dissimilarità di Jaccard, che valuta la dissimilarità tra i siti di campionamento (plot) in base alla presenza o assenza delle specie vegetali campionate. Ogni riga della matrice rappresenta una specie vegetale. La distanza di Jaccard è particolarmente adatta a questo tipo di dati, in quanto misura quanto due o più siti differiscono tra loro in termini di composizione floristica, considerando solo la presenza/assenza delle specie.
- Per la seconda PCoA sono state prese in considerazione sia la presenza/assenza delle specie vegetali, che le coperture relative delle specie vegetali nei singoli plot. Questo approccio fornisce una visione più dettagliata e quantitativa della composizione floristica. In questo caso, per calcolare la matrice di dissimilarità tra i plot, è stata utilizzata la distanza di Bray-Curtis. La distanza di Bray-Curtis è particolarmente adatta per dati quantitativi come le coperture delle specie, poiché considera le differenze nelle abbondanze relative tra i plot evidenziando le variazioni in termini di presenza e copertura.

Matrice di correlazione: individuazione delle caratteristiche strutturali che influenzano maggiormente le specie diagnostiche

Per identificare le variabili strutturali maggiormente correlate ad una maggiore ricchezza di specie diagnostiche e ad una maggiore copertura di specie diagnostiche a livello di plot è stata costruita una matrice di correlazione utilizzando il metodo di Spearman ranks. La correlazione è un metodo statistico utilizzato per valutare una possibile associazione lineare tra due variabili continue. Una matrice di correlazione è una tabella che mostra i coefficienti di correlazione di Spearman tra variabili. Essa si rappresenta con una matrice quadrata, simmetrica, dove ciascun elemento della matrice è il coefficiente di correlazione di Spearman tra due variabili del dataset (Mukaka, 2012). Per una correlazione tra una variabile x ed una variabile y , per calcolare il coefficiente di correlazione di Spearman del campione è data dalla formula:

$$r_s = 1 - \frac{6 \sum d_i^2}{n(n^2 - 1)}$$

Dove:

- r_s è il coefficiente di correlazione di Spearman,
- d_i è la differenza tra i ranghi di ciascuna coppia di osservazioni,
- n è il numero di coppie di dati.

Il coefficiente di correlazione r_s può variare tra il valore di 1 massima correlazione positiva a -1 massima correlazione negativa, lo 0 rappresenta l'assenza di correlazione.

Linear Mixed Model (LMM) per variabili strutturali

Una volta individuate la correlazione fra le diverse variabili strutturali sono stati realizzati dei Linear Mixed Models al fine di analizzare la relazione fra le percentuali di presenza e copertura di specie vegetali diagnostiche all'interno dei plot e le diverse variabili

strutturali considerate. I Modelli Lineari Misti (LMM) sono una classe di modelli statistici particolarmente utili per l'analisi di dati che presentano una struttura gerarchica o che presentano dipendenza tra le osservazioni. I Modelli Lineari misti rappresentano un'evoluzione dei modelli lineari classici per includere effetti casuali, che permettono di considerare variazioni non osservate tra i gruppi di dati e di gestire la correlazione tra le osservazioni. Nel contesto generale dei modelli lineari, si assume che la relazione tra la variabile risposta e le variabili predittive sia lineare e che gli errori siano indipendenti e normalmente distribuiti. I LMM sono particolarmente adatti anche per l'analisi di dati con valori percentuali. In tali casi, la variabile risposta può essere trasformata in logit, per soddisfare le ipotesi di linearità e normalità richieste dal modello. Questa trasformazione consente di gestire adeguatamente le percentuali delle variabili dipendenti e di applicare i LMM in contesti in cui la variabile di interesse rappresenta una proporzione o una percentuale di un totale. Tuttavia, quando i dati sono raggruppati in strutture, sotto forma di soggetti ripetuti o di misurazioni effettuate in cluster, le ipotesi di indipendenza e identica distribuzione degli errori non sono più valide. I LMM affrontano queste sfide introducendo due tipi principali di effetti:

Effetti Fissi: Questi effetti rappresentano le influenze sistematiche che si assumono costanti per tutti i gruppi o livelli del dato. Gli effetti fissi possono includere variabili predittive di interesse, come fattori o covariate, e vengono interpretati come i coefficienti della regressione nel modello;

Effetti Random: Questi effetti catturano la variabilità non spiegata che è attribuibile a differenze tra gruppi o livelli. Gli effetti casuali sono associati a variabili che possono influenzare la risposta ma che non sono misurate direttamente. Questi effetti introducono una componente di variabilità tra i gruppi, consentendo al modello di tenere conto della correlazione intra-gruppo e della non indipendenza tra le osservazioni. Matematicamente, un modello lineare misto può essere espresso come:

$$y_{ij} = X_{ij} \beta + Z_{ij} u_j + \epsilon_{ij}$$

Dove:

y_{ij} : è la variabile risposta per l'osservazione i nel gruppo j ,

X_{ij} : è la matrice delle variabili predittive per l'osservazione i ,

β : è il vettore dei coefficienti per gli effetti fissi ,

Z_{ij} : è la matrice degli effetti casuali per l'osservazione i ,

u_j : è il vettore degli effetti casuali associati al gruppo j ,

ϵ_{ij} è l'errore residuale.

All' interno di questo progetto di tesi, per ogni variabile risposta sono stati testati 9 modelli LMM (Linear Mixed Models), ognuno relativo ad una variabile strutturale, includendo al loro interno sia effetti fissi che effetti random. Mentre gli effetti fissi descrivono l'effetto delle variabili indipendenti (nel nostro caso: area basimetrica, altezza media degli alberi, LAI, copertura della chioma, porosità della chioma, diametro medio alberi, diametro massimo alberi, ricchezza specie arboree, numero di alberi) sul risultato e sono uguali per tutte le unità del campione, gli effetti random, invece, giocano un ruolo fondamentale nei modelli lineari misti tenendo conto della variabilità non spiegata a livello di gruppi.

All' interno dei nostri modelli l'effetto random rappresenta la variazione casuale associata agli habitat permettendoci di capire, senza specificare in che maniera, quanto l'habitat influenzi le nostre variabili risposta.

Le variabili di interesse considerate, ossia la percentuale di presenza e la percentuale di copertura delle specie diagnostiche, sono state trasformate per meglio adattarsi alle successive analisi.

Per ogni variabile risposta, oltre a valutare la relazione con le diverse variabili dipendenti, è stato calcolato un "modello nullo" ossia un modello che considera solo l'effetto random (nel nostro caso il sito di campionamento), senza includere alcun predittore fisso. Per identificare le variabili strutturali che meglio predicono la percentuale e la copertura delle specie diagnostiche, è stato adottato un approccio basato sulla teoria

dell'informazione (Burnham et al., 2002). I modelli sono stati classificati in base ai valori del Delta AIC (Akaike Information Criterion), ordinandoli dal più basso al più alto. Il Delta AIC rappresenta la differenza tra l'AIC di ciascun modello e l'AIC del modello con il valore più basso, considerato il miglior modello tra quelli valutati. In questo contesto, il modello nullo, che include solo l'effetto random, è stato utilizzato come punto di riferimento per confrontare i modelli con variabili fisse. Se un modello con variabili fisse presenta un Delta AIC superiore a quello del modello nullo, significa che l'inclusione delle variabili non migliora l'adattamento del modello, indicando la loro irrilevanza. Al contrario, un modello con un Delta AIC inferiore rispetto al modello nullo suggerisce che l'aggiunta delle variabili fisse migliora il fit del modello, rendendole potenzialmente rilevanti. Per garantire un approccio conservativo, è stata adottata una soglia per cui sono stati considerati solo i modelli con un Delta AIC inferiore a 2 rispetto al modello migliore. Questa soglia è comunemente accettata in letteratura per distinguere i modelli con un solido supporto empirico da quelli meno plausibili (Burnham & Anderson, 2002). Secondo Burnham e Anderson, modelli con un Delta AIC inferiore a 2 possono essere considerati sostanzialmente equivalenti al miglior modello in termini di capacità predittiva. Valori di Delta AIC compresi tra 4 e 10 indicano un supporto modesto per il modello, mentre un Delta AIC superiore a 10 suggerisce un modello con scarso supporto empirico.

Modelli *tree regression*

L'ultima analisi ha riguardato l'utilizzo dei modelli di regressione o *Regression Tree Models*, per quantificare la relazione fra le diverse caratteristiche strutturali e la presenza e abbondanza delle specie diagnostiche.

I *Regression Tree Models*, da qui in avanti chiamati "alberi di regressione", sono uno strumento statistico utilizzato per prevedere il valore di una variabile quantitativa, variabile dipendente o risposta, sulla base di una serie di variabili esplicative, dette variabili indipendenti sulla base di dati sia qualitativi che quantitativi. L'albero si forma

dividendo il set di dati iniziale. Il tipo e il numero di divisioni dipendono dalle caratteristiche delle variabili indipendenti nel modello. Queste divisioni sono progettate per creare gruppi di oggetti, in questo caso unità di campionamento, il più omogenei possibile rispetto alla variabile di risposta. L'albero si sviluppa in base alla quantità di dati necessaria per creare una suddivisione, smettendo di crescere quando non viene raggiunta una soglia per ulteriori divisioni, oppure quando non si ottiene un miglioramento significativo nella previsione.

Attraverso questa analisi si possono identificare dei valori soglia dei parametri inseriti come variabili esplicative, entro i quali aumenta la probabilità di mantenere alta la percentuale e copertura di specie diagnostiche relative ai diversi habitat campionati. L'algoritmo si avvale del metodo ANOVA nella funzione *rpart* per valutare le possibili suddivisioni sulla base di quanto queste riducono la varianza della variabile di risposta in maniera ottimale. A ogni potenziale suddivisione, l'algoritmo calcola la somma delle deviazioni al quadrato dalla media della variabile risposta, per le osservazioni che rientrerebbero in ogni nodo risultante. Sceglie quindi la suddivisione che determina la maggiore riduzione di questa somma delle deviazioni al quadrato, cercando di fatto di partizionare i dati in modo che ogni sottoinsieme risultante sia il più omogeneo possibile rispetto alla variabile di risposta.

La validazione dei modelli può essere effettuata tramite calcolo del valore dell'*R-squared*: questo parametro rappresenta in maniera indicativa quanta variabilità viene spiegata tramite il modello proposto, attraverso le variabili che sono inserite nel modello stesso. Le variabili esplicative utilizzate sono: area basimetrica per classe diametrica, LAI (*Leaf area index*), altezza media alberi e tipologia di habitat.

3 Risultati

Le specie di piante vascolari campionate all' interno del progetto appartengono a 4 habitat diversi per un totale di 66 plot, rispettivamente: Habitat 9260 boschi di *Castanea sativa* (18 plot), Boschi di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia* (30 plot), Foreste a *Quercus suber* (12 plot), Boschi di Pino nero (6 plot).

Diversità di specie

Nel corso dello studio la maggior parte dei taxa rilevati è stata identificata a livello di specie, alcuni campioni non pienamente sviluppati (es. mancanza di frutti e fiori) sono stati classificati unicamente a livello di genere. In totale sono state identificate 369 specie diverse, appartenenti a 211 generi. Le dieci specie più frequenti per ciascun habitat sono riportate in tab.1

Castagneto (9260)	Freq %	Lecceta (9340)	Freq %	Pineta (9530*)	Freq %	Sughereta (9330)	Freq %
<i>Castanea sativa</i>	100	<i>Quercus ilex</i>	100	<i>Pinus nigra</i>	100	<i>Quercus suber</i>	100
<i>Moehringia trinervia</i>	83	<i>Rubia peregrina</i>	73.3	<i>Daphne laureola</i>	100	<i>Erica arborea</i>	100
<i>Pteridium aquilinum</i>	83	<i>Quercus pubescens</i>	63.3	<i>Rubia peregrina</i>	100	<i>Rubia peregrina</i>	100
<i>Rubus hirtus</i>	83	<i>Hedera helix</i>	53.3	<i>Rubus ulmifolius</i>	100	<i>Brachypodium retusum</i>	92
<i>Festuca heterophylla</i>	78	<i>Carex halleriana</i>	43.3	<i>Acer opalus</i>	83	<i>Cistus salviifolius</i>	92
<i>Hedera helix</i>	78	<i>Crataegus monogyna</i>	40	<i>Brachypodium phoenicoides</i>	83	<i>Asplenium onopteris</i>	75
<i>Acer opalus</i>	72	<i>Amelanchier ovalis</i>	30	<i>Hedera helix</i>	83	<i>Lonicera implexa</i>	75
<i>Cytisus scoparius</i>	72	<i>Buxus sempervirens</i>	30	<i>Hieracium murorum</i>	83	<i>Quercus ilex</i>	67
<i>Hieracium murorum</i>	72	<i>Cephalanthera damasonium</i>	30	<i>Ilex aquifolium</i>	83	<i>Smilax aspera</i>	67
<i>Fraxinus ornus</i>	67	<i>Ruscus aculeatus</i>	30	<i>Lonicera xylosteum</i>	83	<i>Crataegus monogyna</i>	58
		<i>Viola alba</i>	30	<i>Polygala vulgaris</i>	83	<i>Cynosurus echinatus</i>	58
				<i>Quercus ilex</i>	83	<i>Ruscus aculeatus</i>	58

Tabella 1. Valori percentuali basati sulla presenza, nei rilievi, delle 10 specie più frequenti per ciascun habitat

Il numero di specie di piante vascolari per habitat varia da un minimo di 5 specie all' interno dell'habitat di Lecceta (9340) fino ad un massimo di 52-53 specie rilevate negli habitat di Castagneto (9260) e Sughereta (9330) (Tab. 2, Fig. 9). La media del numero di specie vascolari identificate per plot varia in base al tipo di habitat campionato oscillando da 17 specie riscontrato per la Lecceta a 36 specie per l'habitat di Sughereta.

Habitat	Min	Media	Max
9260 <i>Castanea Sativa</i>	18	34	52
9340 <i>Quercus ilex</i>	5	17	38
9330 <i>Quercus suber</i>	19	36	53
9530* <i>Pinus nigra</i>	15	25	32

Tabella 2. Valori minimo, medio e massimo del numero di specie di piante vascolari individuate in ciascun habitat rilevato.

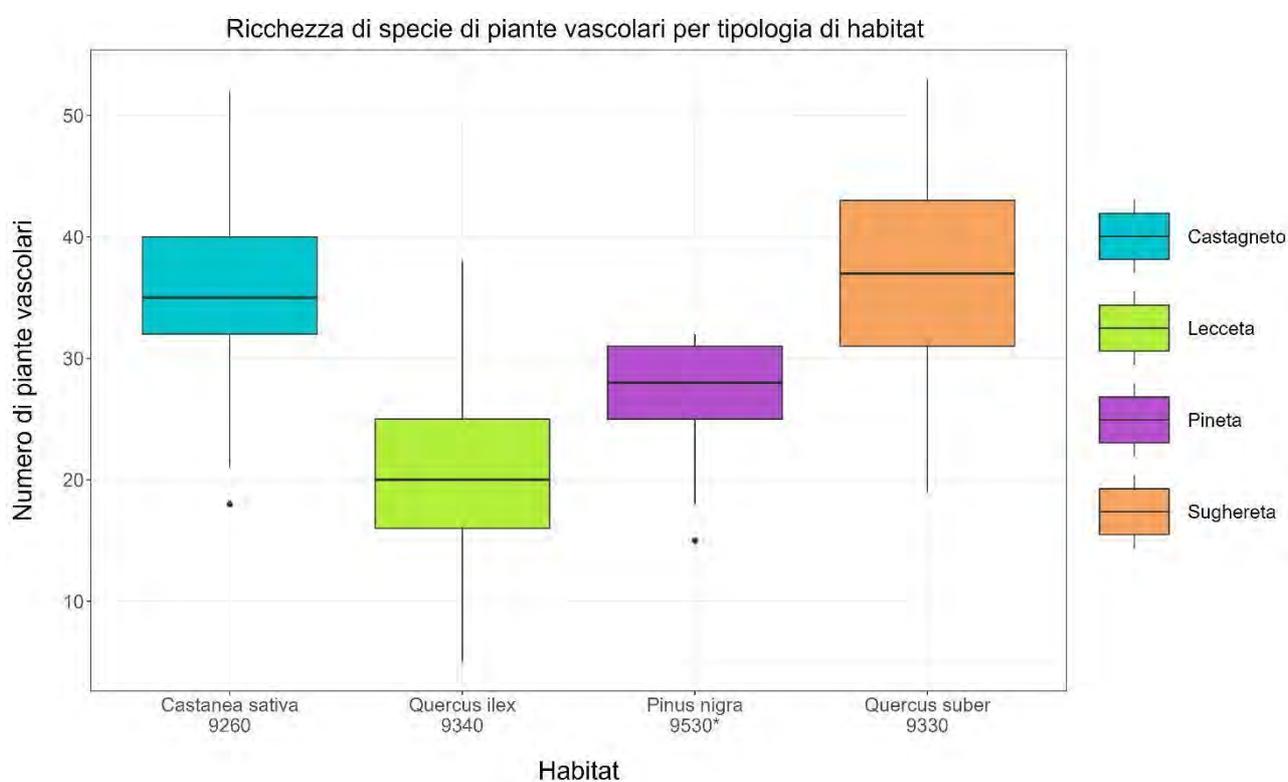


Figura 9. Numero di specie di piante vascolari identificate per ciascuna delle quattro tipologie di habitat campionati (*C. sativa*, *Q.ilex*, *Q.suber*, *P.nigra*).

Entrando più nello specifico nei siti di campionamento, il numero di specie per ciascun plot varia da un minimo di 5 - 6 specie nelle Leccete Francesi del Massif du Luberon e Spagnole di Muntanyes de Prades ad un massimo di 53 specie all'interno delle leccete Italiane nella località Catena del Marghine e del Goceano (Sardegna). Altri Plot con un elevato numero di specie si riscontrano nei Castagneti Spagnoli nella località Las Salinas

(52 specie) e nei Castagneti italiani della località Sant'Antonio (42 specie). I plot in cui il numero medio di specie è più alto sono i boschi di sughera nella località Goceano (43 specie) e i Castagneti della regione Toscana: Pratomagno e Sant'Antonio (36-34 specie) (Fig. 10).

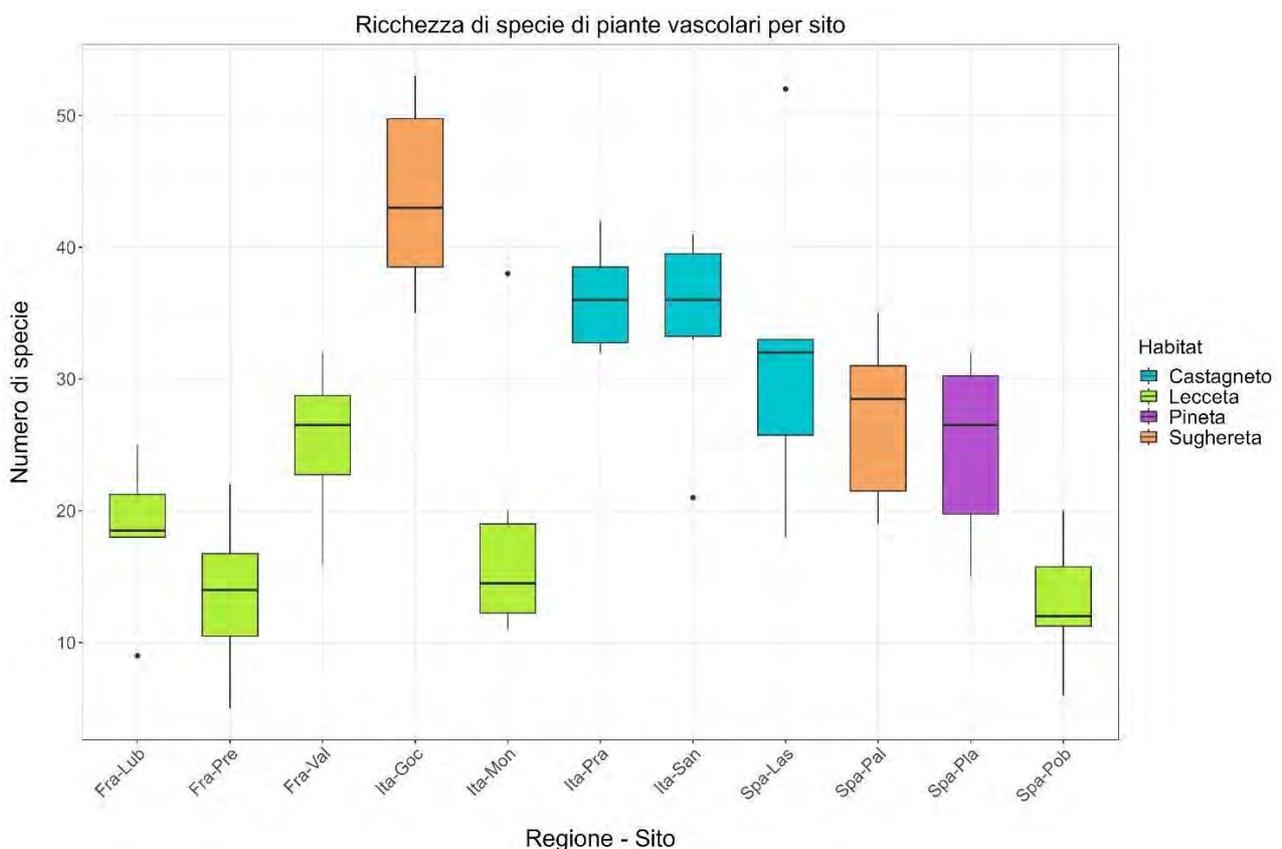


Figura 10. Numero di specie di piante vascolari per area campionata. In verde sono rappresentate le Leccete: in Italia la foresta demaniale di Montes (Ita-Mon), in Spagna Muntanyes de Prades, nei pressi di Poblet (Spa-Pob), in Francia Prealpes de Grasse (Fra-Pre); Massif du Luberon (Fra-Lub); boschi di *Q. ilex* di Valensole (Fra-Val). In celeste sono rappresentati i Castagneti: Spagna Alta Garrotxa - Massís de les Salines (Spa-Las), Italia Pratomagno (Ita-Pra); boschi di Sant'Antonio (Ita-San). In Arancione sono rappresentate le Sugherete: Italia Catena del Marghine e del Goceano (Ita-Goc), Spagna Litoral del Baix Empordà, nei pressi di Palamos (Spa-Pal). In viola sono rappresentate le Pinete a Pino nero: Spagna Muntanyes de Prades, nella zona di Planes baridana (Spa-Pla).

