



**UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI MILANO**  
**FACOLTÀ DI SCIENZE AGRARIE E ALIMENTARI**

Corso di Laurea in  
Valorizzazione e Tutela dell'Ambiente e del Territorio Montano

**ANALISI DELLE COMUNITÀ VEGETALI DI FORESTE  
COLPITE DA BOSTRICO NEL BACINO SUPERIORE DEL  
FIUME OGLIO**

Relatore: Dott. Luca Giupponi

Correlatore: Prof.ssa Annamaria Giorgi

Elaborato finale di:  
Matteo Ottoveggio  
Matricola 02691A

Anno Accademico 2023/2024

*“E nel corteccio (del faggio) scriverò l’istoria.*

*In avvenir, spero che venga un giorno*

*Che altri troverà la mia memoria*

*Portando il gregge sotto il faggio o l’ormo”*

Cesidio Gentile, detto Jurico, poeta pastore



Val Paghera, Sonico.

## Riassunto

In questo elaborato finale sono riportati i risultati e le considerazioni tratte dal percorso di tirocinio svolto nell'estate del 2023 e focalizzato allo studio delle comunità vegetali dei boschi di abete rosso (*Picea abies*) colpiti da bostrico (*Ips typographus*) nel Bacino idrografico Superiore del Fiume Oglio (BSFO).

Negli ultimi anni le epidemie di scolitidi hanno raggiunto livelli senza precedenti nelle foreste di conifere di tutto l'emisfero boreale. In particolare, in Europa, si sono recentemente verificate delle epidemie di bostrico, uno scoltide endemico molto distruttivo per le peccete. Anche nell'arco alpino e nel BSFO, soprattutto in seguito alla tempesta Vaia e alla elevata siccità estiva degli ultimi anni, le peccete sono state colpite in modo significativo da infezioni da parte del bostrico.

Lo scopo di quest'elaborato è stato studiare tramite l'analisi cartografica (con l'ausilio del *software QGIS*) e i rilievi della vegetazione corrente, la distribuzione delle aree colpite da bostrico e le comunità vegetali che si sono insediate in aree in cui non è avvenuto *salvage logging*, in modo da fornire un contributo alla comprensione delle dinamiche ecologiche in atto e ipotizzare dei modelli di successione della vegetazione, che spesso hanno come specie *climax* il faggio e l'abete bianco.

Dall'analisi dei dati ottenuti con *QGIS* è emerso che le peccete bostricate del BSFO sono presenti maggiormente nella fascia altitudinale che va dai 1150 m ai 1350 m, ovvero dove le peccete si trovano a temperature più elevate.

Dall'elaborazione dei 66 rilievi fitosociologici è stato possibile ottenere molti dati utili sulla vegetazione pre e post-disturbo. Attraverso l'utilizzo di indicatori ecologici si è potuto notare che le comunità vegetali presenti nelle aree colpite da bostrico sono, rispetto a quelle delle aree controllo (peccete sane), più termofile, più eliofile e richiedono una quantità inferiore di humus nel suolo.

Da un'analisi fitosociologica preliminare, nelle peccete distrutte da bostrico si è osservato un aumento di presenza e copertura di specie del *Carpino-Fagetea sylvaticae*, *Robinietea*, ed *Epilobietea angustifolii* mentre sono diminuite quelle del *Vaccinio-Piceetea*. Questo testimonia che nelle foreste bostricate vi sono specie tipiche di boschi degradati, margini forestali, schiarite e boschi di latifoglie. Questo lavoro ha consentito di ipotizzare le successioni vegetazionali delle aree bostricate del BSFO e fornire indicazioni gestionali, tra le quali attività selvicolturali preventive finalizzate a rendere i soprassuoli più giovani e resistenti ai disturbi, favorendo l'insediamento di specie più idonee alla fascia fitoclimatica (con l'ausilio di strumenti come la "*applied nucleation*"). Nelle aree bostricate bisognerebbe favorire specie che trovano condizioni adatte per la crescita, il *salvage logging* deve essere ridotto di intensità ed è indispensabile una valutazione delle condizioni generate in seguito all'esbosco in riferimento alle esigenze ecologiche delle specie da favorire.