Composizione specifica

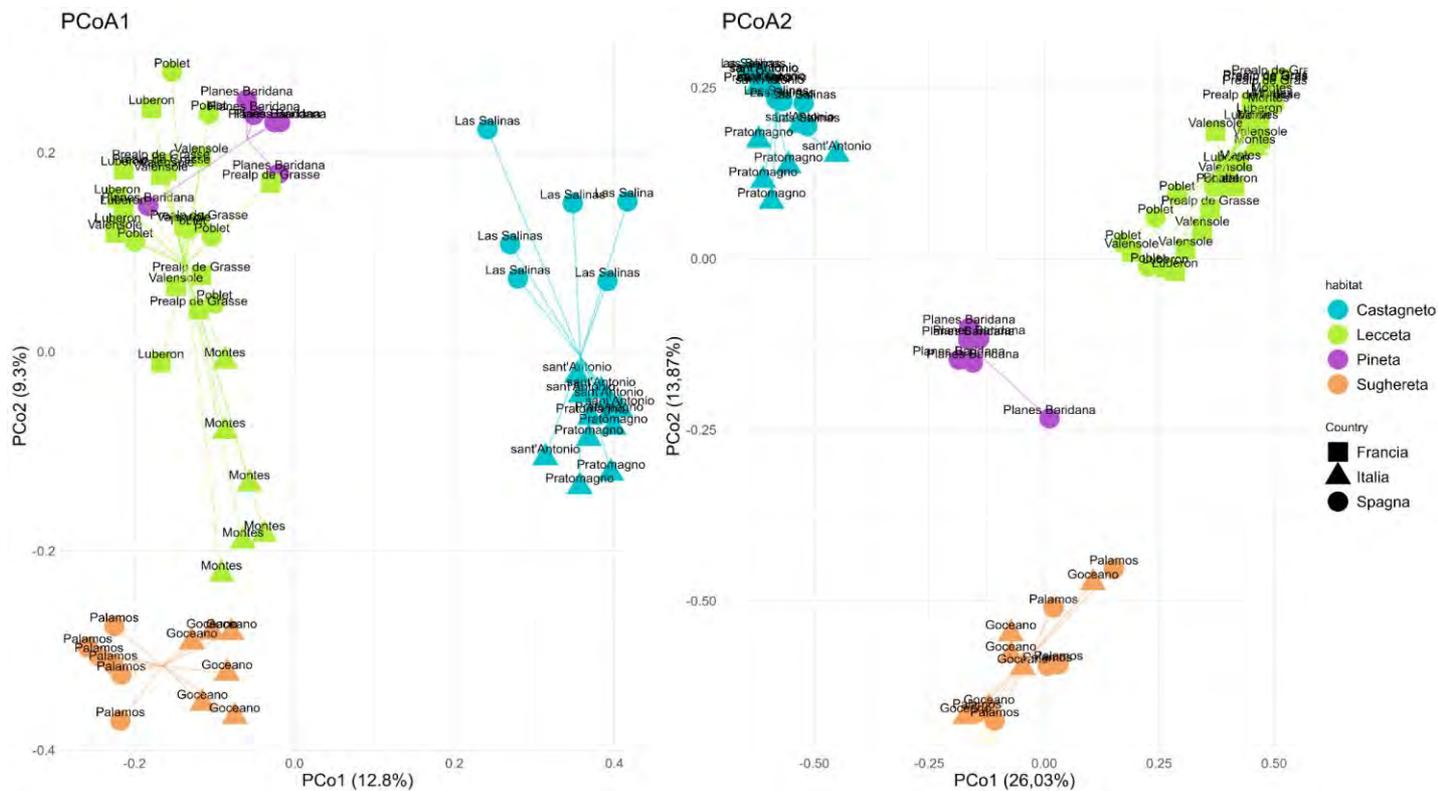


Figura 11. Analisi delle coordinate principali (PCoA) delle specie vegetali.

La figura presenta due grafici: **PCoA1** mostra la distribuzione dei plot basata sulla distanza di Jaccard su dati di presenza/assenza; **PCoA2** distribuzione dei plot utilizzando la distanza di Bray-Curtis, che considera i valori di copertura percentuali delle specie. I colori dei plot fanno riferimento ai diversi habitat mentre le forme geometriche identificano il paese di provenienza, i plot dei diversi habitat sono collegati al centroide del proprio habitat. Le percentuali sugli assi indicano la varianza spiegata dalle componenti principali in ciascuna analisi.

Dati di presenza/assenza

Le prime due componenti principali ottenute attraverso l'analisi delle coordinate principali (PCoA) spiegano rispettivamente il 12,8% e il 9,3% della varianza totale presente nel dataset in termini di variabilità nella composizione floristica dei siti (Fig 11). Il grafico mostra la presenza di tre gruppi distinti e non sovrapposti che fanno riferimento a: Sugherete (in basso a sinistra), Castagneti (in alto a destra) e Leccete/Pinete (in alto a sinistra). Si può notare come il gruppo delle Pinete si sovrappone parzialmente (in particolare per un singolo plot) a quello delle Leccete. Queste ultime rappresentano il gruppo a più ampia dispersione nel grafico, mentre le Sugherete insieme alle Pinete rappresentano il gruppo a minor dispersione.

Dati di abbondanza

Le prime due componenti principali risultanti da questa seconda PCoA spiegano rispettivamente il 26,03% e il 13,87% della varianza totale. Questo indica che la prima componente principale cattura una porzione significativa della variabilità nei dati, riflettendo l'influenza delle coperture delle specie sulla somiglianza tra i plot (Fig.5). All' interno del grafico basato sui valori quantitativi possiamo notare che la distribuzione dei quattro gruppi facenti riferimento ai quattro diversi habitat non presenta sovrapposizioni. Inoltre, la dispersione dei diversi plot all' interno dello spazio ecologico occupato dai diversi habitat è notevolmente ridotta rispetto al grafico basato sui valori di presenza/assenza. In questo grafico le pinete non sono più sovrapposte alle Leccete ma occupano la parte centrale del grafico.

Lista specie diagnostiche

La lista delle specie diagnostiche, suddivisa per una migliore comprensione in quattro liste basate sull'habitat, riporta un totale di 450 specie. Tuttavia, alcuni habitat, come le leccete e le sugherete, presentano caratteristiche ecologiche simili, con conseguente presenza di specie diagnostiche comuni. Pertanto, le specie uniche nelle liste sono 298. Nella lista delle specie diagnostiche per l'habitat di lecceta (Tab.3), sono presenti 77 specie diverse, di cui 42 rilevate durante i nostri rilievi. Nell'habitat di Castagneto, (Tab.4) le liste includono 144 specie diagnostiche, con 55 confermate dai rilievi. Per l'habitat di pineta, (Tab.5) invece, sono presenti 88 specie, 30 delle quali rilevate durante i nostri rilievi. Infine, per quanto riguarda l'habitat di sughereta (Tab.6), sono state identificate 70 specie diagnostiche, 49 delle quali trovate nei rilievi.

Habitat 9340: Boschi di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*

Tabella 3: Elenco delle specie diagnostiche per l'habitat di Icceta. La colonna in giallo mostra le specie diagnostiche tratte dal "Manuale di interpretazione degli habitat italiani". La colonna in rosso riporta le specie diagnostiche individuate nel "Manuale di interpretazione degli habitat spagnoli (evidenziate in rosso)" ed in "Los Bosques Ibèricos". La colonna successiva in verde elenca le specie diagnostiche secondo il "Manuale di interpretazione degli habitat francesi". Infine, la colonna in celeste presenta le specie diagnostiche identificate a livello europeo dal progetto EUNIS. In grassetto sono evidenziate le specie trovate all' interno dei rilievi floristici svolti all' interno del progetto.

<i>Lista specie diagnostiche (Manuale di interpretazione Habitat - Italia)</i>	<i>Lista specie diagnostiche (Manuale di interpretazione Habitat - Spagna + Los Bosques Ibèricos)</i>	<i>Lista specie diagnostiche (Manuale di interpretazione Habitat - Francia)</i>	<i>Lista specie diagnostiche da manuale EUNIS</i>
<i>Arbutus unedo</i>	<i>Arbutus unedo</i>	<i>Arbutus unedo</i>	<i>Arbutus unedo</i>
<i>Asparagus acutifolius</i>	<i>Asparagus acutifolius</i>		<i>Asparagus acutifolius</i>
			<i>Asplenium adiantum-nigrum</i>
	<i>Asplenium onopteris</i>		
			<i>Brachypodium retusum</i>
			<i>Brachypodium sylvaticum</i>
			<i>Buxus sempervirens</i>
			<i>Clematis flammula</i>
	<i>Carex distachya</i>		<i>Carex distachya</i>
			<i>Carex halleriana</i>
<i>Celtis australis</i>			
<i>Cercis siliquastrum</i>			
			<i>Cistus salvifolius</i>
	<i>Clematis flammula</i>		
<i>Cornus sanguinea</i>			
<i>Crataegus monogyna</i>			<i>Crataegus monogyna</i>

<i>Cyclamen hederifolium</i>			
<i>Cyclamen repandum</i>			<i>Cyclamen repandum</i>
	<i>Cytisus scoparius</i>		
			<i>Dactylis glomerata</i>
			<i>Daphne gnidium</i>
<i>Digitalis purpurea</i>			
			<i>Dioscorea communis</i>
<i>Drymochloa drymeja</i>			
<i>Erica arborea</i>	<i>Erica arborea</i>		<i>Erica arborea</i>
			<i>Euphorbia characias</i>
<i>Fraxinus ornus</i>			<i>Fraxinus ornus</i>
	<i>Gennaria diphylla</i>		
	<i>Hedera madrensis</i>		
	<i>Hedera helix</i>		<i>Hedera helix</i>
	<i>Helleborus foetidus</i>		
<i>Helleborus lividus</i>			
	<i>Hyacinthoides hispanica</i>		
			<i>Hippocrepis emerus</i>
		<i>Jasminum fruticans</i>	
<i>Juniperus oxycedrus</i>	<i>Juniperus oxycedrus</i>		<i>Juniperus oxycedrus</i>
<i>Laurus nobilis</i>			
<i>Ligustrum vulgare</i>			
<i>Limodorum abortivum</i>			
<i>Lonicera etrusca</i>	<i>Lonicera etrusca</i>	<i>Lonicera etrusca</i>	<i>Lonicera etrusca</i>
<i>Lonicera implexa</i>	<i>Lonicera implexa</i>	<i>Lonicera implexa</i>	<i>Lonicera implexa</i>
	<i>Luzula forsteri</i>		
			<i>Myrtus communis</i>
		<i>Ostrya carpinifolia</i>	

			<i>Osyris alba</i>
	<i>Paeonia broteroi</i>		
<i>Paeonia morisii</i>			
<i>Phillyrea angustifolia</i>		<i>Phillyrea angustifolia</i>	<i>Phillyrea angustifolia</i>
<i>Phillyrea latifolia</i>	<i>Phillyrea latifolia</i>		<i>Phillyrea latifolia</i>
	<i>Piptatherum paradoxum</i>		
	<i>Pistacia lentiscus</i>		<i>Pistacia lentiscus</i>
<i>Pistacea terebinthus</i>		<i>Pistacia terebinthus</i>	<i>Pistacia terebinthus</i>
	<i>Prunus spinosa</i>		
	<i>Pyrus bourgaeana</i>		
	<i>Quercus broteroi</i>		
	<i>Quercus coccifera</i>		<i>Quercus coccifera</i>
<i>Quercus ilex</i>	<i>Quercus ilex</i>	<i>Quercus ilex</i>	<i>Quercus ilex</i>
			<i>Quercus pubescens</i>
		<i>Quercus rotundifolia</i>	<i>Quercus rotundifolia</i>
<i>Quercus suber</i>	<i>Quercus suber</i>		<i>Quercus suber</i>
<i>Rhamnus alaternus</i>	<i>Rhamnus alaternus</i>	<i>Rhamnus alaternus</i>	<i>Rhamnus alaternus</i>
	<i>Rosa sempervirens</i>		<i>Rosa sempervirens</i>
	<i>Rubia agostinhoi</i>		
<i>Rubia peregrina</i>	<i>Rubia peregrina</i>	<i>Rubia peregrina</i>	<i>Rubia peregrina</i>
			<i>Rubus ulmifolius</i>
	<i>Ruscus aculeatus</i>		<i>Ruscus aculeatus</i>
	<i>Ruscus hypophyllum</i>		
	<i>Scilla monophyllos</i>		
<i>Smilax aspera</i>	<i>Smilax aspera</i>	<i>Smilax aspera</i>	<i>Smilax aspera</i>
	<i>Sorbus aria</i>		
	<i>Tamus communis</i>		
	<i>Teucrium chamaedrys</i>		<i>Teucrium chamaedrys</i>

	<i>Teucrium scorodonia</i>		
			<i>Thymus vulgaris</i>
<i>Viburnum tinus</i>	<i>Viburnum tinus</i>		<i>Viburnum tinus</i>
	<i>Viola alba</i>		<i>Viola alba</i>

Habitat 9260: Boschi di *Castanea sativa*

Tabella 4: Elenco delle specie diagnostiche per l'habitat di Castagneto. La colonna in giallo mostra le specie diagnostiche tratte dal "Manuale di interpretazione degli habitat italiani". La colonna in rosso riporta le specie diagnostiche individuate nel "Manuale di interpretazione degli habitat spagnoli (evidenziate in rosso)" ed in "Los Bosques Ibèricos". La colonna successiva in verde elenca le specie diagnostiche secondo il "Manuale di interpretazione degli habitat francesi". Infine, la colonna in celeste presenta le specie diagnostiche identificate a livello europeo dal progetto EUNIS. In grassetto sono evidenziate le specie trovate all' interno dei rilievi floristici svolti all' interno del progetto.

Lista specie diagnostiche (Manuale di interpretazione Habitat - Italia)	Lista specie diagnostiche (Manuale di interpretazione Habitat + Los Bosques ibèricos - Spagna)	Lista specie diagnostiche (Manuale di interpretazione Habitat - Francia)	Lista specie diagnostiche da manuale EUNIS
<i>Acer campestre</i>			<i>Acer campestre</i>
<i>Acer opalus</i>			
<i>Acer pseudoplatanus</i>			
			<i>Aegonychon purpureocaeruleum</i>
<i>Agrostis castellana</i>		<i>Agrostis castellana</i>	
<i>Amelanchier ovalis</i>		<i>Amelanchier ovalis</i>	
<i>Anemone nemorosa</i>			
<i>Anemone trifolia</i>			
<i>Arbutus unedo</i>	<i>Arbutus unedo</i>	<i>Arbutus unedo</i>	
<i>Aruncus dioicus</i>			
<i>Avenella flexuosa</i>	<i>Avenella flexuosa</i>		
<i>Betula pendula</i>			

Blechnum spicant			
			Brachypodium pinnatum
Brachypodium sylvaticum		Brachypodium sylvaticum	Brachypodium sylvaticum
Buxus sempervirens		Buxus sempervirens	Buxus sempervirens
Calamagrostis arundinacea			
Calluna vulgaris		Calluna vulgaris	
Campanula cervicaria			
Campanula glomerata		Campanula glomerata	
Cardamine bulbifera			
Carex digitata			
Carex pilulifera			
Carpesium cernuum			
Carpinus betulus			
			Carpinus orientalis
Castanea sativa	Castanea sativa	Castanea sativa	
Centaurea pectinata		Centaurea pectinata	
Cistus populifolius		Cistus populifolius	
Cistus pouzolzii		Cistus pouzolzii	
Cistus salviifolius		Cistus salviifolius	
			Cornus mas
Cornus sanguinea		Cornus sanguinea	Cornus sanguinea
Coronilla emerus		Coronilla emerus	
Corylus avellana	Corylus avellana		Corylus avellana
Crataegus monogyna		Crataegus monogyna	Crataegus monogyna
Cytisus scoparius		Cytisus scoparius	
			Dactylis glomerata

Dactylorhiza maculata			
Dactylorhiza romana			
Deschampsia flexuosa		Deschampsia flexuosa	
Digitalis lutea		Digitalis lutea	
Diphasiastrum tristachyum			
Doronicum orientale			
Dorycnium pentaphyllum		Dorycnium pentaphyllum	
Dryopteris affinis	Dryopteris affinis		
	Dryopteris dilatata		
Epimedium alpinum			
Epipactis helleborine		Epipactis helleborine	
Epipactis microphylla			
Erica arborea		Erica arborea	
Erica cinerea		Erica cinerea	
Erythronium dens-canis			
Euphorbia amygdaloides		Euphorbia amygdaloides	
Euphorbia characias		Euphorbia characias	
Fagus sylvatica	Fagus sylvatica		
			Fragaria vesca
Frangula alnus			
Fraxinus excelsior		Fraxinus excelsior	
Fraxinus ornus			Fraxinus ornus
Galanthus nivalis			
	Genista falcata		
Genista germanica			
Genista pilosa		Genista pilosa	

Hedera helix	Hedera helix	Hedera helix	Hedera helix
Helleborus bocconeii			
	Hieracium laevigatum		
Hieracium murorum		Hieracium murorum	
Hieracium racemosum			
Hieracium sabaudum		Hieracium sabaudum	
Hieracium sylvaticum			
Holcus lanatus		Holcus lanatus	
Holcus mollis		Holcus mollis	
Hymenophyllum tubrigense			
Ilex aquifolium		Ilex aquifolium	
Iris graminea			
Jasione montana		Jasione montana	
Juniperus communis		Juniperus communis	Juniperus communis
Juniperus oxycedrus		Juniperus oxycedrus	
Lamium orvala			
Lastera limbosperma			
Lathyrus jordani			
Lathyrus linifolius			
Lathyrus niger			Lathyrus niger
Lilium bulbiferum			
			Ligustrum vulgare
Limodorum abortivum			
Listera cordata			
Listera ovata			
Lonicera etrusca		Lonicera etrusca	
Luzula forsteri		Luzula forsteri	

Luzula luzuloides			
Luzula nivea			
Luzula pedemontana			
Luzula sylvatica			
Melamphyrum pratense	Melaphyrum pratense		
Melica uniflora			
			Melittis melissophyllum
Molinia arundinacea			
Oenanthe pimpinelloides			
Omphalodes verna			
Orchis insularis			
Orchis pallens			
Orchis provincialis			
Osmunda regalis			
Ostrya carpinifolia		Ostrya carpinifolia	Ostrya carpinifolia
Oxalis acetosella			
Phillyrea angustifolia		Phillyrea angustifolia	
Physospermum cornubiense	Physospermum cornubiense		
Physospermum verticillatum			
Phyteuma betoncifolium			
Pinus pinaster		Pinus pinaster	
Pinus sylvestris		Pinus sylvestris	
Pistacia terebinthus		Pistacia terebinthus	
Platanthera chlorantha			
Poa nemoralis		Poa nemoralis	
Polygonatum multiflorum			

Polygonatum odoratum			
	Polystichum setiferum		
Populus tremula			
Prunus avium	Prunus avium	Prunus avium	
			Prunus spinosa
Pteridium aquilinum	Pteridium aquilinum	Pteridium aquilinum	
Pteris cretica			
Pulmonaria apennina			
	Pyrus bourgeana		
Quercus cerris			Quercus cerris
			Quercus frainetto
Quercus ilex		Quercus ilex	
Quercus petraea			Quercus petraea
	Quercus pyrenaica		
Quercus pubescens		Quercus pubescens	Quercus pubescens
Quercus robur	Quercus robur	Quercus robur	Quercus robur
			Rosa canina
Rubia peregrina		Rubia peregrina	Rubia peregrina
Rubus hirtus			
Ruscus aculeatus			
Salvia glutinosa			
Sambucus nigra			
Sanicula europaea			
Satureja vulgaris		Satureja vulgaris	
Solidago virgaurea			
Sorbus aria			
Sorbus torminalis			Sorbus torminalis
Stachys officinalis		Stachys officinalis	

Symphytum tuberosum			Teucrium chamaedrys
Teucrium scorodonia		Teucrium scorodonia	
Tilia cordata			
Trifolium ochroleucon			
Vaccinium myrtillus			
			Viburnum lantana
Viburnum tinus		Viburnum tinus	
Vinca minor			
Vincetoxicum hirundinaria			
Viola reichenbachiana			
Viola riviniana			

Habitat 9530*: *Pinete (sub)mediterraneae con presenza di pini neri endemici*

Tabella 5. Elenco delle specie diagnostiche per l'habitat di Pineta. La colonna in giallo mostra le specie diagnostiche tratte dal "Manuale di interpretazione degli habitat italiani". La colonna in rosso riporta le specie diagnostiche individuate nel "Manuale di interpretazione degli habitat spagnoli. La colonna successiva in verde elenca le specie diagnostiche secondo il "Manuale di interpretazione degli habitat francesi". Infine, la colonna in celeste presenta le specie diagnostiche identificate a livello europeo dal progetto EUNIS. In grassetto sono evidenziate le specie trovate all' interno dei rilievi floristici svolti all' interno del progetto.

Lista specie diagnostiche (Manuale di interpretazione Habitat - Italia)	Lista specie diagnostiche (Manuale di interpretazione Habitat - Spagna + Los Bosques Ibèricos)	Lista specie diagnostiche (Manuale di interpretazione Habitat - Francia)	Lista specie diagnostiche da manuale EUNIS
Allium ochroleucom			
	Anacamptis pyramidalis		
	Acer monspessulanum		
	Acer opalus		

Amelanchier ovalis	Amelanchier ovalis		Amelanchier ovalis
			Anthoxanthum odoratum
			Arrhenatherum elatius
			Avenella flexuosa
Berberis aetnensis			
			Brachypodium pinnatum
			Brachypodium rupestre
	Brachypodium sylvaticum		Brachypodium sylvaticum
	Buxus sempervirens		Buxus sempervirens
			Calluna vulgaris
Calamagrostis varia			
Carex humilis			
	Cephalanthera damasonium		
	Cephalanthera longifolia		
	Cephalanthera rubra		
	Cornus sanguinea		
	Corylus avellana		
			Crataegus monogyna
			Cruciata glabra
Cytisus purpureus			
	Cytisus sessilifolius		
Cytisus spinescens			
Daphne cneorum			
			Digitalis purpurea
	Epipactis atrorubens		
			Erica arborea

Erica carnea			
	Euonymus europaeus		
Euphorbia triflora			
			Fagus sylvatica
			Festuca braun-blanquetii
			Festuca heterophylla
	Fragaria vesca		Fragaria vesca
			Galium rotundifolium
Genista sagittalis			
Genista sericea			
			Geum sylvaticum
			Helictochloa marginata
			Helleborus foetidus
			Helleborus lividus
	Hepatica nobilis		Hepatica nobilis
			Hieracium murorum
	Ilex aquifolium		Ilex aquifolium
	Juniperus thurifera		
Juniperus communis			Juniperus communis
Knautia ressmannii			
			Lactuca muralis
	Lathyrus filiformis		
	Ligustrum vulgare		
	Limodorum abortivum		
			Linaria nivea
	Lonicera etrusca		
	Lonicera periclymenum		

	Lonicera xylosteum		
			Luzula forsteri
			Luzula pedemontana
Molina caerulea			
			Ononis aragonensis
	Orchis morio		
	Orchis spitzelii		
			Pilosella officinarum
	Pinus pinaster		
Pinus nigra	Pinus nigra	Pinus nigra	Pinus nigra
	Pinus sylvestris		Pinus sylvestris
Polygala chamaebuxus			
	Primula veris		
	Prunus mahaleb		
			Pteridium aquilinum
	Quercus ilex		
	Rosa pimpinellifolia		
			Rubus ulmifolius
			Rumex acetosella
Salix glabra			
	Sanicula europaea		Sanicula europaea
Sesleria caerulea			
	Sorbus aria		
	Sorbus domestica		
	Sorbus torminalis		
	Thalictrum tuberosum		
Thesium rostratum			

	Ulmus glabra		
	Viburnum lantana		
			Veronica officinalis
	Viola reichembachiana		Viola riviniana
			Viola willkommii

Habitat 9330: Boschi di *Quercus suber*

Tabella 6. Elenco delle specie diagnostiche per l'habitat di Sughereta. La colonna in giallo mostra le specie diagnostiche tratte dal "Manuale di interpretazione degli habitat italiani". La colonna in rosso riporta le specie diagnostiche individuate nel "Manuale di interpretazione degli habitat spagnoli. La colonna successiva in verde elenca le specie diagnostiche secondo il "Manuale di interpretazione degli habitat francesi". Infine, la colonna in celeste presenta le specie diagnostiche identificate a livello europeo dal progetto EUNIS. In grassetto sono evidenziate le specie trovate all' interno dei rilievi floristici svolti all' interno del progetto.

Lista specie diagnostiche (Manuale di interpretazione Habitat - Italia)	Lista specie diagnostiche (Manuale di interpretazione Habitat - Spagna + Los Bosques Ibèricos)	Lista specie diagnostiche (Manuale di interpretazione Habitat - Francia)	Lista specie diagnostiche da manuale EUNIS
Arbutus unedo	Arbutus unedo		Arbutus unedo
			Asparagus acutifolius
			Asplenium adiantum-nigrum
			Brachypodium retusum
			Brachypodium sylvaticum
			Buxus sempervirens
			Carex distachya
			Carex halleriana
Carex olbiensis			
Cistus monspeliensis			
Cistus salvifolius			Cistus salviifolius

Clematis cirrhosa			
			Clematis flammula
			Crataegus monogyna
			Cyclamen repandum
Cytisus villosus			
			Dactylis glomerata
Danthonia decumbens			
Daphne gnidium			Daphne gnidium
			Dioscorea communis
Erica arborea			Erica arborea
Erica scoparia			
			Euphorbia characias
Fragaria vesca			
			Fraxinus ornus
Galium scabrum			
Genista monspessulana			
	Gennaria diphylla		
			Hedera helix
	Hedera madrensis		
			Hippocrepis emerus
	Hyacinthoides hispanica		
			Juniperus oxycedrus
			Lonicera etrusca
			Lonicera implexa
	Luzula forsteri		
Myrtus communis			Myrtus communis
			Osyris alba
	Paeonia broteri		

Phyllirea angustifolia			Phillyrea angustifolia
			Phillyrea latifolia
			Pistacia lentiscus
			Pistacia terebinthus
Pulicaria odora			
	Pyrus bourgeana		
Pyrus spinosa			
	Quercus broteroi		
	Quercus coccifera		Quercus coccifera
Quercus frainetto			
Quercus ilex	Quercus ilex		Quercus ilex
			Quercus pubescens
	Quercus rotundifolia		Quercus rotundifolia
Quercus suber	Quercus suber	Quercus suber	Quercus suber
			Rhamnus alaternus
			Rosa sempervirens
	Rubia agostinhoi		
			Rubia peregrina
			Rubus ulmifolius
			Ruscus aculeatus
	Ruscus hypophyllum		
	Scilla monophyllos		
Selaginella denticulata			
Simethis mattiazzii			
			Smilax aspera
	Teucrium chamaedrys		Teucrium chamaedrys
Teucrium scorodonia	Teucrium scorodonia		
Teucrium siculum			

			Thymus vulgaris
			Viburnum tinus
			Viola alba

Percentuale di specie diagnostiche

Tra gli habitat, quello con la maggiore e anche minore percentuale di presenza di specie diagnostiche è l'habitat di Sughereta. Per essere più precisi gli habitat di Pineta e Castagneto presentano i valori più elevati in termini di percentuale di specie diagnostiche, tuttavia sono considerati *outliers*. Interessante da notare come per gli habitat di sughereta, lecceta e pineta la distribuzione dei valori sia simile, eccetto per l'habitat di Castagneto che mostra una dispersione minore dei dati e mediamente un numero più elevato di specie diagnostiche rispetto agli altri habitat (Fig.12).

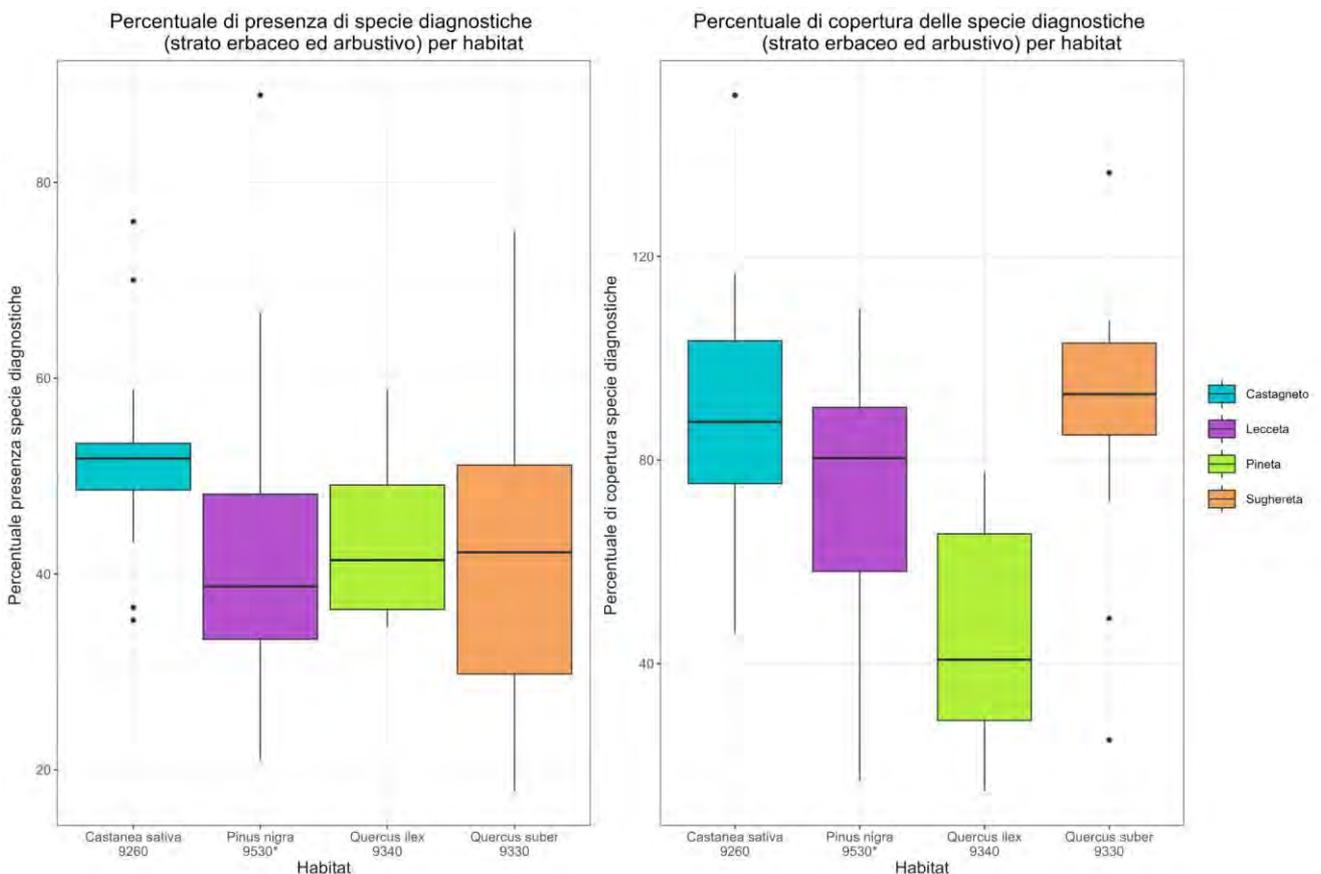


Figura 12. Nel grafico sono presentati due *boxplot* che mostrano, rispettivamente, la percentuale di specie diagnostiche e la percentuale di copertura di specie diagnostiche per lo strato erbaceo ed arbustivo nei diversi habitat.

Copertura delle specie diagnostiche

L'habitat di Castagneto insieme a quello di Sughereta e Pineta si distinguono per avere i massimi valori di copertura di specie diagnostiche. Al contrario, l'habitat di Lecceta, presenta valori minori in termini di copertura di specie diagnostiche. Rispetto al grafico precedente si osserva un aumento della dispersione dei valori per tutti gli habitat, tranne per la Sughereta, mentre le mediane risultano essere più disallineate tra di loro (Fig.12).

Caratterizzazione ecologica della lista di specie diagnostiche.

Le specie diagnostiche dell'habitat 9260 (castagneto) mostrano un certo equilibrio rispetto ai diversi parametri ecologici (Fig. 13), suggerendo un buon adattamento delle specie diagnostiche ad una gamma di condizioni che potremmo definire medie o "mesofile" e di

Radar plot dei valori degli indicatori ecologici (EIVE) per la lista di specie diagnostiche e le specie rilevate, raggruppate per habitat

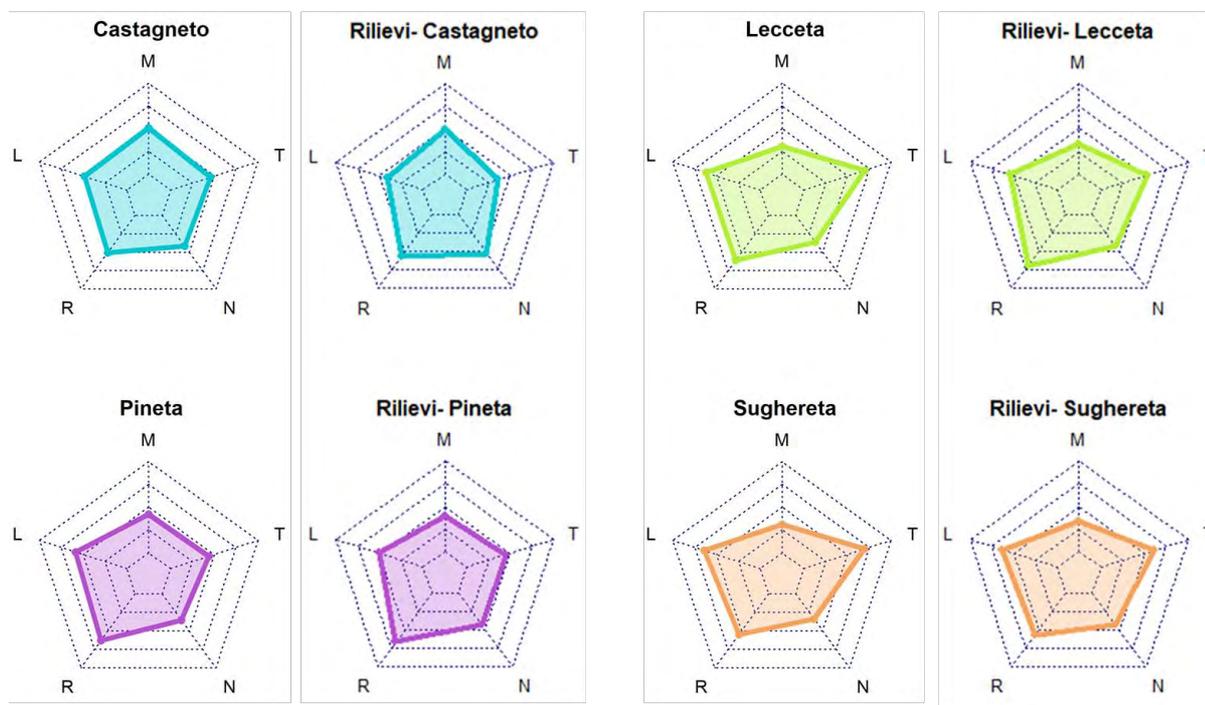


Figura 13. Grafico a ragnatela mostrante la relazione, per ciascun habitat considerato, tra i diversi indicatori ecologici considerati in EIVE (Dengler et al., 2023), le specie diagnostiche (Tab. 3-4-5-6), e le specie all' interno dei rilievi floristici. Gli indicatori considerati: umidità del suolo (M), azoto del suolo (N), reazione del suolo (R), luce (L) e temperatura (T), mostrano valori variabili da 0 (valore minimo) a 10 (valore massimo).

conseguenza una discreta tolleranza e flessibilità ambientale. Lo stesso pattern ecologico vale per le specie rilevate durante i campionamenti all' interno dell'habitat di Castagneto, le quali tuttavia mostrano valori più bassi per i parametri di luce (L) e temperatura (T) suggerendo come le specie rilevate preferiscano un habitat più fresco e ombroso. Per quanto riguarda le specie appartenenti all'habitat 9330 (lecceta) e 9340 (sughereta), si osserva che le specie diagnostiche di questi due habitat mostrano valori abbastanza elevati per i parametri T (temperatura), mentre si riscontrano valori decisamente inferiori di M (umidità del suolo) ed N (azoto nel suolo), indicando come le specie diagnostiche appartenenti a questi due habitat, tendano a preferire temperature più elevate mostrando allo stesso tempo una limitazione per l'umidità e la presenza di azoto nel suolo. È interessante notare che le specie diagnostiche dell'habitat di sughereta in particolare mostrano una preferenza per condizioni caratterizzate da una maggiore intensità luminosa rispetto agli altri habitat rappresentati, come evidenziato dalla deformazione del poligono verso il parametro L (luce). Un pattern simile emerge dai grafici relativi alle specie presenti nei dati floristici raccolti, si nota comunque che, i parametri di luce (L) e temperatura (T) mostrano valori medi inferiori, indicando che le specie vegetali rilevate, rispetto a quelle diagnostiche, preferiscono un ambiente di lecceta e sughereta più temperato. Le specie rilevate all' interno dell'habitat di lecceta, inoltre, evidenziano una preferenza per substrati più basici (alcalini). Infine, per quanto riguarda l'habitat 9530*(pineta) sia le specie diagnostiche che le specie rilevate mostrano in egual misura una leggera preferenza per contesti ecologici più luminosi e suoli più alcalini, condizioni queste considerate caratteristiche di ambienti aridi o legati alla presenza di suoli calcarei.

Caratterizzazione dei gruppi di specie diagnostiche in base a corotipi e forme biologiche

Lo spettro biologico del castagneto relativo alle specie diagnostiche (in rosa), mostra una co-dominanza di emicriptofite e fanerofite (Fig. 14), con percentuali rispettivamente del 33% e 31%. Valori più bassi sono attribuibili alle geofite (22%). Le specie rilevate all'

interno degli habitat di castagneto (in blu), mostrano un andamento simile, con percentuali più elevate riguardo le forme biologiche dominanti emicriptofite (37%) fanerofite (38%) e per le terofite (6%), mentre per quanto riguarda le altre forme biologiche i valori osservati sono inferiori rispetto alle specie diagnostiche.

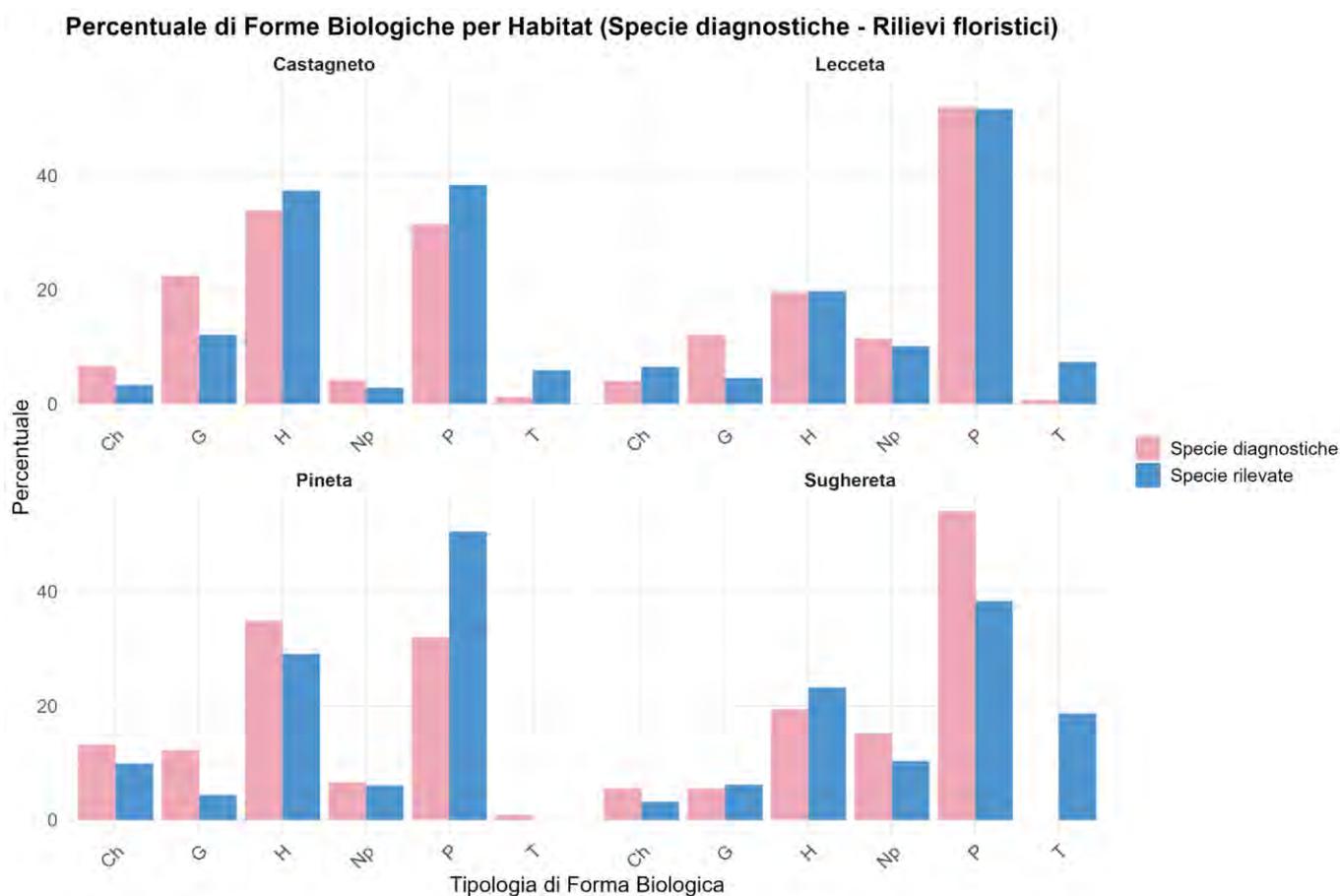


Figura 14: Grafico a barre che mostra la percentuale delle forme biologiche rispetto al totale nei quattro habitat rilevati. Le barre rosa rappresentano le specie diagnostiche presenti nelle liste, mentre quelle blu indicano le specie identificate durante i rilievi.

Un quadro sostanzialmente simile a quello del castagneto, è osservabile nell' habitat di pineta dove le forme biologiche indicano emicriptofite e fanerofite come predominanti, con valori rispettivamente del 34% e 32%. Tuttavia, per quanto riguarda le specie rilevate si osservano percentuali nettamente maggiori della componente fanerofitica (51%) e minori della componente emicriptofitica (30%), inoltre, è evidente la minore percentuale di geofite (4%) e la totale assenza di terofite. Diversamente, negli habitat di lecceta e sughereta si nota un cambiamento

notevole dello spettro biologico. Infatti, è la componente fanerofitica a dominare nettamente, rappresentando per quanto riguarda le specie diagnostiche rispettivamente il 52% e il 54% dello spettro biologico, le specie rilevate all' interno dell'habitat di lecceta mostrano valori simili per la componente fanerofitica (51%) mentre, anche se dominante, gioca un ruolo minore nell' habitat di sughereta rappresentando il (38%) dello spettro. Per quanto riguarda la componente terofitica delle specie rilevate, rispetto alle specie diagnostiche, osserviamo percentuali nettamente superiori sfiorando il 20% nell' habitat di sughereta. Le altre forme biologiche sia per le specie diagnostiche che per quelle rilevate, ad eccezione delle emicriptofite che rappresentano il 20% dello spettro, mostrano valori poco significativi e sono meno rappresentate. Per quanto riguarda le percentuali relative ai diversi corotipi (Fig. 15), l'habitat di Castagneto presenta una netta dominanza della componente Eurasiatica che raggiunge i valori maggiori (55%) per quanto riguarda le specie appartenenti ai rilievi, mentre, le specie diagnostiche rappresentano il (48%), valori inferiori sono riportati dalle specie boreali ed eurimediterranee che rappresentano rispettivamente il 13% e 11%. Ad eccezione del corotipo atlantico che rappresenta l' 8%, le specie rilevate presentano per gli altri corotipi percentuali uguali o leggermente inferiori.

Un quadro sostanzialmente simile a quello del castagneto, per quanto riguarda le specie diagnostiche è osservabile nell' habitat di pineta dove le specie eurasiatiche rappresentano il 41% dello spettro corologico mentre. Le specie rilevate, invece, mostrano uno spettro corotipico sensibilmente diverso in quanto le specie stenomediterranee e le eurimediterranee presentano dei valori nettamente maggiori rispetto alle specie diagnostiche con percentuali rispettivamente del (22%) e (31%), valori inferiori invece sono osservabili per quanto riguarda la componente eurasiatica (28%).

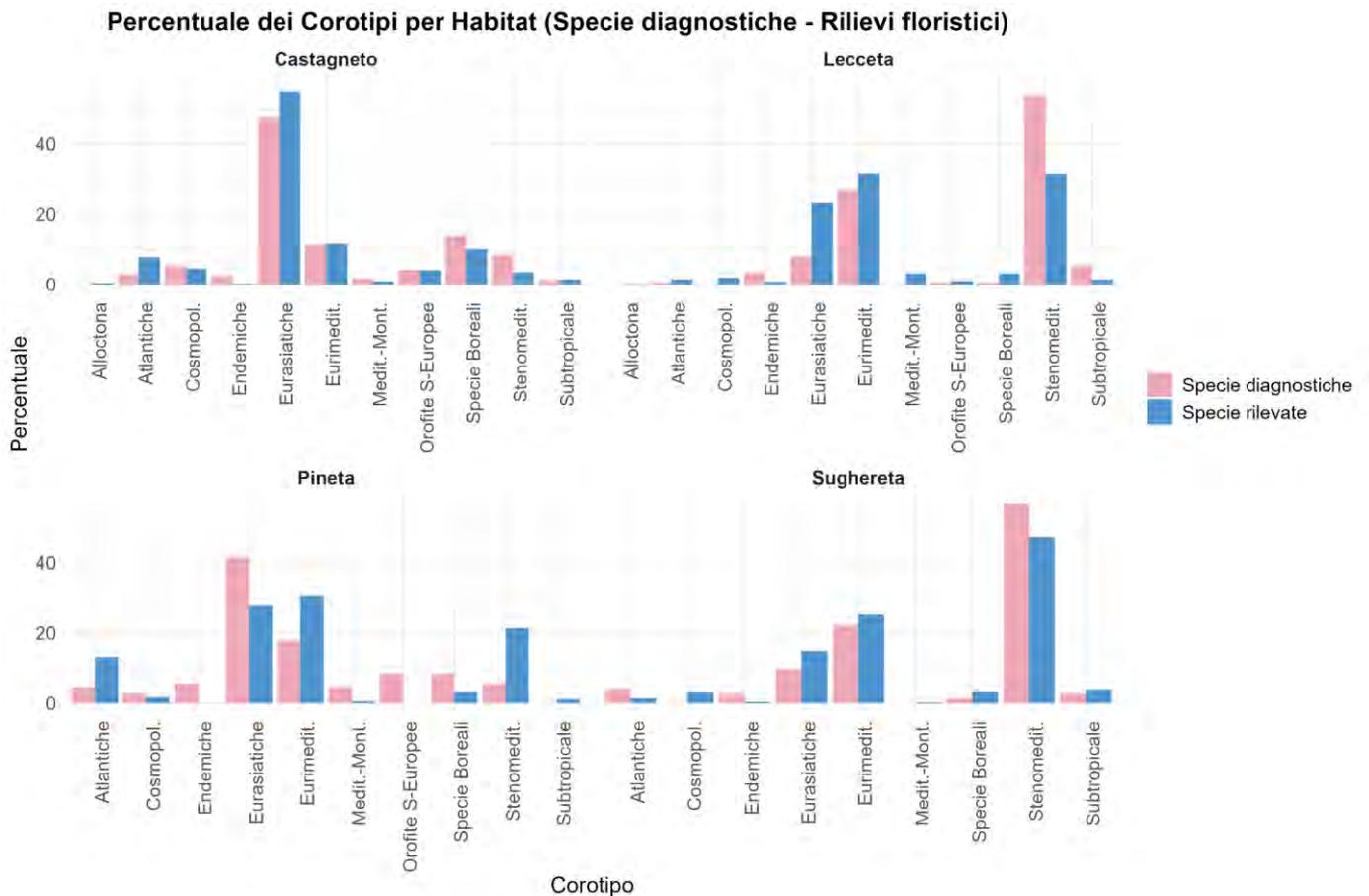


Figura 15: Grafico a barre della percentuale di forme corologiche rispetto al totale nei quattro habitat rilevati. Le barre rosa rappresentano le specie diagnostiche presenti nelle liste, mentre quelle blu indicano le specie identificate durante i rilievi.

Diversamente, negli habitat di lecceta e sughereta si nota un cambiamento significativo nello spettro corologico. Infatti, per quanto riguarda le specie diagnostiche, è la componente stenomediterranea a dominare nettamente, rappresentando rispettivamente il 54% e il 57% dello spettro corologico. Le specie eurasiatiche, invece, mostrano un ruolo meno significativo, non superando il 30% in entrambi gli habitat. Le specie rilevate, invece, nell' habitat di Sughereta presentano uno spettro corologico simile in cui la componente stenomediterranea, anche se inferiore rispetto alle specie diagnostiche, risulta dominante rappresentando il 47% dello spettro, mentre leggermente maggiori sono le percentuali delle specie eurasiatiche ed eurimediterranee che rappresentano rispettivamente il (15%) e (25%). Per quanto riguarda la Lecceta, invece, la componente stenomediterranea è nettamente inferiore paragonata alle specie diagnostiche, rappresentando il 31% dello

spettro, risultando codominante, insieme alle specie eurasiatiche (24%) ed eurimediterranee (32%).

Matrice di correlazione variabili strutturali

Le specie di piante vascolari campionate all' interno del progetto appartengono a 4 habitat diversi per un totale di 66 plot, rispettivamente: Habitat 9260 boschi di *Castanea sativa* (18 plot), Boschi di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia* (30 plot), Foreste a *Quercus suber* (12 plot), Boschi di Pino nero (6 plot). Per meglio identificare la relazione fra i diversi parametri strutturali del bosco, i dati stazionali e la presenza e la copertura delle specie diagnostiche è stata creata una matrice di correlazione utilizzando il coefficiente di Spearman (Fig.16).