## Sommario

1	Introduzione.....	5
1.1	Foreste del Bacino Superiore del Fiume Oglio.....	5
1.1.1	Sequenze altitudinali.....	8
1.2	Ecologia dell'abete rosso.....	9
1.3	Il bostrico .....	14
1.4	La fitosociologia.....	18
2	Scopo del lavoro .....	20
3	Materiali e metodi.....	21
3.1	Analisi dei dati delle foreste colpite da bostrico .....	21
3.2	Analisi della vegetazione.....	23
3.2.1	Rilievi fitosociologici .....	23
3.2.2	Analisi ecologica e fitosociologica.....	25
3.2.3	<i>Cluster analysis</i> .....	29
4	Risultati.....	31
4.1	Dati delle foreste bostricate .....	31
4.2	Fitocenosi .....	36
4.2.1	Spettri ecologici.....	36
4.2.2	Fitosociologia.....	47
4.3	Dendrogramma e specie indicatrici .....	57
5	Discussione dei risultati .....	67
5.1	Modelli di successione.....	71
5.2	Gestione selvicolturale proposta .....	77
6	Conclusioni.....	82
7	Ringraziamenti .....	84
8	Bibliografia.....	85
9	Allegato .....	93

## 1 Introduzione

Il clima influenza la sopravvivenza e la diffusione di insetti e agenti fitopatogeni (Dale et al., 2001), ogni specie ha determinate esigenze termiche e specifici tempi di sviluppo. Il cambiamento climatico, modificando le condizioni ambientali, sta causando una variazione dell'areale di sviluppo delle specie, portando ad una modificazione della suscettibilità dei loro ecosistemi forestali e del vigore degli alberi (Bentz et al., 2010). Nel ventesimo secolo è stato verificato che in Europa occidentale il riscaldamento climatico ha comportato un significativo spostamento verso quote altitudinali maggiori delle specie vegetali, con un'elevazione media di 29 metri per decennio. Lo spostamento è risultato maggiore nelle specie tipiche degli habitat montani (Lenoir et al., 2008). La migrazione delle specie che compongono i soprassuoli forestali avviene con il ricambio delle specie causato dalla morte delle piante senescenti o da eventi di disturbo di piccola, media o grande entità, o attraverso la gestione forestale. Quest'ultima modalità consente di regolare la severità del disturbo e di non rinunciare ai servizi forniti dalla foresta.

Il seguente documento rappresenta l'elaborato prodotto a conclusione del Corso di Laurea in Valorizzazione e Tutela dell'Ambiente e del Territorio Montano. Questo studio riporta i risultati dell'percorso di tirocinio svolto nell'estate del 2023 il cui obiettivo era quello di studiare le comunità vegetali che si sono insediate in peccete colpite da bostrico e individuare le dinamiche e le successioni vegetali che qui si sviluppano, in modo da comprendere gli andamenti delle fitocenosi e fornire informazioni utili ai gestori del territorio.

### 1.1 Foreste del Bacino Superiore del Fiume Oglio

Per Bacino imbrifero Superiore del Fiume Oglio (BSFO) si intende il territorio racchiuso dalla superficie scolante le cui acque arrivano alla stazione di chiusura, che in questo caso è rappresentata dal punto di immissione dell'Oglio nel lago d'Iseo. Il fiume Oglio, che è il quinto fiume d'Italia per lunghezza, nasce nel comune di Ponte di Legno, dalla confluenza dei torrenti Frigidolfo e Arcanello e sfocia nel lago d'Iseo (Comunità Montana di Valle Camonica, 2015). Dal lago d'Iseo poi riprende il suo corso per riversarsi nel Po in provincia di Mantova.

Il BSFO comprende superfici appartenenti giuridicamente a tre province distinte della regione Lombardia. La Provincia con maggior superficie è quella di Brescia, nella quale ricade gran parte della Val Camonica, a seguire c'è la provincia di Bergamo, che comprende la Val di Scalve e una minor parte della Val Camonica. Infine, una relativamente piccola porzione del bacino, che corrisponde a una parte di Pian di Gembro, si trova in provincia di Sondrio.

La Val Camonica è costituita da una superficie di 1510 km<sup>2</sup>, ha un andamento NE-SW, all'interno di questo territorio l'altitudine varia da Pisogne (190 m) al Monte Adamello (3539 m) ed è tipicamente divisa in Bassa Val Camonica, Media Val Camonica e Alta Val Camonica. La Val di Scalve ha una

superficie di 140 km<sup>2</sup> e varia in altitudine da 600 m a 2882 m del Monte Gleno. La porzione di Pian di Gembro appartenente all'aria di studio risulta pari a 3 km<sup>2</sup> ed è posta ad una quota media di 1350 m (Rielaborazioni su QGIS da Cartografia del Geoportale della Lombardia).