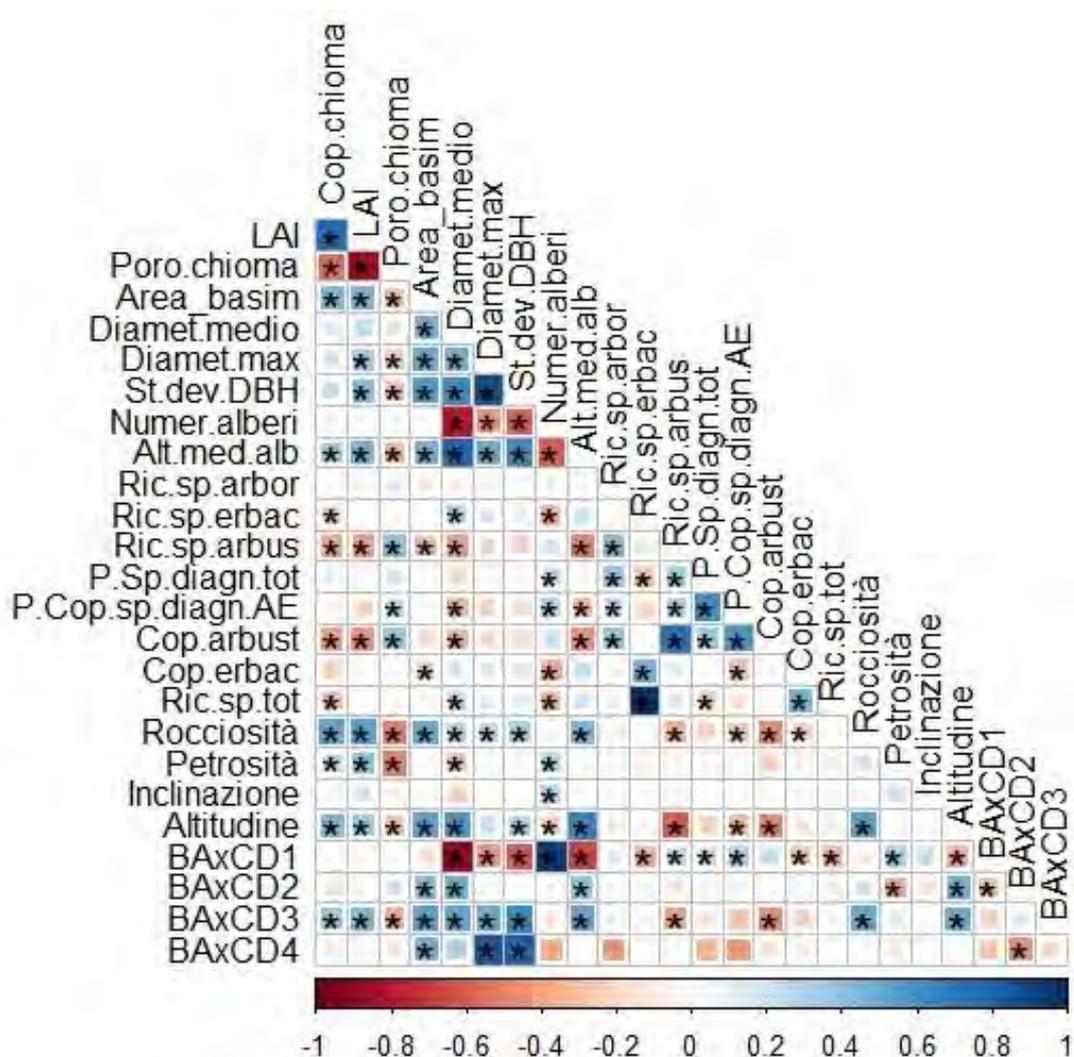


Figura 16. Il grafico riguardante la matrice di correlazione mostra la relazione tra 18 variabili, ciascuna rappresentante un particolare aspetto dello studio. Le correlazioni sono espresse come valori compresi tra -1 e 1, dove -1 indica una correlazione negativa perfetta, 1 indica una correlazione positiva perfetta e 0 indica l'assenza di correlazione.

Cop.chioma: rappresenta la copertura della chioma dello strato arboreo per plot; **LAI:** (indice di area fogliare) è una misura che rappresenta l'area totale delle foglie per superficie di suolo per plot; **Porochioma:** indica la porosità della chioma, ossia quanto spazio vuoto esiste all'interno della chioma dello strato arboreo all'interno del plot; **Diamet.medio:** indica la media dei diametri misurati ad 1.30 m dal suolo all'interno dei plot; **Area_basim:** è la superficie totale delle sezioni trasversali dei tronchi degli alberi a 1,3 metri di altezza, espressa in metri quadrati per ettaro (m²/ha), e indica la densità e la biomassa di una foresta; **Diamet.max:** indica i diametri più grandi misurati a 1.30m dal suolo all'interno dei plot; **St.dev.DBH:** deviazione standard dei diametri; **Inclinazione:** inclinazione del terreno; **Altitudine:** Altezza sul livello del mare del punto di campionamento; **P.Sp.diagn.tot:** Percentuale di specie diagnostiche totali; **P.Cop.sp.diagn.AE:** Percentuale di copertura delle specie diagnostiche dello strato erbaceo ed arbustivo. **Numer.alberi:** Numero di alberi per area di campionamento; **Petrosità:** Percentuale di rocce mobili presenti all'interno dell'area di campionamento; **Rocciosità:** Percentuale di copertura di rocce in posto; **Cop.erbac:** copertura dello strato erbaceo all'interno del plot. **Cop.arbust:** copertura dello strato arbustivo all'interno dell'area di campionamento, **Ric.sp.tot:** Ricchezza di specie totale per Plot, **Ric.sp.arbor:** Ricchezza di specie dello strato arboreo per plot, **Ric.sp.arbus:** Ricchezza delle specie dello strato arbustivo per plot; **Ric.sp.erbac:** Ricchezza di specie dello strato erbaceo; **BAxCD1:** Area basimetrica per la classe diametrica (7,5- 15,5 cm); **BAxCD2:** Area basimetrica per la classe diametrica (17,6 - 37,5 cm); **BAxCD3:** Area basimetrica per la classe diametrica (37,6 - 57,5 cm); **BAxCD4:** Area basimetrica per la classe diametrica (> 57,5 cm).

Modelli LMM (Linear mixed models)

Modelli percentuale di presenza delle specie diagnostiche

I risultati dei modelli mostrano la relazione fra la percentuale di specie diagnostiche e i diversi parametri strutturali forestali (Tab. 7). Confrontando i diversi valori di Delta AIC solo i modelli che includono la Porosità della Chioma, Copertura della chioma e Ricchezza di specie arboree hanno mostrato sia valori di AIC inferiori al modello nullo, ossia quello che usa solo l'effetto random del sito, che un valore di Delta AIC inferiore a 2 rispetto al modello nullo.

	Estimate		SD		AIC	Δ AIC
	(int)	exp	(int)	exp		
	Porosità chioma	46.744	8.101	6.339		
Copertura chioma	37.17	12.7	13.31	15.2	527.672	1.115
Ricchezza specie arboree	47.101	3.995	4.552	14.328	528.42	1.863
Lai	45.427	1.036	6.674	2.349	531.924	5.367
Altezza alberi	55.84	-0.781	7.083	0.604	533.15	6.593
Modello nullo	47.98	-	3.525	-	533.65	7.093
Media DBH	52.775	-0.2359	4.794	0.166	535.464	8.907
Numero di alberi	42.765	0.0541	4.636	0.032	537.924	11.37
Area basimetrica	44.56	0.07	5.0838	0.081	537.967	11.41
Massimo DBH	45.276	0.045	4.752	0.053	538.952	12.4

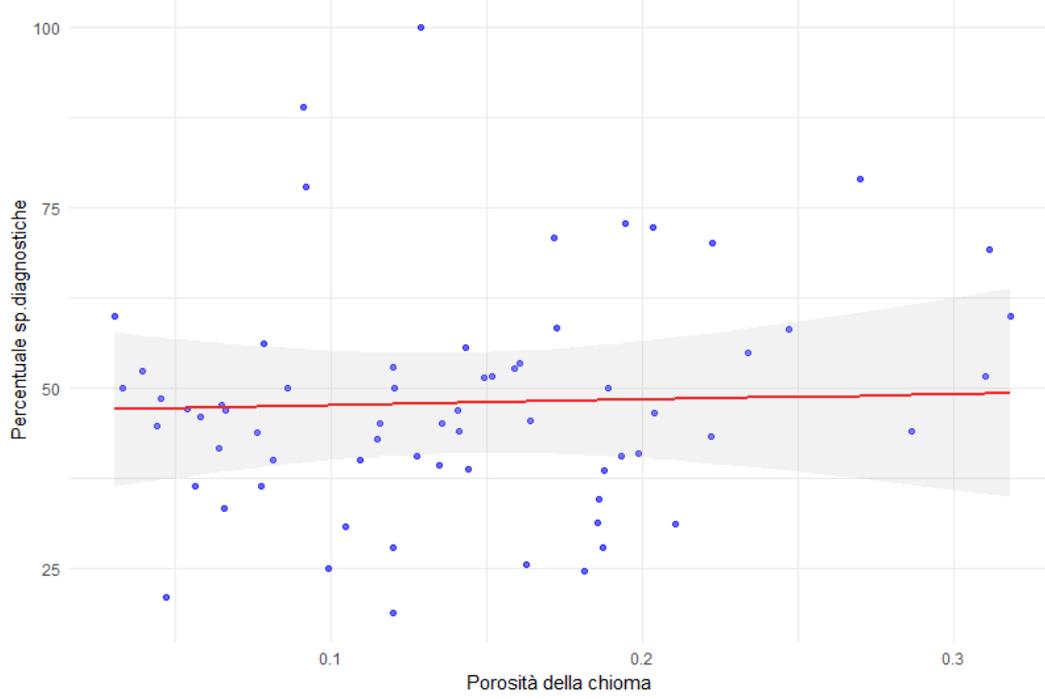
Tabella 7. Confronto fra i nove modelli lineari misti che utilizzano la percentuale di presenza di specie diagnostiche rispetto alle variabili strutturali del bosco (copertura chioma, porosità chioma, ricchezza specie arboree, LAI, Diametro medio alberi (Massimo DBH), Diametro massimo alberi (Massimo DBH) Altezza alberi, Numero alberi, Area basimetrica, rispetto al modello nullo.

Il modello che utilizza come variabile esplicativa la **Porosità della chioma** presenta valori di AIC più bassi (AIC = 526.557) ed un Delta AIC = 0, indicando come questo modello fornisca il miglior adattamento ai dati. Mentre il modello nullo presenta un Delta AIC = 793.

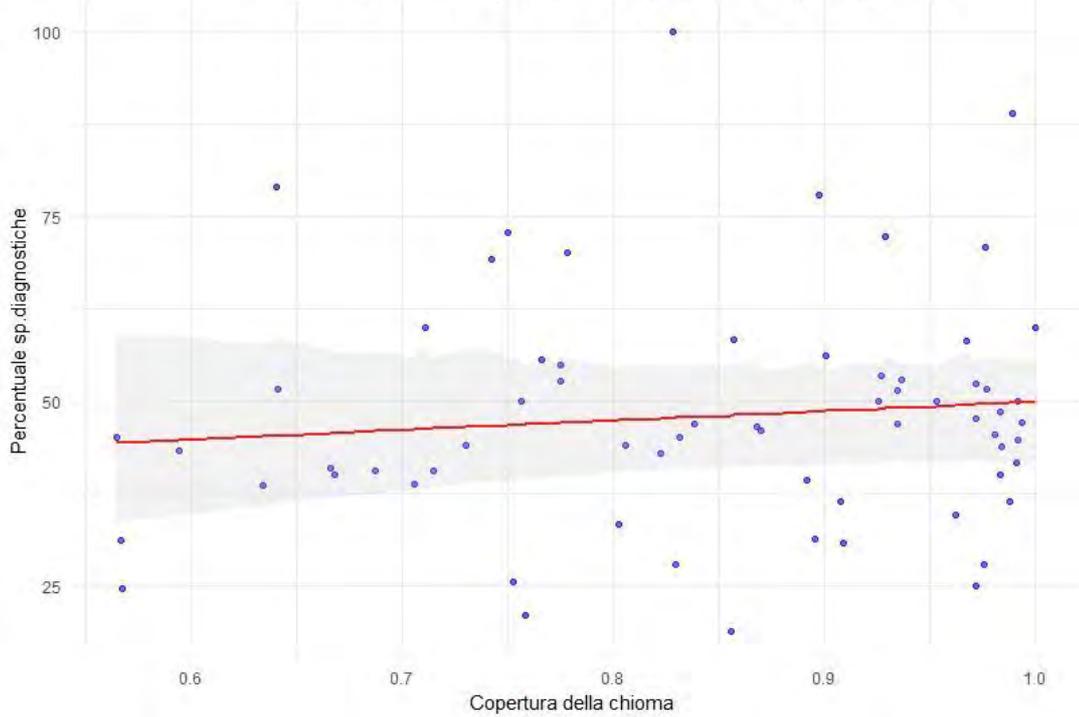
I valori dell'intercetta degli estimates sono positivi (int = 46.744), indicando che, quando la porosità della chioma è pari a 0 (assenza di aperture), la percentuale prevista di specie diagnostiche è relativamente alta. Tuttavia, il grande errore standard dell'intercetta (SD = 6.339) suggerisce una certa variabilità attorno a questa stima. L'effetto della porosità della chioma (Estimate = 8.101) indica che, all'aumentare della porosità della chioma, ci si aspetterebbe un aumento della percentuale di specie diagnostiche. Tuttavia, il valore dell'errore standard dell'effetto (SD = 36.845) è molto elevato. Inoltre, i valori della deviazione standard dell'intercetta (SD = 6.339) indicano una certa variabilità fra i diversi siti, ma non vi è una forte evidenza che l'effetto della porosità della chioma vari sensibilmente tra i siti in modo consistente.

Il modello con la variabile esplicativa **Ricchezza di specie arboree** risulta esplicativo, poiché presenta un AIC di 528.42, inferiore rispetto al modello nullo e un Delta AIC di 1.863, rientrando così nella soglia di 2 Delta AIC rispetto al miglior modello. Per quanto riguarda il valore dell'intercetta degli estimates (int = 47.101), indica che, quando la ricchezza di specie arboree per plot è pari a 0 (assenza di specie arboree), la percentuale prevista di specie diagnostiche rimane piuttosto alta. I valori della deviazione standard (SD = 4.552) dell'intercetta evidenziano una certa variabilità tra i diversi siti di campionamento. L'effetto della ricchezza di specie arboree ha un valore stimato di 3.955, suggerendo un potenziale aumento della percentuale di specie diagnostiche con l'incremento del numero di specie arboree. Tuttavia, l'alto errore standard (14.328) suggerisce che la stima è soggetta a incertezza, il che indica che l'impatto della ricchezza di specie arboree può variare tra i diversi siti. Anche il modello con la variabile esplicativa **Copertura della chioma**, con un AIC di 527.672, presenta valori inferiori rispetto al modello nullo e un Delta AIC di 1.115 rispetto al miglior modello. Per quanto riguarda il valore dell'intercetta degli estimates (int = 37.17), indica che, quando la copertura della chioma è pari a 0 (assenza di copertura), la percentuale prevista di specie diagnostiche è relativamente bassa, suggerendo che in assenza di copertura, la probabilità di avere specie diagnostiche rimane presente, seppur a livelli ridotti. I valori della deviazione standard (SD) dell'intercetta (SD = 13.31) indicano una certa variabilità tra i diversi siti di campionamento, evidenziando che la percentuale di specie diagnostiche può differire significativamente a seconda del sito. Inoltre, l'effetto della copertura della chioma ha un valore stimato di 12.70, suggerendo che all'aumentare della copertura della chioma si prevede un incremento della percentuale di specie diagnostiche. Tuttavia, l'elevato errore standard (15.20) indica che questa stima è soggetta a una notevole incertezza, il che suggerisce che l'impatto della copertura della chioma sulla percentuale di specie diagnostiche può variare nei diversi siti.

Effetto porosità chioma su percentuale di presenza di sp. diagnostiche



Effetto copertura chioma su percentuale di presenza di sp. diagnostiche



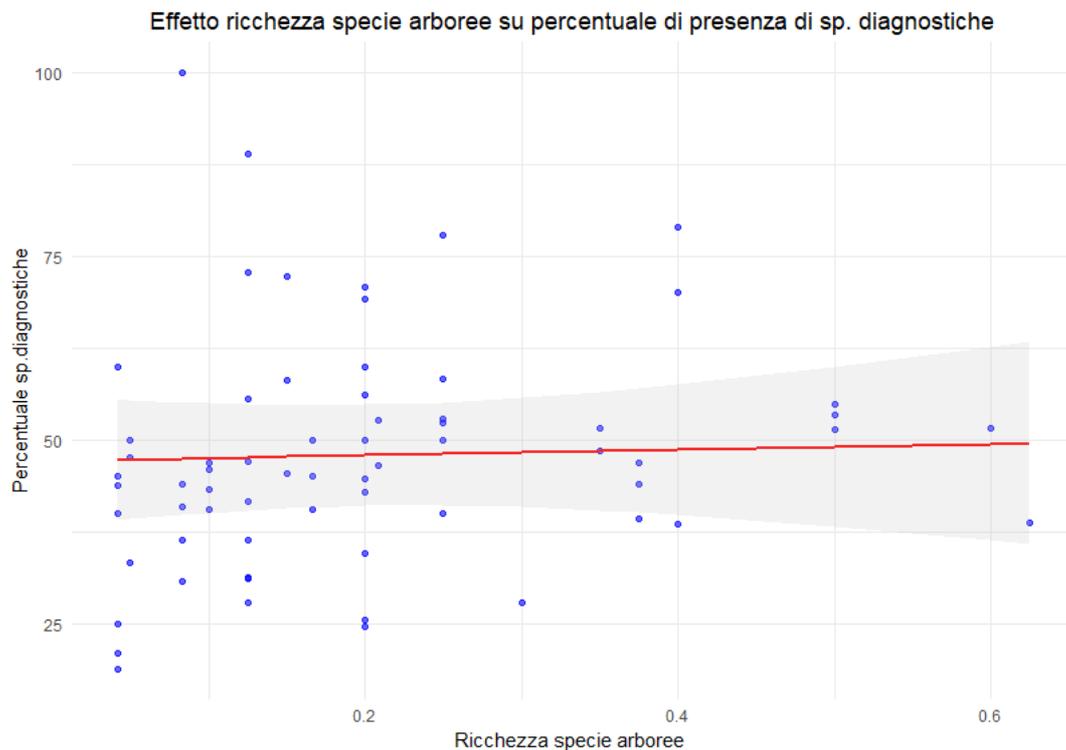


Figura 17: Grafici degli effetti stimati con intervalli di confidenza della porosità della chioma, copertura della chioma e ricchezza di specie arboree in relazione alla percentuale di specie diagnostiche. La retta di regressione, in colore rosso, mostra l'effetto stimato del predittore sulla variabile risposta, in azzurro invece sono riportati gli intervalli di confidenza. Le osservazioni sono rappresentate come piccoli punti blu.

Modelli percentuale di copertura delle specie diagnostiche

Per quanto riguarda la percentuale di copertura di specie diagnostiche i modelli che sono stati creati indagano la relazione fra la percentuale di copertura delle specie diagnostiche e le diverse variabili strutturali forestali. In questo caso, solo il modello che include come variabile esplicativa l'altezza media dello strato arboreo risulta esplicativo. Tale modello infatti presenta valori di AIC (563.42) inferiori rispetto al modello nullo, e un valore di Delta AIC = 0 (miglior modello). Il valore dell'intercetta degli estimates (int = 94.695) suggerisce che, in assenza di variazioni nell'altezza media degli alberi (**treeht**), la percentuale di copertura delle specie diagnostiche è piuttosto alta. L'effetto negativo della variabile altezza degli alberi (-2.630) indica che, all'aumentare dell'altezza media degli alberi, la copertura delle specie diagnostiche tende a diminuire. Lo Standard Error dell'intercetta (8.808) suggerisce che questa stima è abbastanza precisa, mentre lo Standard

Error per la variabile indipendente (0.757) indica una discreta variabilità nella stima dell'effetto dell'altezza degli alberi sulla copertura delle specie diagnostiche. Pertanto, mentre è evidente una relazione negativa tra altezza degli alberi e copertura delle specie diagnostiche, la variabilità presente richiede cautela nell'interpretazione del risultato.

LMM - Percentuale copertura specie diagnostiche						
	Estimate		SD		AIC	ΔAIC
	(int)	exp	(int)	exp		
Altezza alberi	94.69	-2.63	8.8	0.757	563.42	0
Porosità chioma	65.404	17.85	8.074	47.92	566.089	2.669
Media DBH	82.5437	-0.7059	5.9141	0.2144	566.885	3.464
Ricchezza specie arboree	64.92	14.995	5.862	19.339	567.443	4.022
Copertura chioma	65.58	2.803	18.056	20.747	567.887	4.466
Numero di alberi	54.2927	0.144	5.789	0.041	569.274	5.853
Lai	68.154	-0.0867	8.641	3.122	571.693	8.272
Modello nullo	157.7	-	12.56	-	573.799	10.378
Area basimetrica	66.224	0.039	6.5514	0.1125	578.213	14.793
Massimo DBH	70.5	-0.045	6.02	0.074	578.802	15.381

Tabella 8. Confronto fra dieci modelli lineari misti che utilizzano la percentuale di copertura delle specie diagnostiche per lo strato erbaceo ed arbustivo rispetto alle variabili strutturali del bosco (copertura chioma, porosità chioma, ricchezza specie arboree, LAI, Diametro medio alberi (Massimo DBH), Diametro massimo alberi (Massimo DBH) Altezza alberi, Numero alberi, Area basimetrica, rispetto al modello nullo.

La Variabile Porosità della chioma, nonostante presenti valori di AIC inferiori rispetto al modello nullo presenta un Delta AIC di 2.669 pertanto superiore, alla soglia di 2 Delta AIC nell'individuare le variabili esplicative. Tuttavia vista la vicinanza ai valori soglia è stata considerata anchessa una variabile potenzialmente esplicativa della percentuale di copertura di specie diagnostiche. Il valore dell'intercetta degli estimates (int = 65.404) suggerisce che, in assenza di variazioni nella porosità della chioma, la percentuale di copertura delle specie diagnostiche è piuttosto alta. L'effetto positivo della variabile Porosità della chioma (17.850) indica che, all'aumentare della porosità della chioma, la copertura delle specie diagnostiche tende ad aumentare. Tuttavia, lo Standard Error dell'intercetta (8.074) suggerisce che questa stima è abbastanza precisa, mentre lo Standard Error della variabile esplicativa (47.919) evidenzia una notevole variabilità nella stima dell'effetto della porosità della chioma sulla copertura delle specie diagnostiche. Pertanto, sebbene il modello

mostrano una possibile relazione positiva tra la porosità della chioma e la copertura delle specie diagnostiche, l'elevata incertezza richiede cautela nell'interpretazione del risultato.

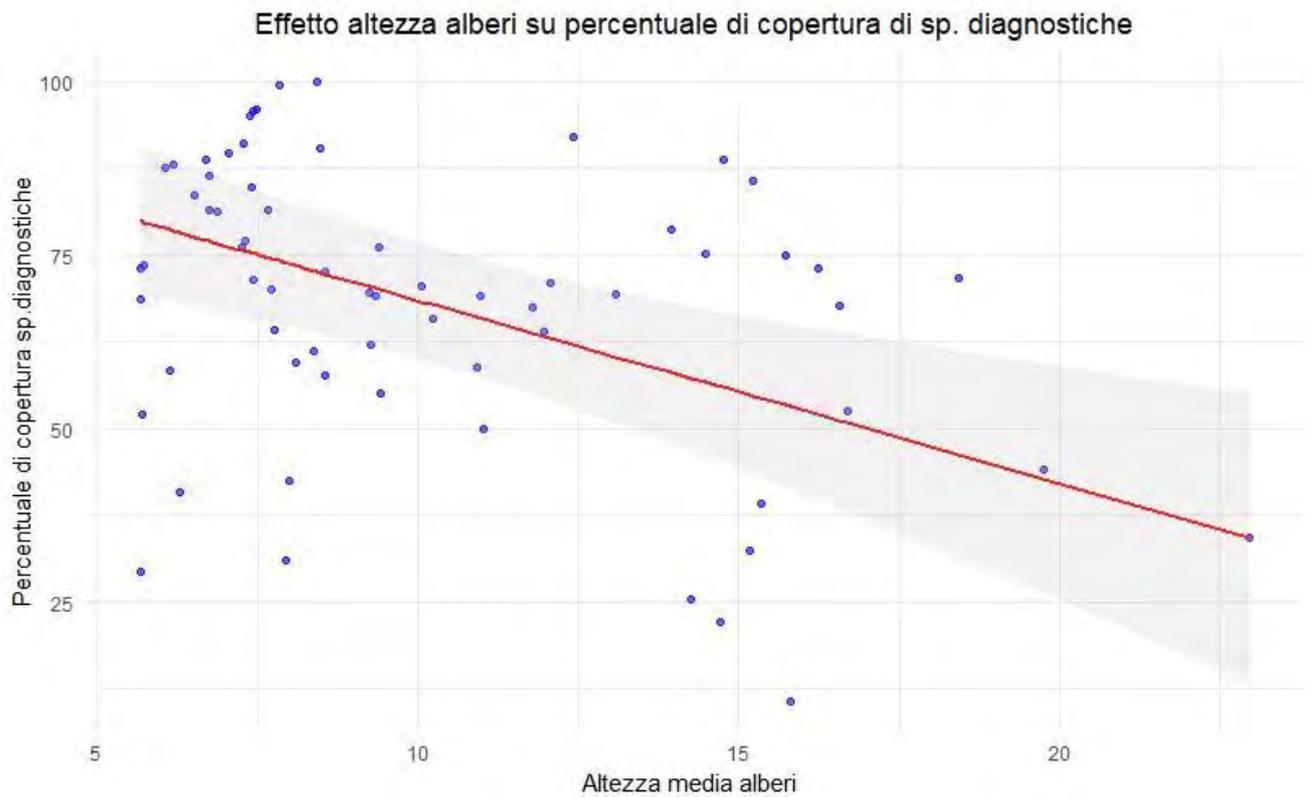


Figura 18. Grafico degli effetti stimati con intervalli di confidenza, dell'altezza della chioma relazione alla percentuale di copertura delle specie diagnostiche per lo strato erbaceo ed arbustivo. La retta di regressione, in colore rosso, mostra l'effetto stimato del predittore sulla variabile risposta, in azzurro invece sono riportati gli intervalli di confidenza. Le osservazioni sono rappresentate come piccoli puntini blu.

Alberi di Regressione

L'ultima analisi condotta ha riguardato l'utilizzo dei modelli di Regressione o *Regression Tree Models*. Tali modelli sono stati utilizzati per capire in che misura le diverse variabili strutturali siano associate ad una maggiore o minore ricchezza e copertura di specie diagnostiche.

Albero di regressione - Percentuale specie diagnostiche

L'albero di regressione (Fig.19) è stato costruito considerando come variabile risposta la percentuale di specie diagnostiche all'interno degli habitat e come variabile riguardante la percentuale di specie diagnostiche è stato costruito considerando come variabili esplicative diverse misure strutturali calcolate per plot quali: altezza media degli alberi, area basimetrica per classe diametrica, LAI e habitat.

L'albero di regressione mostra come l'habitat di castagneto si differenzi subito mostrando un'elevata percentuale di specie diagnostiche presenti (55%), la quale sembrerebbe incrementare in situazioni in cui l'area basimetrica per la classe diametrica 1 non risulti inferiore ai 6.82 m²/ha aumentando in questo modo la percentuale di specie diagnostiche fino al 61%. Per gli altri habitat Lecceta, Pineta e Sughereta, una maggiore percentuale di presenza di specie diagnostiche risulta presente laddove l'area basimetrica della classe diametrica 3 non sia maggiore di 5.25 m²/ha, che l'area basimetrica della classe diametrica 2 sia maggiore di 3.55 m²/ha e che l'area basimetrica della classe diametrica 1 sia maggiore di 6.16 m²/ha.

L'assenza delle variabili esplicative incluse all'interno dell'albero di regressione, suggerisce come l'algoritmo abbia determinato in base al set di dati di partenza come quella determinata variabile non contribuisca a migliorare la previsione della variabile risposta rispetto alle altre variabili presenti.

Il modello è stato calcolato secondo la seguente formula:

Percentuale di presenza specie diagnostiche ~ $BAxCD1 + BAxCD2 + BAxCD3 + BAxCD4 + LAI +$
Altezza media alberi + Habitat

method=ANOVA

$R^2 = 0.338$

Percentuale di specie diagnostiche in relazione all'altezza media degli alberi, area basimetrica per classe diametrica, LAI e habitat.
R-squared:0.338

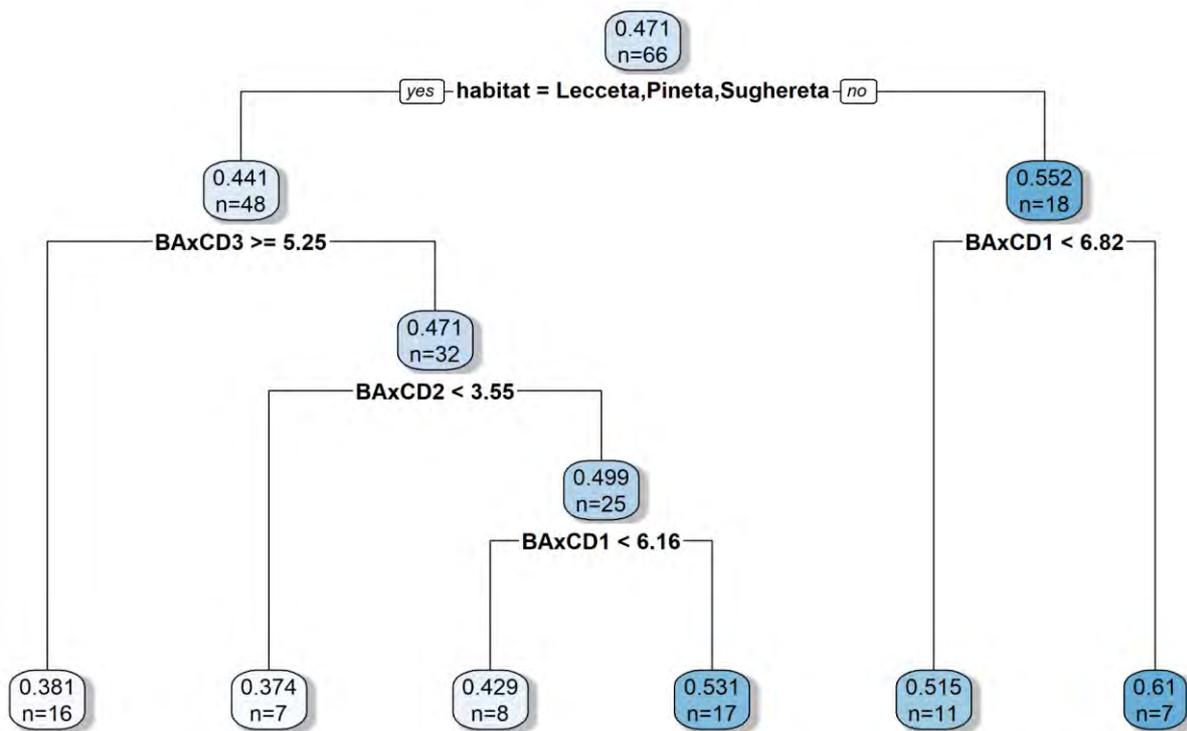


Figura 19. Albero di regressione percentuale di presenza specie diagnostiche. Ciascun riquadro indica in alto il valore della percentuale di presenza di specie diagnostiche stimato per la combinazione di variabili utilizzate nel dendrogramma. Il numero in basso, invece, è il numero di siti in cui riscontriamo tale percentuale. I riquadri evidenziati in blu sono quelli con il valore percentuale di presenza di specie diagnostiche più elevato.

Albero di regressione - Percentuale di copertura specie diagnostiche dello strato erbaceo ed arbustivo

L'albero di regressione in questo caso (Fig. 20) riguarda la percentuale di copertura delle specie diagnostiche ed è stato costruito considerando come variabili esplicative diverse misure strutturali calcolate per plot quali: altezza media degli alberi, area basimetrica per classe diametrica, LAI, ricchezza di specie arboree ed habitat. L'albero di regressione mostra come l'habitat di sughereta insieme a quello di castagneto prese si differenzi subito mostrando un'elevata percentuale di specie diagnostiche la quale sembrerebbe favorita in contesti in cui l'area basimetrica della classe diametrica 1 risulti maggiore di 5.47m²/ha raggiungendo così valori di copertura fino al 98%. Per gli altri habitat Lecceeta e Pineta, le più elevate percentuali di copertura di specie diagnostiche si registrano quando l'area basimetrica per la classe diametrica 1 risulta maggiore di 3.15 m²/ha e l'area basimetrica della classe diametrica 2 risulti inferiore ai 6.84 m²/ha.

Il modello è stato calcolato secondo la seguente formula:

Percentuale di copertura delle specie diagnostiche ~ BAxCD1 + BAxCD2 + BAxCD3 + BAxCD4 +LAI + Altezza media alberi + Habitat

method = ANOVA

R² = 0.298

Percentuale di copertura delle specie diagnostiche dello strato erbaceo ed arbustivo in relazione all'area basimetrica per classe diametrica , LAI e altezza media strato arboreo
R-squared:0.298

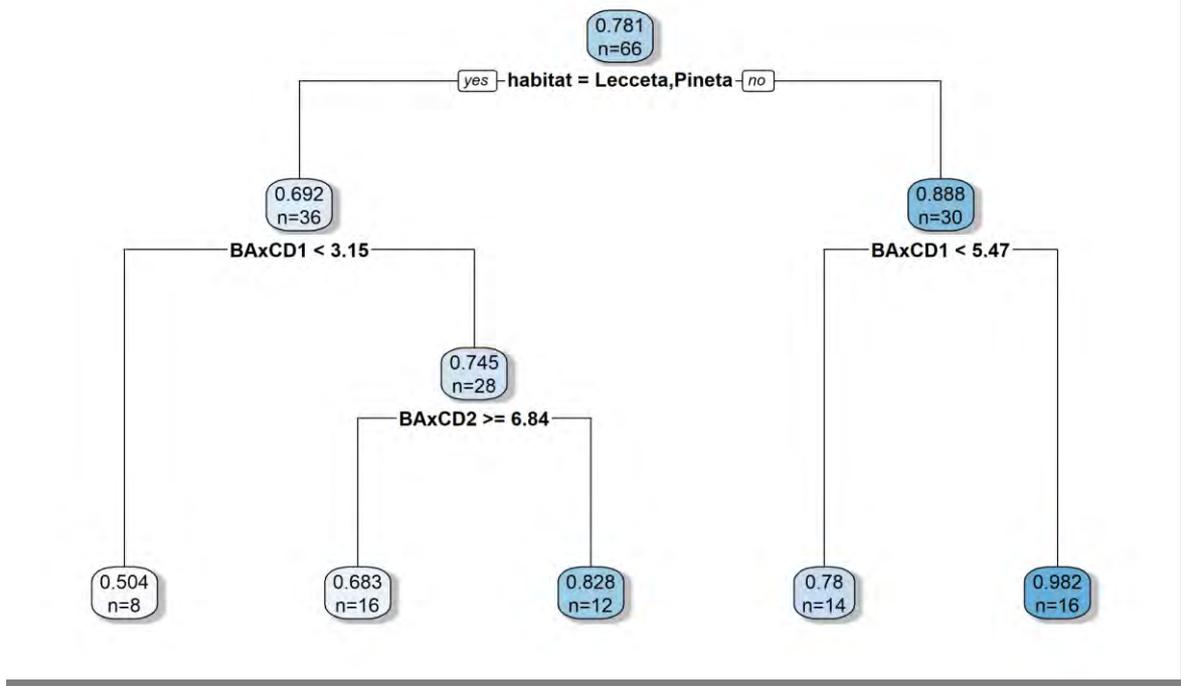


Figura 20. Albero di regressione della percentuale di copertura delle specie diagnostiche. Ciascun riquadro indica in alto il valore della percentuale di copertura di specie diagnostiche stimato per la combinazione di variabili utilizzate nel dendrogramma. Il numero in basso, invece, è il numero di siti in cui riscontriamo tale percentuale di copertura.

I riquadri evidenziati in blu sono quelli con il valore percentuale di presenza di specie diagnostiche più elevato.

4 Discussione

Identificazione delle specie diagnostiche negli Habitat della Direttiva 92/43/EEC: Differenze reciproche tra liste diagnostiche a livello nazionale e caratterizzazione ecologica.

Le specie diagnostiche relative ai diversi Habitat considerati dalla Direttiva Europea 92/43/EEC Habitats, non sono definite soggettivamente ma fanno riferimento a quanto riportato nel Manuale (EUR 28) di Interpretazione degli Habitat Europei (European commission, 2013). Tuttavia, nel manuale appena menzionato esistono importanti lacune per alcuni habitat caratterizzati non da vere e proprie liste di specie diagnostiche, ma da una breve lista di specie fisionomicamente dominanti. Questo è il caso di molti habitat forestali mediterranei tra cui quelli considerati in questa tesi. Infatti, sia per l'habitat 9340 (Boschi di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*) quanto per l'habitat 9330 (Foreste di *Quercus suber*) il manuale di interpretazione EUR 28 riporta come specie diagnostiche, solo *Quercus ilex* per il primo e *Quercus suber* per il secondo. Non diversa è la situazione inerente altri due habitat considerati nella tesi ossia il 9260 (Boschi di *Castanea sativa*) e il 9530* (Pinete (sub)mediterranee di pini neri endemici) per i quali vengono riportate in qualità di specie diagnostiche le sole *Castanea sativa* e *Pinus nigra* rispettivamente. Essendo oggettivamente quella proposta dal Manuale EUR 28 un'informazione troppo limitata al fine di identificare e caratterizzare dal punto di vista ecologico e di stato di conservazione gli habitat nel territorio dell'Unione Europea, i singoli stati membri hanno provveduto a redigere i propri Manuali di Interpretazione validi esclusivamente a livello nazionale. Tali manuali di interpretazione forniscono informazioni più dettagliate sugli habitat e sono più rappresentativi delle caratteristiche floristiche, ecologiche e biogeografiche manifestate dagli habitat nei diversi paesi di provenienza. Le liste di specie diagnostiche presenti nei manuali nazionali, infatti, risultano sempre più corpose in termini numerici (Tab.3-4-5-6). Queste liste nazionali, tuttavia, non rispondono alla necessità di identificare e caratterizzare gli habitat a livello di regione biogeografica, visto che nè gli habitat nè

tantomeno le specie rispettano i confini nazionali. Nel corso di questo lavoro si è voluta creare una lista valida per diversi paesi della regione biogeografica e validarla attraverso una campagna coordinata in diversi siti in cui questi habitat sono rappresentati. In accordo con questo salto di scala, si è tenuto conto anche delle liste di specie diagnostiche per gli Habitat EUNIS redatte dalla European Environmental Agency, avvalendosi della corrispondenza tra questi habitat e quelli dell'allegato I della Direttiva Habitat EUNIS. Numericamente, notiamo come per quanto riguarda l'habitat 9340 - Foreste di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*, il numero di specie diagnostiche rispetto al manuale di interpretazione europeo (EUR28) risulti superiore di 28 unità per l'Italia, di 39 per la Spagna di 11 per la Francia e addirittura di 43 unità per quanto concerne la classificazione EUNIS. Variazioni della stessa entità, sono osservabili anche negli altri habitat di progetto.

Tuttavia, anche se utile, l'utilizzo dei manuali nazionali di interpretazione degli habitat può portare a formulare ipotesi disomogenee rispetto quanto osservato in campo. Infatti, i criteri attraverso i quali vengono definite le specie diagnostiche per i diversi habitat a livello di singoli Stati membri, mostrano profonde differenze tra loro. Ad esempio, l'elenco di specie diagnostiche riportate nel manuale di interpretazione degli habitat italiani (Biondi et al., 2009), è completamente compreso nella sezione "Combinazione fisionomica di riferimento". Tale elenco di specie racchiude tutti i taxa considerati diagnostici a livello nazionale, nella maggior parte dei casi senza creare sottogruppi di specie relative ad eventuali sottotipi degli habitat in oggetto. Al contrario, nel manuale di interpretazione degli habitat francesi (Bensettiti et al., 2001) le specie diagnostiche non vengono definite a livello nazionale ma riguardano esclusivamente i sottotipi in cui l'Habitat viene suddiviso, ognuno dei quali presenta la propria lista di specie diagnostiche. Tuttavia, limitatamente all'Habitat 9340 viene aggiunta anche una lista di specie "caratteristiche" del "sottobosco" presumibilmente valida a livello nazionale. Così troviamo questa lista di specie definite "caratteristiche", composta da: *Arbutus unedo*, *Phillyrea angustifolia*, *Rhamnus alaternus*, *Pistacia terebinthus*, *Rubia peregrina*, *Jasminum fruticans*, *Smilax aspera*, *Lonicera etrusca*, *L.*

implexa, *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia* valida per tutti i casi di 9340 alla quale si aggiungono diverse altre liste di specie diagnostiche in relazione ai diversi sottotipi riconosciuti dell'habitat. Così le "Yeuseraies matures à Épipactis à petites feuilles"- (Querceti maturi con *Epipactis* a foglie piccole) presentano quali specie diagnostiche le seguenti entità: *Quercus ilex*, *Epipactis microphylla*, *Viola dehnhardtii*, *Oryzopsis paradoxa*, *Cephalanthera rubra*, *Cephalanthera longifolia*, *Phillyrea media*, *Viburnum tinus*, *Rosa sempervirens*, *Lonicera etrusca*, *Ruscus aculeatus*, *Smilax aspera*, *Lonicera implexa*, *Rubus ulmifolius*, *Arbutus unedo*, *Erica arborea*, *Carex distachya*, *Rubia peregrina*, *Geranium purpureum*, *Brachypodium sylvaticum*, *Listera ovata*, *Hedera helix*; mentre per le "Yeuseraies calcicoles à *Piptatherum paradoxal* des Cévennes (Le leccete calcicole con *Piptatherum paradoxal* delle Cévennes") vengono indicate specie diagnostiche *Quercus ilex*, *Buxus sempervirens*, *Coronilla emerus*, *Cornus mas*, *Piptatherum paradoxum*, *Aristolochia rotunda*, *Agropyron caninum*, *Cephalanthera rubra*, *Quercus pubescens*, *Ruscus aculeatus*, *Lonicera etrusca*, *Asparagus acutifolius*, *Viburnum tinus*, *Phillyrea media*, *Rosa sempervirens*, *Smilax aspera*, *Pistacia terebinthus*, *Clematis flammula*, *Rhamnus alaternus*, *Amelanchier ovalis*, *Cytisus sessilifolius*, *Rubia peregrina*, *Euphorbia characias*.

Anche in Spagna non viene proposta una lista di specie diagnostiche per i singoli habitats, ma si fa riferimento alle specie caratteristiche dei syntaxa nei quali vengono normalmente inquadrati le comunità appartenenti agli habitat in oggetto. Per fare un esempio, all'interno del "Atlas y Manual de los Habitat de España" (Rivas-Martínez et al., 2003) per gli habitat 9330 e 9340 vengono rispettivamente riportate come rappresentative le seguenti alleanze: *Quercion ilicis* (per le leccete) le cui specie caratteristiche includono *Quercus ilex* subsp. *ilex* e *Teucrium chamaedrys* subsp. *pinnatifidum* e *Quercion broteroi* le cui specie caratteristiche: *Hedera maderensis* subsp. *iberica*, *Hyacinthoides hispanica*, *Luzula forsteri* subsp. *baetica*, *Paeonia broteroi*, *Pyrus bourgaeana*, *Quercus broteroi*. Tali alleanze includono al loro interno diverse associazioni fitosociologiche facenti riferimento ai vari sottotipi degli habitat considerati per le quali tuttavia le liste di specie caratteristiche non vengono riportate.

Quindi, tanto il manuale di interpretazione francese quanto quello Spagnolo (ed in parte anche quello Italiano), tendono ad entrare nel dettaglio a scala regionale evidenziando particolarità locali senza tentare di trovare una visione comune su una eventuale lista di specie diagnostiche valida a livello di regione biogeografica. Probabilmente tale motivazione potrebbe essere relazionata al fatto che eventuali specie rare o a distribuzione limitata non risulterebbero diagnostiche a grande scala e non rientrerebbero in questo modo nelle specie da tutelare.

Anche l'ampiamente utilizzata classificazione degli habitat EUNIS, creata attraverso il riconoscimento di specie diagnostiche, sulla base di analisi statistiche condotte su banche dati a livello europeo, presenta delle nette differenze con i diversi manuali di interpretazione degli habitat a livello europeo. Gli habitat considerati dal progetto EUNIS (Chytrý et al., 2020) non corrispondono esattamente agli habitat considerati nell'Allegato I della direttiva habitats ma ne riconoscono tipologie più o meno associabili che fanno sorgere alcune difficoltà interpretative. Per fare un esempio, per l'habitat di lecceta (9340) e di sughereta (9330) all'interno dei factsheets di EUNIS sono presenti dei codici riferiti alle descrizioni di diversi sottogruppi degli habitat, come il T2112 "Corsican cork-oak forest" o il T21217 "Sardinian holm-oak forests", considerati rientranti nel macrogruppo con codice T21 "Mediterranean evergreen Quercus Forests". Le specie diagnostiche, tuttavia, non vengono riconosciute a livello di sottogruppo, ma viene fornita, in questo caso, una lista di specie diagnostiche a livello di macrogruppo valida tanto per l'habitat 9330 quanto per il 9340, associando quindi leccete e sugherete sotto uno stesso tipo di Habitat da proteggere.

Anche l'habitat del castagneto (9260), presente nell'Allegato I della Direttiva Habitat, non è riconosciuto come habitat a sé stante nella classificazione EUNIS, ma viene incluso all'interno di macrogruppi come il T18 "Foreste di *Fagus* su suoli acidi" e il T19 "Foreste decidue temperate e submediterranee", insieme ad altri habitat come il 9110 e 9120 (T18), o il 9230 e 9250 (T19), senza inserire *Castanea sativa* come specie diagnostica. Questo avviene principalmente perché i castagneti sono stati storicamente gestiti per vari usi, tra cui la produzione di frutti, venendo considerati più come frutteti coltivati piuttosto che come

foreste naturali. Di conseguenza, il loro status di paesaggi semi-naturali o agricoli porta alla loro esclusione dalle designazioni di habitat forestali secondo classificazioni EUNIS. La grande differenza osservata tra i manuali di interpretazione degli habitat dei diversi paesi interessati dal progetto, evidenzia, come siano possibili diversi livelli di dettaglio nel fornire materiale utile al riconoscimento e alle “interpretazioni” dei singoli habitat. Questa disparità di “trattamento floristico” potrebbe portare a risultati diversi nel quantificare la presenza dell’habitat sul territorio facendo sorgere dei dubbi sulla reale efficacia della Direttiva nel proteggere in maniera esaustiva la biodiversità degli habitat e le specie ad essi collegate (Trochet and Schmeller, 2013). Esempio pertinente è proprio quello dei castagneti (9260) dove il manuale di interpretazione spagnolo non fa riferimento ad alcuna associazione a dominanza di *Castanea sativa* tra quelle elencate per l’habitat. Per tale motivo le specie caratteristiche delle associazioni e alleanze indicate come diagnostiche nel Manuale Spagnolo (Rivas-Martínez et al., 2003) porterebbero a proteggere anche tipologie forestali diverse dal castagneto (comunità di querceto in cui il castagno ricopre il ruolo di specie compagna quali ad esempio il riportato *Lathyro montani-Quercetum petraeae*) che invece in Italia (ad esempio boschi misti a *Quercus cerris* e *Quercus petraea*) non troverebbero collocazione in alcuna categoria prevista nell’Allegato I (Biondi et al., 2009). Inoltre, l’assenza di una metodologia comune per l’identificazione delle specie diagnostiche associate agli habitat, nonché di una lista univoca di specie diagnostiche, rende difficile la quantificazione dei cambiamenti temporali nella composizione specifica a livello europeo.