I substrati geologici sono principalmente di natura silicatica, tra questi i principali sono costituiti da rocce intrusive: la Tonalite presente nella maggior parte dell'area del parco dell'Adamello; i Micascisti sono tipici dell'intera Val di Corteno; lo Gneiss presente in alcune aree della media Valle. I substrati calcarei sono presenti nelle aree della media e bassa valle, in particolare nelle aree limitrofe al massiccio della Concarena e in buona parte della Val di Scalve, compresa l'area attorno al massiccio della Presolana. Situazioni intermedie si riscontrano nelle aree con rocce arenarie, presenti principalmente in Media Valle sulla sinistra orografica del fiume Oglio (Dati da carta litologica del Geoportale della Lombardia).

I regimi climatici variano notevolmente in base a quale parte del bacino si considera: questi hanno carattere oceanico (esalpico) nella porzione tipicamente collinare della Bassa Val Camonica, prealpino-alpino oceanico (mesalpico) nella Media Val Camonica e in Val di Scalve, alpino sub-continentale (endalpico) in Alta Val Camonica.

Le precipitazioni annue nell'area di studio hanno un'ampia variabilità, oscillando tra i 900 mm nelle aree endalpine a più di 1500 mm annui nelle aree esalpine evidenziando un gradiente decrescente di precipitazioni tra i distretti prealpini e quelli alpini (Mariani et al., 2001). In base al sistema delle zone climatiche, che si basa sui gradi giorno, l'area di studio ricade tra la Zona E e la F.

Facendo un confronto tra la distribuzione della superficie boscata all'interno delle varie tipologie forestali a scala regionale e a scala del BSFO (Figura 1) è subito evidente che alcune tipologie forestali assumono maggiore importanza nell'area di studio, mentre altre sono meno presenti.

La superficie ad *alneto* è abbondante nel BSFO a causa della frequente presenza di *Alnus alnobetula* a quote elevate su suoli silicatici, questa specie ha un portamento arbustivo e riesce in questo modo ad essere più resiliente in stazioni soggette a frequenti slavine.

Il *castagneto* risulta ampiamente presente sia in Lombardia che nell'area di studio a causa della rilevanza che questo ha assunto in passato per l'alimentazione e per il rapido accrescimento del legname. Questo molto spesso ha portato alla sua diffusione nell'areale delle querce caducifoglie, riducendo fortemente l'estensione di boschi di rovere (*Quercus petraea*) su suoli silicatici e, in minor misura, di roverella (*Quercus pubescens*) su suoli carbonatici.

La *faggeta* è invece scarsamente rappresentata rispetto alla media regionale (Geoportale della Lombardia), questo è dovuto alla gestione selvicolturale passata, caratterizzata da intense utilizzazioni forestali che hanno generato condizioni stazionali troppo eliofile e continentali, non più ottimali per il reinsediamento del faggio (*Fagus sylvatica*). Questa gestione ha infatti permesso la

maggior diffusione dell'abete rosso (*Picea abies*), o in alcuni casi, di aceri-tiglio-frassineti (*Acer pseudoplatanus*, *Tilia cordata*, *Fraxinus excelsior*).