Nonostante le specie considerate diagnostiche dai manuali di interpretazione degli habitat siano abbondantemente presenti all’ interno dei rilievi effettuati negli habitat 9260, 9530*, 9340 e 9330, sono comunque emerse alcune peculiarità in termini ecologici. Infatti, confrontando le liste di specie diagnostiche con le liste di specie identificate nei rilievi floristici notiamo una certa discordanza sia da un punto di vista corologico che di forma biologica. È emerso infatti come la categoria delle terofite non sia minimamente considerata tra le specie diagnostiche di Habitat mentre risulta presente, con discrete

percentuali nei rilievi effettuati, soprattutto negli habitat 9330, 9340 e 9260. La mancanza delle terofite nelle liste di specie diagnostiche potrebbe essere attribuita al loro ciclo di vita annuale, che richiede condizioni favorevoli a una crescita rapida, come elevate intensità di luce, durante la stagione favorevole, mentre, la stagione avversa viene affrontata in forma di seme (Raunkiaer, 1907). Queste piante risultano particolarmente rappresentative nei contesti aperti delle praterie xerofile (habitat 6220*), mentre nei contesti forestali la loro presenza è meno frequente ed esse risultano meno caratterizzanti. Eventi di disturbo, di origine sia naturale che antropica, possono incidere sulla struttura forestale attraverso diradamenti o modificazione delle chiome portando alla formazione di zone aperte o a una struttura generalmente caratterizzata da una copertura rada dello strato arboreo. Ne deriva una modificazione di diversi parametri ecologici, tra cui un aumento della disponibilità di luce, favorendo così la presenza di questa forma biologica (Chaudhary et al., 2016; Matsuo et al., 2021). La presenza di terofite come: (*Cynosurus echinatus*, *Geranium purpureum*, *Moehringia trinervia*, *Cardamine hirsuta*, *Myosotis arvensis*, *Anisantha madritensis*), riscontrata all' interno degli habitat 9260 e 9330 non è casuale, ma probabilmente da ricondurre alla loro gestione. I castagneti e le sugherete sono stati storicamente sfruttati dall'uomo per la raccolta del sughero e delle castagne da frutto, oltre che per la creazione di pascoli arborati (come le *dehesas* per la sughereta). Questo tipo di gestione, per fini produttivi, ha portato ad una riduzione della densità forestale, facilitando l'ingresso e la permanenza di specie provenienti da contesti ecologici più aperti creando un sottobosco particolarmente ricco di specie (terofite comprese) (Conedera et al., 2021; Kim et al., 2017). Anche l'azione del fuoco influisce sulla composizione floristica del sottobosco, in particolar modo nel contesto mediterraneo. In particolare, gli habitat di Sughereta, Lecceta e Pineta (9530*) sono frequentemente soggette ad incendi a volte con conseguenze devastanti e ripercussioni decennali (Schaffhauser et al., 2012). Questi eventi creano modificazioni strutturali notevoli che nel tempo tendono a trasformare le foreste in pascoli arborati dove trovano ampio spazio specie di prateria tra cui molte terofite le quali traggono vantaggio dal

passaggio del fuoco quanto dal successivo calpestio delle mandrie al pascolo (Casasús et al., 2007; Catorci et al., 2013). In realtà il pascolo arborato (a volte mantenuto con un regime di incendi del cotico erboso superficiale) ha rappresentato un sistema di gestione delle foreste per secoli, finalizzato proprio alla prevenzione di incendi estesi e potenzialmente devastanti, ed è oggi da alcuni citato come possibile soluzione al problema (Bergmeier et al., 2021).

Vista la secolare e costante gestione di alcuni degli habitat mediterranei da parte dell'uomo, la presenza di terofite potrebbe risultare meno 'anomala' del previsto o addirittura utile per monitorare lo stato di salute degli habitat. Questa forma biologica potrebbe essere considerata distintiva e caratteristica di habitat forestali mediterranei soggetti a una gestione estensiva, che proprio in conseguenza di questa, prevedono al loro interno una significativa presenza di terofite, nonostante siano sempre state considerate poco rappresentative di contesti forestali per via del loro rapido turnover. Lo spettro corologico derivante dai rilievi, a sua volta, mostra una minore rappresentatività della componente stenomediterranea rispetto a quanto espresso dalle specie diagnostiche di habitat. Anche gli indici ecologici di EIVE (Dengler et al., 2023) mostrano valori elevati per il parametro dell'umidità del suolo (M) e non particolarmente elevato per quanto riguarda la temperatura (T). Tutto questo restituisce un quadro ecologico di leccete e sugherete più fredde ed umide rispetto alla media, ed in particolare, rispetto a quelle caratterizzate dalle specie diagnostiche di Direttiva. Nei rilievi relativi a questi due habitat, si evidenzia la presenza di numerose specie tipiche dei boschi di caducifoglie (ad esempio di quelli appartenenti alla classe *Carpino-Fagetea*) come: *Luzula forsteri*, *Festuca heterophylla*, *Acer campestre*, *Ficaria verna*, *Viola reichenbachiana* e *Ilex aquifolium*. In questo caso quindi i nostri rilievi, potrebbero aver evidenziato come i manuali nazionali abbiano stressato particolarmente la mediterraneità di questi habitat, quando in realtà essi possono ospitare alle quote superiori, versanti esposti a nord o situazioni di forra, anche specie ad attitudini microtermiche legate a condizioni più mesofile. Tali specie potrebbero anch'esse ricoprire il ruolo di specie diagnostiche per gli

habitat in oggetto ed avere un'elevata rilevanza quali specie indicatrici. In particolare, un loro decremento nel tempo potrebbe testimoniare una certa pressione sull' habitat derivante, ad esempio, da una maggiore frequenza e severità dei periodi di aridità in relazione al cambiamento climatico in atto (Brown et al., 2022; Wei et al., 2024). La necessità di un aggiornamento/implementazione delle specie diagnostiche inerenti gli habitat di direttiva attraverso l'applicazione delle ultime conoscenze in ambito floristico/vegetazionale è un'esigenza, emersa già da tempo, tanto a livello continentale (Manuale EUR 28) quanto in chiave nazionale (Biondi et al., 2012; Spampinato et al., 2023). In questo senso diversi studi, attraverso un approccio fitosociologico, stanno proponendo integrazioni per quanto riguarda la lista degli habitat di Allegato I di Direttiva, il numero di specie diagnostiche nonché delucidazioni sul significato ecologico stesso di specie diagnostica il tutto finalizzato a facilitare l'identificazione degli habitat sul territorio e a verificarne la rappresentatività (Bonari et al., 2023; Dalle Fratte et al., 2022; Delbosc and Bioret., 2021).

Porosità della chioma ed eterogeneità luminosa: presupposto di una maggiore presenza e copertura di specie diagnostiche.

Le variabili strutturali in contesti forestali sono spesso utilizzate come potenziali indicatori della biodiversità (Torresani et al., 2020; Toivonen et al., 2023). Di conseguenza esse risultano di notevole importanza anche per valutare la qualità e lo stato di conservazione degli habitat presenti nell'allegato I della direttiva Habitat 92/43/EEC, insieme ovviamente alla presenza di specie diagnostiche (Evans and Averla, 2010). In particolare, diversi studi hanno evidenziato come misurazioni quantitative di alcuni parametri relativi alla componente arborea (diametro del fusto, apertura della chioma, densità degli individui, diversità delle specie arboree...) e a quella del sottobosco (diversità specifica della componente erbacea ed arbustiva e grado di ricoprimento delle singole specie) siano fondamentali tanto per il monitoraggio degli habitat quanto per pianificare specifici interventi selvicolturali volti a mantenere inalterato o, laddove possibile, migliorare, lo

stato di conservazione del popolamento forestale (Angiolini et al., 2021; Barbati et al., 2014; Bujoczek et al., 2021). Tuttavia, vista l'attuale assenza di un protocollo uniforme per la selezione di una lista di indicatori strutturali condivisa a livello europeo, risultano diversi, tanto gli indicatori, quanto le metodologie attualmente utilizzate per selezionare gli stessi e quantificare lo stato di conservazioni degli habitat attraverso misurazioni quantitative dei parametri strutturali forestali (Angiolini et al., 2021; Chytrý et al., 2020; Toivonen et al., 2023). Il secondo obiettivo di questa tesi si riproponeva di indagare la relazione fra la percentuale di presenza e copertura delle specie diagnostiche e l'incidenza delle diverse variabili strutturali.

Alcuni dei coefficienti di correlazione ottenuti mettendo a sistema le variabili strutturali considerate in questa ricerca con la percentuale di presenza e copertura di specie diagnostiche (Fig. 16) sono risultati essere statisticamente significativi ($p > 0.05$). Si tratta in particolare delle seguenti variabili strutturali: Porosità della chioma, densità degli individui arborei, diametro medio dei fusti, altezza media degli individui arborei, ricchezza delle specie arboree. Inoltre, da questa prima analisi esplorativa, sono emersi ulteriori interessanti spunti di discussione che coinvolgono, oltre che le sopra citate variabili strutturali, anche, e più in generale, la diversità floristica degli habitat investigati. Ad esempio, se consideriamo la ricchezza totale di specie vegetali all'interno dei plot, essa risulta negativamente correlata (in maniera statisticamente significativa), sia alla copertura della chioma, che alla densità degli individui arborei, risultando invece positivamente correlata al diametro medio degli individui arborei. Questo dato confermerebbe che boschi più aperti, caratterizzati da pochi individui e quindi da una densità complessiva della chioma non troppo elevata, permettono una maggiore penetrazione della luce nel sottobosco e quindi la presenza di un maggior numero di specie (Chelli et al., 2021; Santi et al., 2024). È noto infatti che una maggiore incidenza della radiazione luminosa nel sottobosco rappresenti una delle variabili più strettamente correlate, in modo positivo, alla ricchezza di specie vegetali (Burrascano et al., 2021; Dormann et al., 2020; Zeller et al., 2023). Tuttavia, nel nostro specifico caso, se andiamo a considerare la ricchezza specifica

calcolata sul numero delle sole specie diagnostiche, essa risulta, seppur blandamente e in maniera non statisticamente significativa, correlata positivamente a coperture crescenti dello strato arboreo e quindi presumibilmente ad una minore incidenza della radiazione luminosa. Questo risultato, apparentemente in antitesi con il precedente, mostra come la scelta delle specie diagnostiche per gli habitat forestali abbia privilegiato maggiormente le specie a carattere nemorale, ossia quelle in grado di svilupparsi a bassi o medi valori della radiazione luminosa. Si tratta delle cosiddette specie sciafile, ossia tipiche di ambienti boschivi dove l'incidenza della radiazione solare è limitata (Santiago et al., 2024). Verosimilmente, la scelta di tali specie diagnostiche è stata fatta con l'obiettivo di non identificare come habitat da proteggere i contesti forestali più degradati, ossia quelli che hanno subito una sostanziale riduzione della copertura arborea e quindi perso parte della loro capacità di svolgere quelle funzioni più strettamente associate ad ecosistemi forestali. Andando invece a considerare la relazione tra la percentuale di presenza e copertura delle specie diagnostiche e le variabili strutturali risultate incidenti in maniera statisticamente significativa, notiamo interessanti correlazioni. In primis una correlazione positiva, sia per presenza che per copertura di specie diagnostiche, con il grado di porosità della *canopy*, dimostrando come, malgrado l'elevata densità della chioma, una limitata quantità di luce distribuita più o meno uniformemente nello spazio (non sotto forma di grandi aperture della volta arborea quindi), favorisca un grado di copertura maggiore delle specie diagnostiche rispetto a quanto avverrebbe con chiome compatte o con minore porosità. Anche "densità degli individui arborei" e "ricchezza delle specie arboree" sono risultate variabili strutturali positivamente correlate a presenza e copertura di specie diagnostiche. Per quanto riguarda il parametro "densità arborea" è probabile che valori crescenti di quest'ultimo siano relazionabili ad una minore incidenza della radiazione luminosa e quindi alla presenza di un ambiente sciafilo che favorisce la presenza di specie diagnostiche tendenzialmente nemorali. Il parametro "ricchezza di specie arboree" potrebbe, invece, essere relazionato al fatto che ad una maggiore diversità floristica a livello arboreo corrisponde una maggiore eterogeneità ambientale (soprattutto a livello

edafico) che si traduce normalmente in una maggiore quantità e diversità di risorse disponibili per la componente floristica del sottobosco. Al contrario valori crescenti di Diametro medio ed Altezza media degli alberi risultano essere correlati negativamente alla diversità delle specie diagnostiche e alla loro copertura. Abbiamo interpretato questo risultato come rapportabile al fatto che una maggiore presenza di individui arborei di grandi dimensioni determinino una maggiore stratificazione verticale che ridurrebbe eccessivamente l'incidenza della radiazione luminosa nel sottobosco.

I risultati dei LMM (*Linear mixed model*), riportati in (Tab.7-8) mostrano, per entrambe le variabili dipendenti (percentuale di specie diagnostiche e di copertura di specie diagnostiche), come, la porosità della chioma presenti valori di AIC (Akaike information criterion) inferiori a quelli generati dal modello nullo (che, come già spiegato nel paragrafo dei dati e metodi tiene in considerazione solo l'effetto random del sito) e quindi esplicativi ed influenti relativamente al comportamento delle variabili sopra menzionate. Per quanto riguarda la presenza di specie diagnostiche anche la copertura della chioma risulta esplicativa nel determinare una maggiore percentuale di specie diagnostiche. I risultati osservabili nella matrice di correlazione rapportati a quanto espresso dai modelli lineari misti sono nella maggior parte dei casi in accordo con quanto è attualmente noto in campo ecologico per gli ambienti forestali. Parametri quali la densità della chioma e la presenza di aperture (*gap*) all'interno di essa infatti, influenzano l'azione di diversi fattori ecologici quali l'irraggiamento, la disponibilità e distribuzione dei nutrienti nel suolo, la temperatura e il grado di umidità (etc.) giocando un ruolo fondamentale nella distribuzione delle specie del sottobosco e nella loro consociazione e interazione in termini vegetazionali (Jiao-jun et al., 2014; Sapkota et al., 2009; Wang and Liu, 2011; Zeller et al., 2023). Tuttavia, la novità che emerge da questo lavoro è che nel momento in cui si considera esclusivamente la risposta delle specie "diagnostiche", alcuni comportamenti considerati standard (ad esempio incremento di specie all'aumentare dell'intensità luminosa) possono mostrare delle deviazioni piuttosto significative o comunque inattese. In questo caso il tutto è spiegabile in quanto le specie diagnostiche sono per la maggior

parte specie "nemorali" e quindi almeno parzialmente sciafile. La presenza e la copertura delle specie diagnostiche, come suggerito dai risultati dei modelli, sono favorite da chiome piuttosto dense che creano condizioni di bassa intensità luminosa nel sottobosco, adatte alla presenza di specie a carattere almeno parzialmente nemorale (a meno che tale copertura non diventi limitante in seguito di una stratificazione eccessivamente densa degli strati arborei). In realtà, sembrerebbe proprio la porosità della chioma, ovvero la presenza di limitate ma diffuse aperture all'interno delle chiome stesse (Pekin e Macfarlane, 2009), a risultare variabile molto significativa, rispetto alla semplice percentuale complessiva di copertura della chioma, nel determinare la presenza e la copertura di specie diagnostiche. Da un punto di vista ecologico, questi risultati indicano che, nelle comunità forestali indagate, non sarebbero i grandi incrementi della quantità di luce disponibile per il sottobosco a favorire l'aumento delle specie diagnostiche, quanto piuttosto la presenza di piccole aperture distribuite in maniera non troppo regolare. Esse infatti genererebbero una eterogeneità luminosa diffusa, creando un microclima impercettibilmente variegato ma capace di influenzare ed indirizzare lo sviluppo delle specie vegetali del sottobosco (Xie et al., 2024). È probabile che, un ambiente forestale eterogeneo rispetto al parametro luce, con livelli "intermedi" di intensità luminosa distribuiti lungo tutta la stratificazione verticale (non eccessivamente densa), favorisca un incremento della presenza e della copertura delle specie diagnostiche soprattutto negli habitat forestali mediterranei. Questi ultimi, infatti, sono caratterizzati da specie diagnostiche parzialmente sciafile (o anche debolmente eliofile) che risultano essere in linea con l'evoluzione naturale dei boschi mediterranei. I boschi mediterranei, infatti, sono soggetti da sempre all'incidenza più o meno costante e ripetuta del fuoco e ad una complessa gestione antropica (pascolo, attività selvicolturale intensa), fattori questi che determinano un mosaico di condizioni ambientali molto variegato. Come già detto, la ricchezza di specie arboree è risultata essere una variabile da prendere in considerazione per quanto riguarda soprattutto la risposta in termini di percentuali di presenza delle specie diagnostiche. Solitamente all'interno di habitat forestali una

maggior ricchezza di specie arboree è sinonimo di maggior eterogeneità ambientale che spesso si traduce in un'elevata variabilità nella disponibilità di risorse, quali in particolare acqua, luce e nutrienti nel suolo. Tutto ciò fa sì che boschi eterogenei in termini di ricchezza di specie nello strato arboreo presentino una maggior ricchezza di specie rispetto a quanto riscontrabile in boschi monospecifici o paucispecifici anche nello strato erbaceo e arbustivo (Barbier et al., 2008; MacArthur, 1961; Sanaei et al., 2021).

Per quanto riguarda la percentuale di copertura delle specie diagnostiche, i risultati dei LMM evidenziano che l'altezza media degli alberi è un parametro determinante. In particolare, la relazione negativa tra l'altezza media e la copertura delle specie diagnostiche suggerisce che alberi più bassi rispetto alla media favoriscano una maggior copertura di queste specie. Tale risultato potrebbe indicare come, alberi di grandi dimensioni nel contesto mediterraneo, sono spesso caratterizzati da chiome particolarmente dense. Inoltre, la presenza di alberi di grandi dimensioni è normalmente collegata ad una stratificazione complessa dei livelli strutturali alti che presuppone la presenza di uno strato arboreo dominato. Entrambi questi fattori limitano la radiazione luminosa direttamente incidente nel sottobosco. Una minore incidenza della radiazione luminosa a livello dello strato erbaceo porterebbe ad una minore capacità di rigenerazione del sottobosco e quindi ad una limitata stratificazione verticale nei livelli strutturali inferiori e anche ad una minore eterogeneità luminosa. Un bosco caratterizzato da individui arborei di media e bassa statura è quello che maggiormente presenta caratteristiche tipiche della macchia mediterranea alta. Per tale motivo soprattutto per gli habitat 9330 e 9340 ossia i boschi sclerofilli mediterranei potrebbe comportare un aumento delle specie diagnostiche proprio perché la scelta di queste ultime ha privilegiato specie alto arbustive quali ad esempio *Arbutus unedo*, *Phillyrea latifolia* e *Rhamnus alaternus*. Abbiamo accennato in precedenza come variabili strutturali forestali quali: l'area basimetrica, il diametro medio e massimo del fusto e la densità degli individui arborei, risultino, correlati alla percentuale di presenza e copertura delle specie diagnostiche. Infatti, come dimostrato da (Ali and Wang, 2021; Gilhen-Baker et al., 2022; Huiying Cai et

al., 2020), esse sono spesso considerate importanti per valutare differenze qualitative e quantitative nella flora del sottobosco. Tuttavia, come osservato nei risultati dei LMM, i valori di Delta AIC di tali variabili risultano più elevati della soglia stabilita rispetto al miglior modello, suggerendo, come queste variabili esplicative non aggiungano ulteriori “informazioni” da noi utilizzabili ed interpretabili sul comportamento delle variabili dipendenti.

La “bassa” significatività delle variabili strutturali nello spiegare le variabili dipendenti è, probabilmente, solo in minima parte attribuibile alle differenze strutturali ed ecologico-ambientali (tipo di suolo, microclima ecc.). Sono piuttosto le differenze biogeografiche, i limiti nella dispersione delle specie imposti sia da barriere geografiche che da interazioni biologiche e i regimi di disturbo a determinare le differenze più sostanziali rispetto a quanto determinato dalle condizioni ecologiche puntuali determinate dalla struttura.

Soglie dimetriche ed Eterogeneità Luminosa: Influenza degli individui arborei con piccolo diametro sulle specie diagnostiche.

Il terzo obiettivo si riproponeva di quantificare le soglie numeriche riguardanti i diversi parametri strutturali che potessero favorire o meno una maggiore presenza e/o copertura di specie diagnostiche all’ interno degli habitat forestali interessati dal progetto di tesi (Fig. 19 e Fig. 20).

Per quanto riguarda la percentuale di presenza di specie diagnostiche per l’habitat 9260 (Castagneto) un fattore importante sembrerebbe essere quello riguardante la distribuzione dell’area basimetrica. In particolare, risultano importanti valori di area basimetrica per la classe diametrica minore (7,5 - 17,5 cm) che, se maggiori di 6,82 m²/ettaro possono determinare un incremento di specie diagnostiche in termini di presenza. Questo risultato sembrerebbe suggerire che una maggiore numerosità di individui arborei con diametri esigui possa contribuire ad un aumento di specie diagnostiche alla scala di plot. Lo stesso trend si osserva per gli habitat di Sughereta (9340), Pineta (9530*) e Lecceta (9330) dove, tuttavia, anche la classe diametrica successiva (17,6- 37,5 cm) sembrerebbe giocare un

ruolo significativo nell'aumento di specie diagnostiche. Simili risultati sono evidenziati anche nell'albero di regressione che interessa la percentuale di copertura di specie diagnostiche. In questo caso per l'habitat di Castagneto e Sughereta risulterebbero importanti i valori di area basimetrica per la classe diametrica minore, che, se maggiori di 5,47 m²/ettaro possono determinare un aumento di copertura delle specie diagnostiche. Anche per gli habitat di Lecceta e Pineta, risulta importante, avere valori di area basimetrica della classe diametrica inferiore superiori a 3,15 m²/ettaro, ed inferiori a 6,84 per la classe diametrica immediatamente successiva (17,6- 37,5 cm). L'interpretazione ecologica di questo risultato potrebbe derivare dal fatto che un'elevata densità di individui arborei aventi diametro del fusto relativamente piccolo sia collegato a una certa disetaneità delle specie arboree e quindi una stratificazione verticale più articolata e in grado di determinare una certa eterogeneità di condizioni luminose al suolo nonché una maggiore capacità di rigenerazione (Matsuo et al., 2021; Tinya and Ódor, 2016). All'interno di habitat forestali una maggiore eterogeneità può portare ad una riduzione della ricchezza di specie totali, favorendo tuttavia la presenza di specialiste forestali (Smyčková et al., 2024). Tutto questo in linea con i risultati ottenuti dai modelli lineari misti, suggerisce, come non sia tanto la quantità di radiazione luminosa a determinare una maggiore o minore presenza di specie diagnostiche, quanto piuttosto una maggiore eterogeneità delle condizioni luminose.

5 Conclusioni

In base ai rilievi floristici svolti, le specie diagnostiche identificate a livello nazionale relativamente all'Allegato I della Direttiva Habitat e nel contesto della classificazione degli habitat EUNIS hanno mostrato una certa discordanza nei diversi criteri adottati per la loro selezione. Tuttavia, è stato notato come al di là di sottotipi regionali volti a salvaguardare esempi di biodiversità "locale" fosse presente nelle liste di specie proposte dai diversi manuali, un buon contingente di specie diagnostiche comuni che consentirebbero di ampliare la valutazione dello stato di conservazione degli habitat forestali in chiave trans-nazionale considerandoli nell'ambito dell'intera regione biogeografica Mediterranea. Un tale passaggio di scala tuttavia necessiterebbe, oltre che alla definizione di liste floristiche condivise, anche la stesura di protocolli comuni di valutazione e monitoraggio dello stato di conservazione.

Questa considerazione può essere estesa anche per quanto concerne lo studio delle variabili strutturali in contesti forestali ed il loro utilizzo come potenziali indicatori della biodiversità. Per quanto ampiamente riconosciuto, in campo ecologico, il loro valore diagnostico nel valutare lo stato di conservazione di una foresta o prevederne eventuali sviluppi nel tempo, risulta limitato, in quanto le variabili strutturali trovano attualmente poco spazio nei manuali di interpretazione della Direttiva Habitat. Anche in questo caso, tuttavia, se l'intenzione fosse quella di operare ad una scala trans-nazionale è necessario che si stabilisca un protocollo uniforme, condiviso a livello europeo, per la selezione di una lista di indicatori strutturali efficaci nelle operazioni di valutazione della qualità delle foreste, che siano mantenuti nel tempo e che si dimostrino di facile comprensione ed utilizzo da parte di coloro che saranno incaricati di eseguire le operazioni di assesment e reporting nelle procedure stabilite dalla Direttiva.