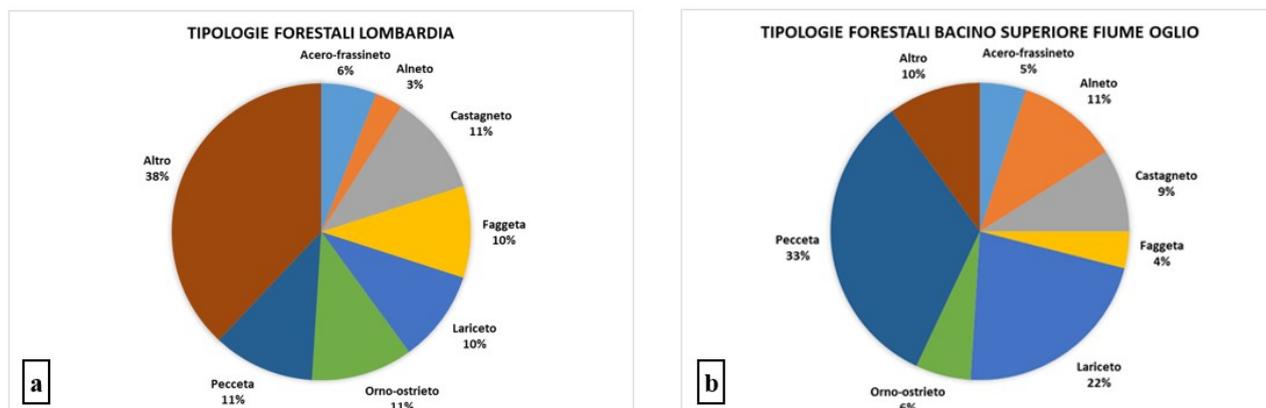


Figura 1 – Ripartizione percentuale delle superfici destinate alle principali tipologie forestali (a) della regione Lombardia, (b) nell'area di studio (Geoportale della Lombardia).

Il faggio permane soprattutto nelle stazioni più scomode e inaccessibili, dove l'elemento di disturbo antropico non è stato accentuato come in altre aree. Importante notare che la tipologia delle abetine, composta da *Abies alba*, ha subito la stessa sorte del faggio, e nei grafici di Figura 1 è rappresentata da una piccolissima porzione della categoria *altro*.

In Val Camonica la tipologia del *lariceto* (composta da boschi di *Larix decidua*) è stata favorita da varie concause, legate dall'attitudine eliofila e pioniera del larice. Queste caratteristiche hanno permesso il suo insediamento nell'areale tipico dell'abete rosso per la presenza di grandi superfici prive di soprassuolo a causa del prelievo elevato di legname nei periodi di guerra, dell'abbandono di molti prati-pascoli e del graduale innalzamento del limite del bosco. Il larice è stato incentivato anche nelle piantumazioni (Ducoli e Parco Adamello, 2016), grazie alle caratteristiche tecnologiche molto buone tipiche di questa essenza; infatti, non è raro trovare il larice chiaramente fuori areale.

La tipologia dell'*orno-ostrieto*, che presenta orniello (*Fraxinus ornus*) e carpino nero (*Ostrya carpinifolia*) come specie forestali dominanti, è stata storicamente favorita, a danno di boschi di querce latifoglie (nell'area di studio soprattutto *Quercus pubescens*), nelle formazioni gestite a ceduo, grazie alle buone capacità pollonifere delle due specie. Nel bacino di studio l'*orno-ostrieto* è presente nella destra idrografica del fiume Oglio, in bassa e media Val Camonica, in stazioni con substrati calcarei e suoli solitamente xerici o meso-xerici.

La tipologia forestale della *pecceta* è molto rappresentata nell'area di studio (Andreis et al., 2009), questo è dovuto all'habitat continentale e all'altimetria nel BSFO, che sono più favorevoli al peccio rispetto alla condizione media regionale. L'elevata diffusione delle peccete è anche dovuta allo sfruttamento elevato dei boschi nei periodi delle guerre, con tagli ampi, che hanno poi promosso l'insediamento di abete rosso, specie molto versatile. A questo si aggiungono i numerosi

rimboschimenti eseguiti nel secolo scorso che molto spesso avevano come soggetto principale l'abete rosso.

Nella categoria *altro* ricadono svariate tipologie minori che ricoprono meno del 5 % della superficie forestale del BSFO. Alcune tra le tipologie più importanti sono i querceti, gli abieteti, i robinieti, le formazioni riparie e i rimboschimenti.

### 1.1.1 Sequenze altitudinali

Nell'area di studio si notano comunità vegetali molto differenti su base climatica. Ad esempio, nei pressi del lago d'Iseo c'è la presenza di piante tipicamente mediterranee quali gli olivi e il *Laurus nobilis* (Arietti, 1968), mentre in altri ambienti sono presenti specie tipicamente orofite e subalpine. Con il variare dell'altitudine si possono identificare due principali sequenze di vegetazione differenziate in base al substrato su cui la vegetazione si trova. Queste due sequenze sono entrambe presenti nell'area di studio e si possono riconoscere anche dalla visione cartografica delle tipologie forestali del BSFO (Figura 2).