Nel contesto mediterraneo, la presenza di specie annuali, come le terofite, può essere un elemento distintivo degli habitat forestali sottoposti a disturbi ricorrenti, che alterano la vegetazione del sottobosco. Eventi come incendi, pascolo e attività di gestione umana, tra

cui il diradamento della chioma e la riduzione della densità arborea, favoriscono la crescita delle terofite, normalmente tipiche di ambienti più aperti e spesso adottanti una strategia opportunistica. Sebbene tradizionalmente considerate poco rappresentative di contesti forestali, infatti, le terofite dimostrano una sorprendente capacità di adattamento e possono diventare indicatori chiave dello stato di salute di alcuni habitat mediterranei gestiti ancora in modo tradizionale, con pratiche estensive, quali ad esempio le Dehesas, pascoli arborati soggetti a periodico incendio molto comuni in Spagna e presenti anche in ambiti molto più limitati anche nella Penisola Italiana. L'inclusione di specie mesofile tra quelle diagnostiche degli habitat forestali mediterranei potrebbe essere un indicatore rilevante per valutare gli effetti del cambiamento climatico in atto, in particolare in riferimento a fenomeni particolarmente allarmanti quali aumento delle temperature e intensificazione dell'aridità estiva. La riscontrata presenza di specie mesofile a parziali attitudini microtermiche (*Cephalanthera damasonium*, *C. rubra*, *Daphne laureola*, *Ilex aquifolium*, *Taxus baccata*, *Viola reichenbachiana*), che generalmente preferiscono ambienti più freschi e umidi e meno soggetti a stress idrico (vedi querceti decidui mesofili e faggete), potrebbe essere un indicatore importante verso una progressiva trasformazione degli ecosistemi forestali in cenosi tipicamente più termofile. Questo potrebbe inoltre mettere in evidenza cambiamenti strutturali e funzionali negli habitat e valutare l'eventuale grado di vulnerabilità delle foreste mediterranee, e la loro resilienza agli stress climatici.

Le variabili strutturali che maggiormente influenzano la presenza di specie diagnostiche negli habitat forestali sono strettamente legate all'eterogeneità della copertura arborea. Da un lato, una maggiore ricchezza di specie arboree genera una maggiore diversificazione delle risorse ambientali, come luce e nutrienti, creando condizioni favorevoli per la diversificazione del sottobosco, della quale sembrerebbe beneficiare anche il contingente di specie diagnostiche. Dall'altro, anche la porosità della chioma sembrerebbe giocare un ruolo positivo sulla presenza e copertura di specie diagnostiche. È emerso infatti come la presenza di piccole aperture ampiamente sparse nella copertura arborea favorisca la

creazione di una luminosità diffusa ed eterogenea che consentirebbe alle specie diagnostiche degli habitat in oggetto (specie nemorali e quindi sciafile o blandamente eliofile) trovare condizioni ideali al proprio sviluppo. La porosità, quindi, risulterebbe essere un fattore più rilevante, relativamente alle specie diagnostiche, rispetto ai semplici valori percentuali di copertura della chioma. Questo dato sembrerebbe confermare che almeno per le specie diagnostiche di comunità forestali non vi sia una relazione positiva diretta tra presenza e copertura di specie ed aumento significativo della luce, ma che sia una moderata intensità della stessa ad influenzare positivamente il comportamento di tali specie.

Gli alberi di regressione indicano che, negli habitat forestali studiati, la presenza e la copertura di specie diagnostiche tendono a essere maggiori in aree con un'alta rappresentanza di alberi di piccolo diametro. Questo suggerisce che una struttura disetanea, caratterizzata da un maggior numero di individui con dimensioni ridotte, contribuisca alla formazione di una stratificazione verticale più complessa. Tale complessità favorisce una distribuzione più eterogenea della luce nel sottobosco, condizione che può risultare particolarmente vantaggiosa per la rigenerazione del sottobosco nonché per la presenza e copertura di specie diagnostiche.

6 Bibliografia

Ali, A., Wang, L.-Q., 2021. Big-sized trees and forest functioning: Current knowledge and future perspectives. *Ecol. Indic.* 127, 107760. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107760>

Allen, C.D., Breshears, D.D., McDowell, N.G., 2015. On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere* 6, art129. <https://doi.org/10.1890/ES15-00203.1>

Angelini, P., Casella, L., Grignetti, A., Genovesi, P., (ed.), 2016. Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: habitat. ISPRA, Serie Manuali e linee guida, 142/2016

Angiolini, C., Foggi, B., Sarmati, S., Gabellini, A., Gennai, M., Castagnini, P., Mugnai, M., Viciani, D., Fanfarillo, E., Maccherini, S., 2021. Assessing the conservation status of EU forest habitats: The case of *Quercus suber* woodlands. *For. Ecol. Manag.* 496, 119432. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119432>

Antoni, V.S., Joan, C.M., Pujol, J., Torcal, L., 2014. Actes de les quartes jornades sobre el bosc de Poblet i les Muntanyes de Prades. Coneixements i experiències davants els reptes del canvi climàtic: Monestir de Poblet, 14 i 15 de novem. bre de 2014 / coord. por, 2015, págs. 203-212

Arrigoni, P.V., Di Tommaso, P.L., Mele A., 1990 - Caratteri fisionomici e fitosociologici delle leccete delle montagne calcaree della Sardegna centro-orientale. *Boll. Soc. Sarda Sci. Nat.*, 27: 205-219.

Asbeck, T., Messier, C., Bauhus, J., 2020. Retention of tree-related microhabitats is more dependent on selection of habitat trees than their spatial distribution. *Eur. J. For. Res.* 139, 1015–1028. <https://doi.org/10.1007/s10342-020-01303-6>

Assorgia, A., Biondi, P.P., Morisi, A., 1968. Aspetti geomorfologici sul Supramonte di Urzulei (Nuoro, Sardegna centro-orientale). *Comun. X Congr. Naz. Spel. Roma 1968, Rass. Spel. It.* 25 (1-4): 139-167

Atkins, J.W., Shiklomanov, A., Mathes, K.C., Bond-Lamberty, B., Gough, C.M., 2023. Effects of forest structural and compositional change on forest microclimates across a gradient of disturbance severity. *Agric. For. Meteorol.* 339, 109566. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2023.109566>

Aznar-Sánchez, J.A., Belmonte-Ureña, L.J., López-Serrano, M.J., Velasco-Muñoz, J.F., 2018. Forest Ecosystem Services: An Analysis of Worldwide Research. *Forests* 9, 453. <https://doi.org/10.3390/f9080453>

Barbati, A., Marchetti, M., Chirici, G., Corona, P., 2014. European Forest Types and Forest Europe SFM indicators: Tools for monitoring progress on forest biodiversity conservation. *For. Ecol. Manag.*, Mechanisms and predictors of ecological change in managed forests: A selection of papers

- from the second international conference on biodiversity in forest ecosystems and landscapes 321, 145–157. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.004>
- Barbier, S., Gosselin, F., Balandier, P., 2008. Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved—A critical review for temperate and boreal forests. *For. Ecol. Manag.* 254, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.038>
- Bergmeier, E., Capelo, J., Di Pietro, R., Guarino, R., Kavgacı, A., Loidi, J., Tsiripidis, I., Xystrakis, F., 2021. ‘Back to the Future’—Oak wood-pasture for wildfire prevention in the Mediterranean. *Plant Sociol.* 58, 41–48. <https://doi.org/10.3897/pls2021582/04>
- Biondi, E., Blasi, C., Burrascano, S., Casavecchia, S., Copiz, R., Del Vico, E., Galdenzi, D., Gigante, D., Lasen, C., Spampinato, G., Venanzoni, R., Zivkovic, L., 2009. Manuale Italiano di interpretazione degli habitat della Direttiva 92/43/CEE.
- Biondi, E., Sabina, B., Simona, C., Riccardo, C., Eva, D.V., Diana, G., Daniela, G., Cesare, L., Giovanni, S., Roberto, V., Liliana, Z., Carlo, B., 2012. Diagnosis and syntaxonomic interpretation of Annex I Habitats (Dir. 92/43/EEC) in Italy at the alliance level. *Plant Sociol.* 5–37. <https://doi.org/10.7338/pls2012491/01>
- Blanc, L.A., Martin, K., 2012. Identifying suitable woodpecker nest trees using decay selection profiles in trembling aspen (*Populus tremuloides*). *For. Ecol. Manag.* 286, 192–202. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.08.021>
- Blasi, C., 1997. Le cenosi con sughera nel paesaggio tirrenico laziale (Italia centrale) - Persée [WWW Document]. URL https://www.persee.fr/doc/ecmed_0153-8756_1997_num_23_3_1834 (accessed 7.8.24).
- Bonari, G., Fantinato, E., Lazzaro, L., Sperandii, M.G., Acosta, A.T.R., Allegrezza, M., ... Bagella, S., 2021. Shedding light on typical species: implications for habitat monitoring. *Plant Sociol.* 58, 157–166. <https://doi.org/10.3897/pls2020581/08>
- Bonari, G., Fratte, M.D., Lonati, M., Caccianiga, M., Lasen, C., Armiraglio., ... Selvaggi, A., 2023. Habitats Directive in northern Italy: a series of proposals for habitat definition improvement. *Plant Sociol.* 60, 67–89. <https://doi.org/10.3897/pls2023601/06>
- Brown, C.L., Coe, P.K., Clark, D.A., Wisdom, M.J., Rowland, M.M., Averett, J.P., Johnson, B.K., 2022. Climate change effects on understory plant phenology: implications for large herbivore forage availability. *Environ. Res. Ecol.* 1, 011002. <https://doi.org/10.1088/2752-664X/ac7fb0>
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R., 2002. Model selection and multimode inference. A practical information-theoretic approach, 2nd edn. New York, NY, USA: Springer.
- Bujoczek, L., Bujoczek, M., Zięba, S., 2021. How much, why and where? Deadwood in forest ecosystems: The case of Poland. *Ecol. Indic.* 121, 107027. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107027>

Burrascano, S., Chianucci, F., Trentanovi, G., Kepfer-Rojas, S., Sitzia, T., Tinya, F., ... Ódor, P., 2023. Where are we now with European forest multi-taxon biodiversity and where can we head to? *Biol. Conserv.* 284, 110176. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110176>

Burrascano, S., Sabatini, F.M., Blasi, C., 2011. Testing indicators of sustainable forest management on understorey composition and diversity in southern Italy through variation partitioning. *Plant Ecol.* 212, 829–841. <https://doi.org/10.1007/s11258-010-9866-y>

Burrascano, S., Trentanovi, G., Paillet, Y., Heilmann-Clausen, J., Giordani, P., Bagella, S., ... Ódor, P., 2021. Handbook of field sampling for multi-taxon biodiversity studies in European forests. *Ecol. Indic.* 132, 108266. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108266>

Burrascano, S., Trentanovi, G., Paillet, Y., Heilmann-Clausen, J., Giordani, P., Bagella, S., Campagnaro, T., Campanaro, A., Chianucci, F., ... Odor, P., 2022. Handbook of field sampling for multi-taxon biodiversity studies in european forests (First). PM edizioni di Marco Petrini.

Burrows, M., Schoeman, D., Buckley, L., Moore, P., Poloczanska, E., Brander, K., Brown, C., Bruno, J., Duarte, C., Halpern, B., ... Richardson, A., 2011. The pace of climate change in marine and terrestrial ecosystems. *Science* 334, 652–655.

Canu S., Rosati L., Fiori M., Motroni A., Filigheddu R., Farris E., 2015. Bioclimate map of Sardinia (Italy). *Journal of Maps* (Taylor and Francis eds.), Volume 11, Issue 5, pages 711-718. - [doi:10.1080/17445647.2014.988187](https://doi.org/10.1080/17445647.2014.988187)

Carranza, M., Frate, L., Paura, B., 2012. Structure, ecology and plant richness patterns in fragmented beech forests. *Plant Ecol. Divers.* 5:541–551. <https://doi.org/10.1080/17550874.2012.740509>

Casasús, I., Bernués, A., Sanz, A., Villalba, D., Riedel, J.L., Revilla, R., 2007. Vegetation dynamics in Mediterranean forest pastures as affected by beef cattle grazing. *Agric. Ecosyst. Environ.* 121, 365–370. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.11.012>

Castro, P., 1997. *Los Bosques Ibéricos: Una Interpretación Geobotánica*. Ediciones Planeta, Barcelona.

Castroviejo, S., 1986-2012. *Flora iberica* 1-8, 10-15, 17-18, 21. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.

Catorci, A., Cesaretti, S., Gatti, R., 2013. Effect of long-term abandonment and spring grazing on floristic and functional composition of dry grasslands in a central Apennine farmland. *Pol. J. Ecol.* 61, 505–518.

Caudullo, G., Welk, E., San-Miguel-Ayanz, J., 2017. Chorological maps for the main European woody species. *Data Brief* 12, 662–666. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2017.05.007>

Ceccherini, G., Duveiller, G., Grassi, G., Lemoine, G., Avitabile, V., Pilli, R., Cescatti, A., 2020. Abrupt increase in harvested forest area over Europe after 2015. *Nature* 583, 72–77. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2438-y>

- Chastain, R.A., Currie, W.S., Townsend, P.A., 2006. Carbon sequestration and nutrient cycling implications of the evergreen understory layer in Appalachian forests. *For. Ecol. Manag.* 231, 63–77. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.04.040>
- Chaudhary, A., Burivalova, Z., Koh, L.P., Hellweg, S., 2016. Impact of Forest Management on Species Richness: Global Meta-Analysis and Economic Trade-Offs. *Sci. Rep.* 6, 23954. <https://doi.org/10.1038/srep23954>
- Chelli, S., Bricca, A., Cutini, M., Campetella, G., Cervellini, M., Tsakalos, J.L., Canullo, R., 2021. Large standard trees and deadwood promote functional divergence in the understory of beech coppice forests. *For. Ecol. Manag.* 494, 119324. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119324>
- Chen, I.-C., Hill, J., Ohlemüller, R., Roy, D.B., Thomas, C., 2011. Rapid Range Shifts of Species Associated with High Levels of Climate Warming. *Science* 333, 1024–6. <https://doi.org/10.1126/science.1206432>
- Cheng Xiaoquin, Ping Tain, Li Zuzheng, Han HAiron, Wang Tian, Howard E. Epstein, 2021. Effects of environmental factors on plant functional traits across different plant life forms in a temperate forest ecosystem | *New Forests* [WWW Document]. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s11056-021-09847-0> (accessed 7.31.24).
- Chianucci, F., Chiavetta, U., Cutini, A., 2014. The estimation of canopy attributes from digital cover photography by two different image analysis methods. *IForest - Biogeosciences For.* 7, 255–259. <https://doi.org/10.3832/ifor0939-007>
- Commissione Europea. 2013. Interpretation Manual of European Union Habitats – EUR 28. European Commission, DG Environment.
- Chytrý, M., Tichý, L., 2003. Diagnostic, constant and dominant species of vegetation classes and alliances of the Czech Republic: a statistical revision, *Folia Facultatis Scientiarum Naturalium Universitatis Masarykianae Brunensis Biologia*. Masaryk Univ, Brno.
- Chytrý, M., Tichý, L., Hennekens, S.M., Knollová, I., Janssen, J.A.M., Rodwell, J.S., Peterka, T., Marcenò, C., Landucci, F., Danihelka, J., Hájek, M., Dengler, J., Novák, P., Zukal, D., ... Schaminée, J.H.J., 2020. EUNIS Habitat Classification: Expert system, characteristic species combinations and distribution maps of European habitats. *Appl. Veg. Sci.* 23, 648–675. <https://doi.org/10.1111/avsc.12519>
- Conedera, M., Krebs, P., Gehring, E., Wunder, J., Hülsmann, L., Abegg, M., Maringer, J., 2021. How future-proof is Sweet chestnut (*Castanea sativa*) in a global change context? *For. Ecol. Manag.* 494, 119320. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119320>
- Connor, T., Viña, A., Winkler, J.A., Hull, V., Tang, Y., Shortridge, A., Yang, H., Zhao, Z., Wang, F., Zhang, J., Zhang, Z., Zhou, C., Bai, W., Liu, J., 2019. Interactive spatial scale effects on species distribution modeling: The case of the giant panda. *Sci. Rep.* 9, 14563. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-50953-z>

- Dalle Fratte, M., Caccianiga, M., Ricotta, C., Cerabolini, B.E.L., 2022. Identifying typical and early warning species by the combination of functional-based diagnostic species and dark diversity. *Biodivers. Conserv.* 31, 1735–1753. <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02427-4>
- De Cáceres, M., Chytrý, M., Agrillo, E., Attorre, F., Botta-Dukát, Z., Capelo, J., Czúcz, B., Dengler, J., Ewald, J., Faber-Langendoen, D., Feoli, E., Franklin, S.B., Gavilán, R., Gillet, F., Jansen, F., ... Wisser, S.K., 2015. A comparative framework for broad-scale plot-based vegetation classification. *Appl. Veg. Sci.* 18, 543–560. <https://doi.org/10.1111/avsc.12179>
- De Frenne, P., 2024. Novel light regimes in European forests. *Nat. Ecol. Evol.* 8, 196–202. <https://doi.org/10.1038/s41559-023-02242-2>
- Delbosc, P., Lagrange, I., Rozo, C., Bensettiti, F., Bouzillé, J., Evans, D., Lalanne, A., Rapinel, S., Bioret, F., 2021 Assessing the conservation status of coastal habitats under Article 17 of the EU Habitats Directive, *Biological Conservation*, Volume 254, 2021, 108935, ISSN 0006-3207, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108935>.
- Deng, J., Fang, S., Fang, X., Jin, Y., Kuang, Y., Lin, F., Liu, J., Ma, J., Nie, Y., Ouyang, S., Ren, J., Tie, L., Tang, S., Tan, X., Wang, X., ... Liu, C., 2023. Forest understory vegetation study: current status and future trends. *For. Res.* 3. <https://doi.org/10.48130/FR-2023-0006>
- Dengler, J., Jansen, F., Chusova, O., Hüllbusch, E., Nobis, M.P., Meerbeek, K.V., Axmanová, I., Bruun, H.H., Chytrý, M., Guarino, R., Karrer, G., Moeys, K., Raus, T., Steinbauer, M.J., Tichý, ... Gillet, F., 2023. Ecological Indicator Values for Europe (EIVE) 1.0. *Veg. Classif. Surv.* 4, 7–29. <https://doi.org/10.3897/VCS.98324>
- Di Pietro, R., Praleskouskaya, S., Aleffi, M., Di Pietro, F., Di Pietro, A., Tondi, G., Fortini, P., 2024. New bryological data from relict mires in the Gran Sasso-Laga National Park (Central Apennines) and their interpretation according to the EUNIS classification and Habitats Directive. *Plant Sociol.* 61, 21–40. <https://doi.org/10.3897/pls2024612/02>
- Dieler, J., Uhl, E., Biber, P., Müller, J., Rötzer, T., Pretzsch, H., 2017. Effect of forest stand management on species composition, structural diversity, and productivity in the temperate zone of Europe. *Eur. J. For. Res.* 136, 739–766. <https://doi.org/10.1007/s10342-017-1056-1>
- Direttiva «Habitat», 92/43/CEE 1992. <https://www.mase.gov.it/pagina/direttiva-habitat>
- Dormann, C.F., Bagnara, M., Boch, S., Hinderling, J., Janeiro-Otero, A., Schäfer, D., Schall, P., Hartig, F., 2020. Plant species richness increases with light availability, but not variability, in temperate forests understorey. *BMC Ecol.* 20, 43. <https://doi.org/10.1186/s12898-020-00311-9>
- Dubois, L., Curnelle, P., 1978. Risultati forniti dalla perforazione Les Mées N°1 sull'altopiano di Valensole. *Rapporti di sintesi della Società Geologica di Francia* , 4 , p. 181-184.
- Ellenberg, H., 1974. Indicator values of plants in Central Europe. *Scripta Geobotanica*, 9, Göttingen
- Escandell, V., Vilaseca, A., Soronellas, M., 1996. "Passeig geològic per les muntanyes de Prades." *Reboll: butlletí del Centre d'H., istòria Natural de la Conca de Barberà*: 5-14.

- Evans, Averla, 2010. Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive.
- EUNIS -Factsheet for *Castanea sativa* woods. 2019. Recuperato 12 febbraio 2024, da <https://eunis.eea.europa.eu/habitats/10210>
- EUNIS -Factsheet for *Quercus ilex* and *Quercus rotundifolia* forests. 2019. Recuperato 20 febbraio 2023, da <https://eunis.eea.europa.eu/habitats/10222>
- EUNIS -Factsheet for *Quercus suber* forests. 2019. Recuperato 20 febbraio 2023, da <https://eunis.eea.europa.eu/habitats/10221>
- EUNIS -Factsheet for *Pinus nigra* forests. 2019. Recuperato 20 febbraio 2023, da <https://eunis.eea.europa.eu/habitats/10223>
- Evans, D., 2006. The Habitats of the European Union Habitats Directive. Biol. Environ. Proc. R. Ir. Acad. Biology and the Environment (Proceedings of the Royal Irish Academy) 106B(3): 167-173, 167–173. <https://doi.org/10.3318/BIOE.2006.106.3.167>
- Fady-Welterlen, B., 2005. Is there really more biodiversity in Mediterranean forest ecosystems? TAXON 54, 905–910. <https://doi.org/10.2307/25065477>
- FAO. 2020. The State of Food and Agriculture 2020. Overcoming water challenges in agriculture. Rome.
- FAO. 2024. The State of the World’s Forests 2024 – Forest-sector innovations towards a more sustainable future. Rome, FAO
- Fahey, R.T., Puettmann, K.J., 2007. Ground-layer disturbance and initial conditions influence gap partitioning of understorey vegetation. J. Ecol. 95, 1098–1109. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2007.01283.x>
- Federico, S., Casella, L., Bellecci, C., & Colacino, M. 2004. The precipitation field over Calabria: Large-scale correlations. Il Nuovo Cimento C, 26(5), 553–567. <https://doi.org/10.1393/ncc/i2003-10006-8>
- Forest Europe - Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe (MCPFE) Helsinki 1993. <https://foresteurope.org/about/ministerial-conferences/helsinki/>
- Frank S. Gilliam, 2007. Ecological Significance of the Herbaceous Layer in Temperate Forest Ecosystems | BioScience | Oxford Academic [WWW Document]. URL <https://academic.oup.com/bioscience/article/57/10/845/232416> (accessed 7.31.24).
- Franklin, J.F., Spies, T.A., Pelt, R.V., Carey, A.B., Thornburgh, D.A., Berg, D.R., Lindenmayer, D.B., Harmon, M.E., Keeton, W.S., Shaw, D.C., Bible, K., Chen, J., 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. For. Ecol. Manag., Forest Ecology in the next Millennium : Putting the long view into Practice 155, 399–423. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00575-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00575-8)