La sequenza più diffusa in termini di superficie è quella tipica di rocce silicatiche, che partendo dal piano collinare è caratterizzata da *Fraxinus ornus*, *Quercus petraea*, *Betula pendula*, *Castanea sativa*, ma anche *Pinus silvestris* e *Larix decidua*, diffusi anche a bassa quota. Nelle aree montane più piovose il faggio è stato a volte svantaggiato dall'intensa gestione forestale passata, a favore di boschi di aceri-tiglio-frassineti. L'estensione dei boschi di conifere è determinata dal clima, aumentano infatti nelle aree endalpine, a carattere più continentale (Cerabolini et al., 2012). Nella fascia subalpina l'abete rosso viene gradualmente ad essere sostituito dal larice e nelle aree più continentali anche dal *Pinus cembra*. A quote maggiori sono presenti alneti di *Alnus alnobetula*.

Sui substrati composti da rocce carbonatiche nella fascia collinare sono presenti *Ostrya carpinifolia*, *Fraxinus ornus* e *Quercus pubescens*, in alcune stazioni anche il *Pinus sylvestris* (Del Favero, 2002). Nella fascia collinare-montana sono presenti *Ostrya carpinifolia* e *Fagus sylvatica*. Nella fascia montana dei rilievi carbonatici si osserva *Fagus sylvatica* in purezza o soprattutto misto a *Picea abies* e ad *Abies alba*. Le foreste di conifere montane e subalpine su suoli subacidi e neutri sono presenti in zone con clima più umido, per diventare più sporadiche in aree più interne e continentali. (Caccianiga e Armiraglio, 2011).

### Tipologie forestali del Bacino superiore del fiume Oglio

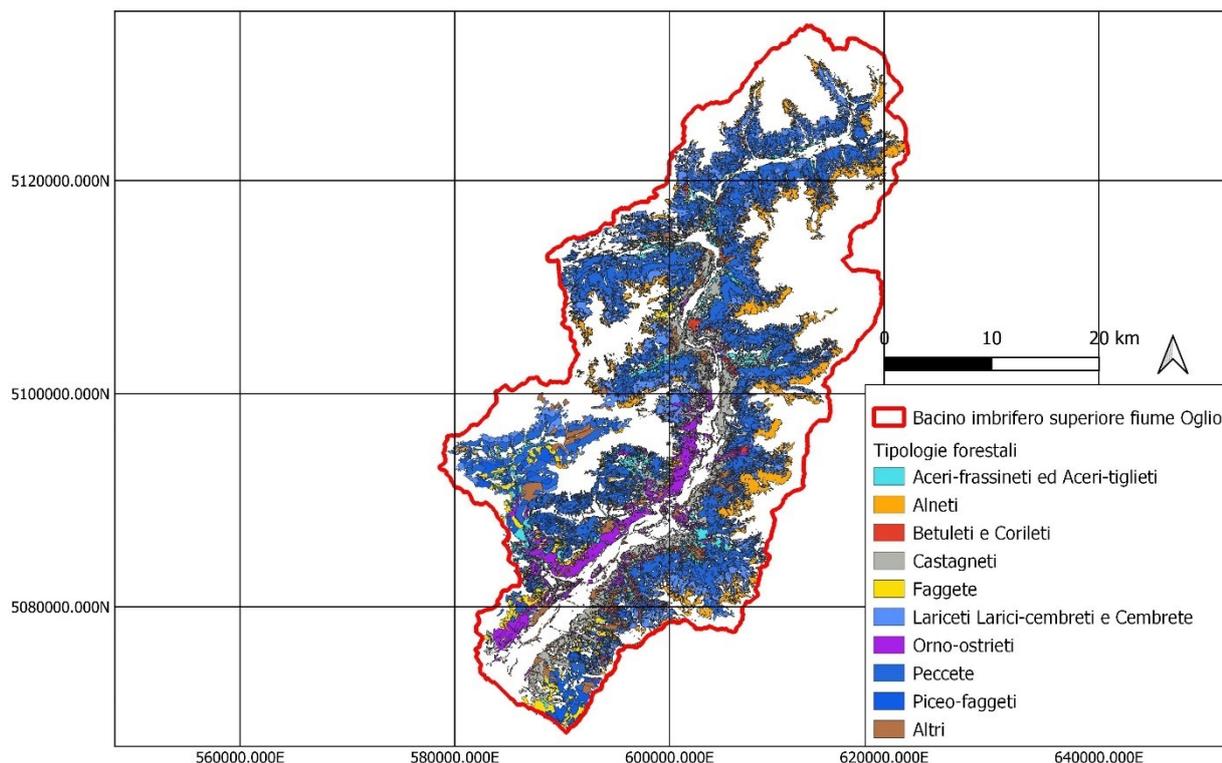


Figura 2 – Tavola QGIS delle Principali tipologie forestali presenti nel Bacino imbrifero superiore del fiume Oglio, dati provenienti dal Geoportale della Lombardia.

## 1.2 Ecologia dell'abete rosso

L'abete rosso o peccio (*Picea abies* L. H. Karst.), è una fanerofita arborea appartenente alla famiglia delle *Pinaceae*, può raggiungere anche i 35-40 m d'altezza, eccezionalmente sono stati misurati esemplari alti 60 m. *P. abies* ha una corteccia grigio-bruna desquamante, aghi sub-pungenti i coni subcilindrici sono penduli (Pignatti, 2017). L'abete rosso ha come optimum climatico aree con temperatura media annuale comprese tra 3 e 6° C, con 0° C di media a gennaio e febbraio e almeno 120 giorni di gelo, ed elevate esigenze idriche, con almeno 300 mm di precipitazioni nel periodo estivo (Bernetti, 1995). L'abete rosso si adatta a varie tipologie di suolo, restando però maggiormente competitivo nella fascia montana, soprattutto su suoli silicatici. Un altro fattore limitante per il peccio è il precario bilancio idrico invernale, dovuto soprattutto all'insufficiente assorbimento di acqua dal suolo gelato (Del Favero, 2002). *P. abies* è per sua natura un colonizzatore secondario, ma può essere sia un pioniere che una specie *climax* grazie alla sua elevata capacità di adattamento (San-Miguel-Ayanz et al., 2016).

L'abete rosso è ampiamente diffuso in Europa e il suo areale viene diviso in tre sezioni: il settore sarmatico-baltico, che comprende la Scandinavia, i paesi baltici e la Russia fino agli Urali; il settore ercinico-carpatico, che racchiude i Sudeti, alcune aree di Polonia, la Turingia e i Carpazi; il settore

alpino-balcanico, che occupa le Alpi, fino alla Macedonia, con nuclei isolati in Francia e Germania (Gellini e Grossoni, 1996).

L'abete rosso definisce la fisionomia della tipologia forestale delle peccete e dei piceo-faggeti. Le peccete sono presenti sulle Alpi in due principali categorie: le peccete montane e le peccete subalpine. Le prime si trovano a quote comprese tra i 900 e i 1600 m e presentano un accrescimento più rapido e maggiore, qui il peccio sviluppa fusti colonnari. Le seconde si trovano tra 1600 e 2000 m, caratterizzate da una crescita più lenta e frequentemente affiancate da altre fanerofite quali il larice e il pino cembro (Bernetti, 2015). Il piceo-faggeto è una formazione mista di abete rosso, faggio e una scarsa o nulla partecipazione di abete bianco. Questa tipologia forestale è una formazione più eterogenea, diffusa solitamente tra la regione del *Fagetum* freddo e il *Piceetum* caldo (Del Favero, 2002).

L' abete rosso si estende sulle Alpi in distretti ad elevata continentalità, pur essendo molto presente in aree a regime climatico oceanico (Caccianiga et al., 2008), la fascia altitudinale in cui è distribuito è tra i 1000 e i 1900 m. *P. abies* è stata largamente diffuso sulle Alpi per la sua rilevanza selvicolturale (Pignatti, 2017). L'abete rosso presenta maggiori coperture in Trentino-Alto Adige, Veneto, Friuli-Venezia Giulia e Lombardia, ha coperture inferiori ma comunque considerevoli in Piemonte e in Valle d'Aosta. Sono presenti pochi boschi relitti di abete rosso in Emilia-Romagna e Toscana (Fenaroli, 2017). Da notare che risultano presenti anche delle superfici di peccete in altre regioni del centro Italia, dovute soprattutto alla diffusione di questa specie tramite dei rimboschimenti (Tabella 1).

<b>Regione</b>	<b>Superficie (x10,000 m)</b>
Trentino A. A.	312,000
Veneto	96,700
Lombardia	88,300
Friuli V. Giulia	45,000
Piemonte	18,500
Valle d'Aosta	18,200
Emilia-Romagna	4,050
Toscana	1,450
Marche	372
Lazio	369
Liguria	366
Abruzzo	362

Tabella 1 – Superficie di foreste di abete rosso, ripartita nelle varie regioni (Dati da RaffaItalia, 2019).