- Gamfeldt, L., Snäll, T., Bagchi, R., Jonsson, M., Gustafsson, L., Kjellander, P., Ruiz-Jaen, M.C., Fröberg, M., Stendahl, J., Philipson, C.D., Mikusiński, G., Andersson, E., Westerlund, B., Andrén, H., Moberg, F., Moen, J., Bengtsson, J., 2013. Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nat. Commun.* 4, 1340. <https://doi.org/10.1038/ncomms2328>
- García-Herrera, R., Barriopedro, D., 2018. Climate of the Mediterranean Region, in: *Oxford Research Encyclopedia of Climate Science*. <https://doi.org/10.1093/acrefore/9780190228620.013.509>
- Garnier, E., Cortez, J., Billès, G., Navas, M.-L., Roumet, C., Debussche, M., Laurent, G., Blanchard, A., Aubry, D., Bellmann, A., Neill, C., Toussaint, J.-P., 2004. Plant Functional Markers Capture Ecosystem Properties During Secondary Succession. *Ecology* 85, 2630–2637. <https://doi.org/10.1890/03-0799>
- Gauquelin, T., Michon, G., Joffre, R., Duponnois, R., Genin, D., Fady, B., Bou Dagher Kharrat, M., Arezki, D., Slimani, S., Badri, W., Alifriqui, M., Auclair, L., Simenel, R., Mohammed, A., ... Baldy, V., 2018. Mediterranean forests, land use and climate change: a social-ecological perspective. *Reg. Environ. Change* 18. <https://doi.org/10.1007/s10113-016-0994-3>
- Gilhen-Baker, M., Roviello, V., Beresford-Kroeger, D., Roviello, G.N., 2022. Old growth forests and large old trees as critical organisms connecting ecosystems and human health. A review. *Environ. Chem. Lett.* 20, 1529–1538. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01372-y>
- Gómez-Aparicio, L., Zamora, R., Gómez, J.M., Hódar, J.A., Castro, J., Baraza, E., 2004. Applying Plant Facilitation to Forest Restoration: A Meta-Analysis of the Use of Shrubs as Nurse Plants. *Ecol. Appl.* 14, 1128–1138. <https://doi.org/10.1890/03-5084>
- Gough, C.M., Atkins, J.W., Fahey, R.T., Hardiman, B.S., LaRue, E.A., 2020. Community and structural constraints on the complexity of eastern North American forests. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 29, 2107–2118. <https://doi.org/10.1111/geb.13180>
- Grove, S.J., 2002. Saproxylic Insect Ecology and the Sustainable Management of Forests. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 33, 1–23. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150507>
- Hakkenberg, C., Song, C., Peet, R., White, P., 2016. Forest structure as a predictor of tree species diversity in the North Carolina Piedmont. *J. Veg. Sci.* 27. <https://doi.org/10.1111/jvs.12451>
- Happonen, K., Muurinen, L., Virtanen, R., Kaakinen, E., Grytnes, J.-A., Kaarlejärvi, E., Parisot, P., Wolff, M., Maliniemi, T., 2021. Trait-based responses to land use and canopy dynamics modify long-term diversity changes in forest understories. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 30, 1863–1875. <https://doi.org/10.1111/geb.13351>
- Hughes, L., 2000. Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends Ecol. Evol.* 15, 56–61. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01764-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01764-4)
- Hui, G., Zhang, G., Zhao, Z., Yang, A., 2019. Methods of Forest Structure Research: a Review. *Curr. For. Rep.* 5, 142–154. <https://doi.org/10.1007/s40725-019-00090-7>

- Huiying Cai, Fengri Li, Guangze Jin, 2020. Forest strata-dependent effects of vegetation attributes and soil nutrients on decadal changes in aboveground net carbon stock in two temperate forests - ScienceDirect [WWW Document]. URL <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S034181622030326X> (accessed 7.31.24).
- Isajev, V., Fady, B., Semerci, H., Andonovski, V., 2004. EUFORGEN technical guidelines for genetic conservation and use of European black pine, *Pinus nigra*.
- Jiao-jun, Z., Lu, D., Zhang, W., 2014. Effects of gaps on regeneration of woody plants: A meta-analysis. *J. For. Res.* 25. <https://doi.org/10.1007/s11676-014-0489-3>
- Kim, H.N., Jin, H.Y., Kwak, M.J., Khaine, I., You, H.N., Lee, T.Y., Ahn, T.H., Woo, S.Y., 2017. Why does *Quercus suber* species decline in Mediterranean areas? *J. Asia-Pac. Biodivers.* 10, 337–341. <https://doi.org/10.1016/j.japb.2017.05.004>
- Köhl, M., Linser, S., Prins, K., 2020. State of Europe's Forests 2020. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.12881.76643>
- LaRue, E.A., Fahey, R.T., Alveshire, B.C., Atkins, J.W., Bhatt, P., Buma, B., Chen, A., Cousins, S., Elliott, J.M., Elmore, A.J., Hakkenberg, C.R., Hardiman, B.S., Johnson, J.S., Kashian, D.M., Koirala, A., ... Fei, S., 2023. A theoretical framework for the ecological role of three-dimensional structural diversity. *Front. Ecol. Environ.* 21, 4–13. <https://doi.org/10.1002/fee.2587>
- Lindenmayer, D.B., Margules, C.R., Botkin, D.B., 2000. Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. *Conserv. Biol.* 14, 941–950. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98533.x>
- Lionello, P., Malanotte-Rizzoli, P., Boscolo, R., Alpert, P., Artale, V., Li, L., Luterbacher, J., May, W., Trigo, R., Tsimplis, M., Ulbrich, U., Xoplaki, E., 2006. The Mediterranean climate: An overview of the main characteristics and issues, in: Lionello, P., Malanotte-Rizzoli, P., Boscolo, R. (Eds.), *Developments in Earth and Environmental Sciences, Mediterranean*. Elsevier, pp. 1–26. [https://doi.org/10.1016/S1571-9197\(06\)80003-0](https://doi.org/10.1016/S1571-9197(06)80003-0)
- Loidi, J., Vynokurov, D., 2024. The biogeographical kingdoms and regions of the world. *Mediterr. Bot.* 45, 2024. <https://doi.org/10.5209/mbot.92333>
- Loisel, R., 1971. Séries de végétation propres, en Provence, aux massifs des Maures et de l'Estérel (ripisilves exclues). *Bull. Société Bot. Fr.* 118, 203–236. <https://doi.org/10.1080/00378941.1971.10838892>
- Macfarlane, C., Hoffman, M., Eamus, D., Kerp, N., Higginson, S., McMurtrie, R., Adams, M., 2007. Estimation of leaf area index in eucalypt forest using digital photography. *Agric. For. Meteorol.* 143, 176–188. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2006.10.013>
- Martin, K., Aitken, K.E.H., Wiebe, K.L., 2004. Nest Sites and Nest Webs for Cavity-Nesting Communities in Interior British Columbia, Canada: Nest Characteristics and Niche Partitioning. *The Condor* 106, 5–19. <https://doi.org/10.1093/condor/106.1.5>

- Matsuo, T., Martínez-Ramos, M., Bongers, F., van der Sande, M.T., Poorter, L., 2021. Forest structure drives changes in light heterogeneity during tropical secondary forest succession. *J. Ecol.* 109, 2871–2884. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13680>
- MacArthur, R. H. & MacArthur, J. W. On bird species diversity. *Ecology* 42, 594–598 (1961).
- McElhinny, C., Gibbons, P., Brack, C., Bauhus, J., 2005. Forest and woodland stand structural complexity: Its definition and measurement. *For. Ecol. Manag.* 218, 1–24. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.08.034>
- Médail, F., Monnet, A.-C., Pavon, D., Nikolić, T., Dimopoulos, P., Bacchetta, G., Arroyo, J., Barina, Z., Albassatneh, M., Domina, G., Fady, B., Matevski, V., Mifsud, S., Leriche, A., 2019. What is a tree in the Mediterranean Basin hotspot? A critical analysis. *For. Ecosyst.* 6. <https://doi.org/10.1186/s40663-019-0170-6>
- Médail, F., Quézel, P., 1999. Biodiversity Hotspots in the Mediterranean Basin: Setting Global Conservation Priorities. *Conserv. Biol.* 13, 1510–1513. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98467.x>
- Médail, F., and Myers, N., "Mediterranean basin." Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions 2004: 144-147.
- Médail, F. & Quézel, P., 2003. Conséquences écologiques possibles des changements climatiques sur la flore et la végétation du bassin méditerranéen. - *Bocconea* 16(1): 397-422.2003. - ISSN 1120-4060
- Medina, E., 2007. Tropical Forests: Diversity and Function of Dominant Life-Forms. pp. 313–350. <https://doi.org/10.1201/9781420007626-10>
- Mennella, C., 1967. Il clima d'Italia nelle sue caratteristiche e varietà e quale fattore dinamico del paesaggio: Vol. I, Il clima d'Italia in generale con ampia introduzione sul clima del Mediterraneo e su quello delle aree contigue. Editrice E.D.A.R.T.
- MERLA, G., 1969. Macigno del Chianti. Studi Illustrativi della Carta Geologica d'Italia, Formazioni geologiche, 2: 65-77, 6 figg., Roma
- 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. *For. Ecol. Manag.* 257, 1453–1464. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.11.027>
- Midolo, G., Axmanová, I., Divíšek, J., Dřevojan, P., Lososová, Z., Večeřa, M., Dirk, Karger, D.N., Thuiller, W., Bruelheide, H., Ačić, S., Attorre, F., Biurrún, I., Boch, S., Bonari, G., ... Chytrý, M., 2024. Diversity and distribution of Raunkiær's life forms in European vegetation. *J. Veg. Sci.* 35, e13229. <https://doi.org/10.1111/jvs.13229>
- Miranda, A., Ovalle, J., Syphard, A., Berdugo, M., Carrasco, J., Mentler, R., Squeo, F., Delpiano, C., Vargas, S., Miranda, M., Dobbs, C., Gómez-González, S., Lara, A., Garreaud, R., 2022. Widespread synchronous decline in a Mediterranean forest driven by accelerated aridity. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-1769566/v1>

Mucina, L., Bültmann, H., Dierßen, K., Theurillat, J.-P., Raus, T., Čarni, A., Šumberová, K., Willner, W., Dengler, J., García, R.G., Chytrý, M., Hájek, M., Di Pietro, R., Iakushenko, D., Pallas, J., Daniëls, ... Tichý, L., 2016. Vegetation of Europe: hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. *Appl. Veg. Sci.* 19, 3–264. <https://doi.org/10.1111/avsc.12257>

Mukaka, M., 2012. A guide to appropriate use of Correlation coefficient in medical research. *Malawi Med. J. J. Med. Assoc. Malawi* 24, 69–71.

Nagel, T., Svoboda, M., Rugani, T., Diaci, J., 2010. Gap regeneration and replacement patterns in an old-growth *Fagus–Abies* forest of Bosnia–Herzegovina. *Plant Ecol.* 208, 307–318. <https://doi.org/10.1007/s11258-009-9707-z>

New EU forest strategy for 2030 - European Commission. (2024). https://environment.ec.europa.eu/strategy/forest-strategy_en

New EU forest strategy for 2030 - European Commission. 2024. Sustainable Finance Taxonomy regulation, 2020/852 § 32 (2020). <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2020/852/oj>

Nocentini, S., Puletti, N., 2009. La rinaturalizzazione dei rimboschimenti. Prova sperimentale su un popolamento di pino nero e laricio. pp. 217–227. <https://doi.org/10.4129/CNS2008.028>

Oettel, J., Lapin, K., 2021. Linking forest management and biodiversity indicators to strengthen sustainable forest management in Europe. *Ecol. Indic.* 122, 107275. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107275>

Paillet, Y., Bergès, L., Hjältén, J., Ódor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M., Bijlsma, R.-J., De Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, ... Virtanen, R., 2010. Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe. *Conserv. Biol.* 24, 101–112. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01399.x>

Pateman, R.M., Thomas, C.D., Hayward, S.A.L., Hill, J.K., 2016. Macro- and microclimatic interactions can drive variation in species' habitat associations. *Glob. Change Biol.* 22, 556–566. <https://doi.org/10.1111/gcb.13056>

Pekin, B., Macfarlane, C., 2009. Measurement of Crown Cover and Leaf Area Index Using Digital Cover Photography and Its Application to Remote Sensing. *Remote Sens.* 1, 1298–1320. <https://doi.org/10.3390/rs1041298>

Peñuelas, J., Boada, M., 2003. A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). *Glob. Change Biol.* 9, 131–140. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00566.x>

Peterka, T., Hájek, M., Jiroušek, M., Jiménez-Alfaro, B., Aunina, L., Bergamini, A., Dítě, D., Felbaba-Klushyna, L., Graf, U., Hájková, P., Hettengergerová, E., Ivchenko, T.G., Jansen, F., Koroleva, N.E., Lapshina, E.D., ... Chytrý, M., 2017. Formalized classification of European fen vegetation at the alliance level. *Appl. Veg. Sci.* 20, 124–142. <https://doi.org/10.1111/avsc.12271>

- Pintaldi, E., Filippa, G., Siniscalco, M.C., Freppaz, M., 2015. Influenza della microtopografia e della variabilità stagionale sul ciclo di carbonio e azoto in suoli del piano subalpino. *ITA*.
- Potts, L.J., Gantz, J.D., Kawarasaki, Y., Philip, B.N., Gonthier, D.J., Law, A.D., Moe, L., Unrine, J.M., McCulley, R.L., Lee, R.E., Denlinger, D.L., Teets, N.M., 2020. Environmental factors influencing fine-scale distribution of Antarctica's only endemic insect. *Oecologia* 194, 529–539. <https://doi.org/10.1007/s00442-020-04714-9>
- Pignatti, S. 1982. *La Flora d'Italia*. 3 voll. Edagricole.
- Prévost, M., Raymond, P., 2012. Effect of gap size, aspect and slope on available light and soil temperature after patch-selection cutting in yellow birch-conifer stands, Quebec, Canada. *For. Ecol. Manag.* 274, 210–221. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.02.020>
- R Core Team, 2021. R: A language and environment for statistical computing (Versione 4.3.3). [Software]. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Raunkiaer, C., 1934. *The life forms of plants and statistical plant geography*. Oxford: Clarendon Press.
- Regato, P., Gamsians, J., Gruber, M., 1995. A syntaxonomical study of *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* forests in the Iberian peninsula. *Phytocoenologia* 25, 561–578. <https://doi.org/10.1127/phyto/25/1995/561>
- Ribbens, E., Silander, J., Pacala, S., 1994. Seedling Recruitment in Forests: Calibrating Models to Predict Patterns of Tree Seedling Dispersion. *Ecology* 75, 1794–1806. <https://doi.org/10.2307/1939638>
- Rivas-Martínez, S., Penas, A., Asensi, A., Costa, M., Llorens, L., Paz, P., Loidi, J., Díaz, T., Izco, J., Ladero, M., Fernández-González, F., Sánchez-Mata, D., Osorio, V.E., 2003. *Atlas y Manual de los Hábitats de España*.
- Ruiz-Benito, P., Vacchiano, G., Lines, E.R., Reyer, C.P.O., Ratcliff, S., Morin, X., Hartig, F., Mäkelä, A., Yousefpour, R., Chaves, J.E., Palacios-Orueta, A., Benito-Garzón, M., Morales-Molino, C., Camarero, J.J., Jump, ... Kuemmerle, T., 2018. Where are Europe's last primary forests? *Divers. Distrib.* 24, 1426–1439. <https://doi.org/10.1111/ddi.12778>
- Sabatini, F.M., Burrascano, S., Lombardi, F., Chirici, G., Blasi, C., 2015. An index of structural complexity for Apennine beech forests. *IForest - Biogeosciences For.* 8, 314. <https://doi.org/10.3832/ifor1160-008>
- Sanaei, A., Yuan, Z., Ali, A., Loreau, M., Mori, A.S., Reich, P.B., Jucker, T., Lin, F., Ye, J., Fang, S., Hao, Z., Wang, X., 2021. Tree species diversity enhances plant-soil interactions in a temperate forest in northeast China. *For. Ecol. Manag.* 491, 119160. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119160>
- Santi, I., Carrari, E., De Frenne, P., Valerio, M., Gasperini, C., Cabrucci, M., Selvi, F., 2024. Impact of coppicing on microclimate and understorey vegetation diversity in an ancient

Mediterranean oak forest. Sci. Total Environ. 918, 170531.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170531>

Santiago, A., Ramón Lopez - Serrano, F., Herranz, J.M., Garcia-Sauco, G., Copete, E., Ferrandis, P., 2024. Light intensity as a growth limiting factor for the relict broadleaved spindle *Euonymus latifolius* (L.) Mill. in Mediterranean refugia. The need to preserve the forest canopy structure. Light intensity as a growth limiting factor for the relict broadleaved. Scilit. URL <https://www.scilit.net/publications/cd712cc6f03419f3ff0f78b97f736687> (accessed 10.4.24).

Santoro, R., Carboni, M., Carranza, M.L., Acosta, A.T.R., 2012. Focal species diversity patterns can provide diagnostic information on plant invasions. J. Nat. Conserv. 20, 85–91. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2011.08.003>

Sapkota, I., Tigabu, M., Oden, P., 2009. Species diversity and regeneration of old-growth seasonally dry *Shorea robusta* forests following gap formation. J. For. Res. 20, 7–14. <https://doi.org/10.1007/s11676-009-0002-6>

Schaffhauser, A., Curt, T., Véla, E., Taton, T., 2012. Recurrent fires and environment shape the vegetation in *Quercus suber* L. woodlands and maquis. C. R. Biol. 335, 424–434. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2012.04.006>

Seibold, S., Bäessler, C., Brandl, R., Gossner, M.M., Thorn, S., Ulyshen, M.D., Müller, J., 2015. Experimental studies of dead-wood biodiversity — A review identifying global gaps in knowledge. Biol. Conserv. 191, 139–149. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.006>

Seidler, R., 2017. Patterns of Biodiversity Change in Anthropogenically Altered Forests☆, in: Reference Module in Life Sciences. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809633-8.02186-5>

Sharma, I., Birman, S., 2024. Biodiversity Loss, Ecosystem Services, and Their Role in Promoting Sustainable Health, in: Singh, P., Yadav, N. (Eds.), The Climate-Health-Sustainability Nexus: Understanding the Interconnected Impact on Populations and the Environment. Springer Nature Switzerland, Cham, pp. 163–188. https://doi.org/10.1007/978-3-031-56564-9_7

Smyčková, M., Koutecký, T., Ujházyová, M., Ujházy, K., Verheyen, K., Volařík, D., Šebesta, J., Friedl, M., Máliš, F., Hofmeister, J., 2024. Herb layer species richness declines with heterogeneity of the forest structure in primary beech-dominated forests while proportion of forest specialists increases. For. Ecol. Manag. 556, 121728. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.121728>

Spampinato, G., Tomaselli, V., Forte, L., Strumia, S., Stinca, A., Croce, A., Fascetti, S., Rosati, L., Di Pietro, R., Mantino, F., Laface, V.L.A., Musarella, C.M., 2023. Relevant but neglected habitat types by the Directive 92/43 EEC in southern Italy. Rendiconti Lincei Sci. Fis. E Nat. 34, 457–482. <https://doi.org/10.1007/s12210-023-01136-6>

Stokland, J.N., Siitonen, J., Jonsson, B.G., 2012. Biodiversity in dead wood, Ecology, biodiversity, and conservation. Cambridge University Press, New York.

Tanabe, S.-I., Toda, M.J., Vinokurova, A.V., 2001. Tree shape, forest structure and diversity of drosophilid community: Comparison between boreal and temperate birch forests. Ecol. Res. 16, 369–385. <https://doi.org/10.1046/j.1440-1703.2001.00402.x>

Thompson, I.D., Okabe, K., Tylianakis, J.M., Kumar, P., Brockerhoff, E.G., Schellhorn, N.A., Parrotta, J.A., Nasi, R., 2011. Forest Biodiversity and the Delivery of Ecosystem Goods and Services: Translating Science into Policy. *BioScience* 61, 972–981. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.12.7>

Tilman, D., Wedin, D., Knops, J., 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* 379, 718–720. <https://doi.org/10.1038/379718a0>

Tinya, F., Ódor, P., 2016. Congruence of the spatial pattern of light and understory vegetation in an old-growth, temperate mixed forest. *For. Ecol. Manag.* 381, 84–92. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.09.027>

Tison, J.-M., & de Foucault, B. 2014. *Flora Gallica: Flore de France*. Biotope Éditions, Mèze, 1196 pp. Bensettiti, F., Gourvil, P., & Tremer, J. 2013. Nouvelle version du Manuel d'interprétation des habitats de l'Union européenne. EUR 28. Commission européenne, DG Environnement, Bruxelles.

Toivonen, J., Kangas, A., Maltamo, M., Kukkonen, M., Packalen, P., 2023. Assessing biodiversity using forest structure indicators based on airborne laser scanning data. *For. Ecol. Manag.* 546, 121376. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121376>

Torras, O., Gil-Tena, A., Saura, S., 2008. How does forest landscape structure explain tree species richness in a Mediterranean context? *Biodivers. Conserv.* 17, 1227–1240. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9277-0>

Torresani, M., Rocchini, D., Sonnenschein, R., Zebisch, M., Hauffe, H.C., Heym, M., Pretzsch, H., Tonon, G., 2020. Height variation hypothesis: A new approach for estimating forest species diversity with CHM LiDAR data. *Ecol. Indic.* 117, 106520. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106520>

Trochet, A., Schmeller, D., 2013. Effectiveness of the Natura 2000 network to cover threatened species. *Nat. Conserv.* 4, 35–53. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.4.3626>

Tromp-van Meerveld, H.J., McDonnell, J.J., 2006. On the interrelations between topography, soil depth, soil moisture, transpiration rates and species distribution at the hillslope scale. *Adv. Water Resour., Experimental Hydrology: A Bright Future* 29, 293–310. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2005.02.016>

Tsiourlis, G., 2008. Taxonomy and ecology of *Castanea sativa* Mill. forests in Greece. *Plant Ecol.*
Vargas, P., 2019. The Mediterranean Floristic Region: High Diversity of Plants and Vegetation Types. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.12097-4>

Unione Europea. 2009. Direttiva 2009/147/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 30 novembre 2009 concernente la conservazione degli uccelli selvatici. *Gazzetta ufficiale dell'Unione europea*, L 20, 26 gennaio 2010, pp. 7-25.

Varricchione, M., Di Cecco, V., Santoianni, L.A., Stanisci, A., Di Febbraro, M., Di Martino, L., Carranza, M.L., 2021. Diagnostic Species Diversity Pattern Can Provide Key Information on

- Vegetation Change: An Insight into High Mountain Habitats in Central Apennines. *J. Zool. Bot. Gard.* 2, 453–472. <https://doi.org/10.3390/jzbg2030033>
- Viciani, D., 2001. Analisi geobotanica della flora dei castagneti della Toscana. *Webbia* 56, 1–68. <https://doi.org/10.1080/00837792.2001.10670704>
- Wang, G., Liu, F., 2011. The influence of gap creation on the regeneration of *Pinus tabulaeformis* planted forest and its role in the near-natural cultivation strategy for planted forest management. *For. Ecol. Manag.* 262, 413–423. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.04.007>
- Wei, L., Sanczuk, P., De Pauw, K., Caron, M.M., Selvi, F., Hedwall, P., Brunet, J., Cousins, S.A.O., Plue, J., Spicher, F., Gasperini, C., Iacopetti, G., Orczewska, A., Uria-Diez, J., Lenoir, J., Vangansbeke, P., De Frenne, P., 2024. Using warming tolerances to predict understory plant responses to climate change. *Glob. Change Biol.* 30, e17064. <https://doi.org/10.1111/gcb.17064>
- Westgate, M.J., Barton, P.S., Lane, P.W., Lindenmayer, D.B., 2014. Global meta-analysis reveals low consistency of biodiversity congruence relationships. *Nat. Commun.* 5, 3899. <https://doi.org/10.1038/ncomms4899>
- Whitehurst, A.S., Swatantran, A., Blair, J.B., Hofton, M.A., Dubayah, R., 2013. Characterization of Canopy Layering in Forested Ecosystems Using Full Waveform Lidar. *Remote Sens.* 5, 2014–2036. <https://doi.org/10.3390/rs5042014>
- Whittaker, R.H., 1972. Evolution and Measurement of Species Diversity. *TAXON* 21, 213–251. <https://doi.org/10.2307/1218190>
- Wirth, C., Messier, C., Bergeron, Y., Frank, D., Fankhänel, A., 2009. Old-Growth Forest Definitions: a Pragmatic View, in: Wirth, C., Gleixner, G., Heimann, M. (Eds.), *Old-Growth Forests: Function, Fate and Value*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 11–33. https://doi.org/10.1007/978-3-540-92706-8_2
- Xie, H., Chang, M., Bao, B., Li, X., Wang, G.G., 2024. Linking canopy gap features and microhabitat heterogeneity with seedling regeneration in a mixed coastal shelterbelt forest of eastern China - ScienceDirect [WWW Document]. URL <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112724005711?via%3Dihub> (accessed 9.29.24).
- Zeller, L., Förster, A., Keye, C., Meyer, P., Roschak, C., Ammer, C., 2023. What does literature tell us about the relationship between forest structural attributes and species richness in temperate forests? – A review. *Ecol. Indic.* 153, 110383. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110383>
- Zerbe, S., 2002. Restoration of natural broad-leaved woodland in Central Europe on sites with coniferous forest plantations. *For. Ecol. Manag.* 167, 27–42. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00686-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00686-7)
- Zhang, J., Zhang, F., Gou, Z., Liu, J., 2022. Assessment of macroclimate and microclimate effects on outdoor thermal comfort via artificial neural network models. *Urban Clim.* 42, 101134. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2022.101134>

Zhang, Y., Taylor, A., 2015. Aboveground biomass of understorey vegetation has a negligible or negative association with overstorey tree species diversity in natural forests. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 25, 141–150.