In Lombardia le peccete presentano degli aspetti caratteristici che permettono una classificazione in base al regime climatico, sono state individuate due sequenze di associazioni al variare dell'altitudine. (Andreis et al., 2009)

Nella regione forestale endalpica le principali peccete individuate appartengono a tre associazioni, che sono:

- VERONICO LATIFOLIAE-PICEETUM Ellenberg & Klötzli 1974, tra i 1000 e i 1600 m di altitudine, caratterizzata da boschi montani di abete rosso, a struttura chiusa, coetaneiforme, ridotta copertura erbacea, *Larix decidua* con coperture limitate, occasionalmente *Sorbus aucuparia* e *Corylus avellana*, sono inoltre presenti *Veronica urticifolia*, *Vaccinium myrtillus*, *Luzula nivea* e *Hieraceum murorum*.
- LARICI-PICEETUM Ellenberg & Klötzli 1974, quest'associazione presenta una struttura chiusa ed eterogenea, con copertura di *Picea abies* generalmente superiore a 50 %, lo strato arbustivo è poco sviluppato, mentre quello erbaceo è consistente. Presenta *Larix decidua* e *Pinus cembra*, *Vaccinium myrtillus* e *Calamagrostis villosa*.
- LARICI-PINETUM CEMBRAE Ellenberg 1963, sono formazioni forestali aperte, con lo strato erbaceo ed arbustivo che raggiunge coperture elevate, specie caratteristiche sono *Rhododendron ferrugineum*, *Vaccinium vitis-idaea*.

Nella regione mesalpica sono presenti altre associazioni di boschi di abete rosso, che sono rispettivamente:

- CALAMAGROSTIO ARUNDINACEAE-PICEETUM Andreis 2009, che comprende peccete con alta copertura dello strato arboreo, uno strato erbaceo e di briofite abbastanza consistente. L'abete rosso è la specie arborea più presente, frequentemente si trova *Betula pendula* e occasionalmente il *Larix decidua*, infine c'è una buona presenza di *Calamagrostis arundinacea*, *Oxalis acetosella* e di *Corylus avellana*.
- CALAMAGROSTIO VILLOSAE-ABIETETUM Andreis 2009, che comprende boschi chiusi di abete bianco, di abete rosso e occasionalmente larice, con struttura solitamente isodiametrica. Altre specie ricorrenti sono *Sorbus aucuparia*, faggio e da *Rhododendron ferrugineum*, *Calamagrostis villosa* e *Luzula sylvatica*.
- LUZULO NIVEAE-PICEETUM Andreis 2009, che comprende peccete subalpine dei climi suboceanici con *Picea abies*, discreta la frequenza, seppur con copertura ridotta, di *Larix decidua* nello strato arboreo. Sono inoltre presenti *Sorbus aucuparia*, *Abies alba* e sporadicamente *Rhododendron ferrugineum*, *Vaccinium myrtillus* e *Alnus alnobetula*. Lo strato erbaceo è composto da *Calamagrostis villosa*, *Luzula nivea* e *Luzula sylvatica*.

- ASTRANTIO MINORIS-LARICETUM DECIDUAE Andreis 2009, che include formazioni aperte a dominanza di larice e abete rosso, sono ben rappresentati gli strati erbacei ed arborei. È presente *Sorbus aucuparia* e nello strato arbustivo *Rhododendron ferrugineum*, *Alnus alnobetula* e *Rubus idaeus*. Nello strato camefitico-erbaceo le specie più frequenti e caratterizzanti sono *Vaccinium myrtillus*, *Astrantia minor*, *Avenella flexuosa*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Gymnocarpium dryopteris*, *Luzula nivea* e *Prenanthes purpurea*.
- VACCINIO VITIS-IDAEAE-PINETUM Mayer & Hoffman 1969, che è un'associazione che comprende le pinete xerofile e acidofile a pino silvestre. Sono boschi aperti, con buona copertura dello strato camefitico-erbaceo, e presentano uno strato abbondante di briofite. Nello strato arboreo oltre al *Pinus sylvestris*, dominante, sono frequenti *Picea abies*, *Larix decidua*, *Betula pendula* e, a quote più basse, *Quercus petraea*. Altre specie frequenti sono *Frangula alnus*, *Rhododendron ferrugineum* e varie altre *Ericaceae* (Andreis et al., 2009).

Nelle peccete oroboreali i principali fattori di disturbo naturali sono disturbi da vento, da incendi e disturbi biotici da attacchi fungini e insetti. Le successioni vegetali in seguito al verificarsi di un disturbo sono complesse e variano molto in base al verificarsi o meno dell'esbosco del materiale legnoso rimasto in bosco, in quanto questo comporta un aumento della continentalità della stazione, favorendo specie eliofile.

I disturbi da vento si verificano mediamente ogni 150-200 anni e tramite lo sradicamento causano un motivo a mosaico che aumenta la diversità floristica. La foresta di conifere in seguito all'evento di disturbo attraversa degli stadi di boschi decidui con la presenza di betulla, sorbo e pioppo tremolo (*Populus tremula*).

I disturbi da vento e da insetti sono talvolta collegati, in quanto il disturbo da vento causa l'accumulo di grandi quantità di legname di alberi atterrati (Grodzki, 2006), che rimane in loco per molto tempo e rappresenta un ottimo substrato per lo sviluppo rapido di insetti (tipicamente scolitidi), generandone un aumento della popolazione. Occorre precisare che nel caso in cui gli scolitidi, che hanno attaccato l'albero (atterrato o in piedi), abbiano già abbandonato la pianta, l'esbosco del legname potrebbe essere loro favorevole, in quanto non permetterebbe lo sviluppo di antagonisti naturali degli scolitidi che naturalmente si insiederebbero sulle piante morte (Gromtsev, 2002).

La tempesta Vaia è stata una forte tempesta che si è abbattuta in Italia, Francia Austria e Svizzera tra ottobre e novembre 2018, i venti generati da questo fenomeno hanno raggiunto velocità di 200 km/h (Motta et al., 2018). In Italia questo evento ha interessato un'areale ricadente all'interno di 494 comuni, raggiungendo una superficie forestale schiantata media pari al 3 % della superficie forestale comunale, con punte del 47% in alcuni comuni (Chirici et al., 2019). La tempesta ha portato ad una completa distruzione di circa 42.525 ha di bosco nell'arco alpino italiano, per un totale stimato di

8.500.000 m<sup>3</sup> di legname a terra (Chirici et al., 2019). La superficie maggiormente colpita si trova nel Trentino-Alto Adige (22.000 ha), a seguire il Veneto (12.000 ha), e infine il Friuli-Venezia Giulia e la Lombardia (con circa 4.000 ha per ogni regione) (RaffItalia, 2019). Una buona parte dei boschi schiantati durante la tempesta Vaia sono boschi di abete rosso e, in misura minore, di larice e faggio. Questo è in parte dovuto all'effetto vela che il peccio, in quanto sempreverde, svolge anche durante l'inverno (Andreatta, 2019), ma è anche connesso allo sviluppo superficiale dell'apparato radicale di questa specie (Gellini e Grossoni, 1996). L'instabilità meccanica risulta inoltre collegata all'invecchiamento del soprassuolo causato dalla scarsa gestione forestale. Le piante, infatti, soprattutto su suoli poco profondi, ricchi di scheletro e in forte pendenza, non sono ancorate efficacemente al suolo (Andreatta, 2005), infine l'assenza di diradamenti ha portato allo sviluppo di piante con coefficienti di snellezza eccessivamente elevati. Oltre alla grande superficie di peccete schiantate, Vaia è stato uno dei fattori che hanno promosso la pullulazione di *Ips typographus* in Nord Italia.

In una pecceta colpita da scolitidi avviene un evento di disturbo con intensità che può variare da medio a grande. La vegetazione arborea può diventare totalmente o parzialmente morta, in base alla composizione specifica della pecceta presa in questione. La chioma degli abeti rossi subisce dapprima un ingiallimento, poi un arrossamento (Figura 3-e), comincia ad avvenire un distacco degli aghi quando questi sono ancora verdi (Del Favero et al., 2019) e ciò causa un maggior accesso di luce al suolo. L'ingresso di maggior luce favorisce uno sviluppo erbaceo e arbustivo molto marcato, in particolare è stato osservato un forte sviluppo del genere *Rubus* spp. (Figura 3-a), o a volte nelle aree con un'illuminazione intermedia la rinnovazione arborea (Figura 3-c; Figura 3-d). Un altro fenomeno osservato è l'emissione di rami epicormici da parte di alberi sopravvissuti, soprattutto latifoglie e *Abies alba* (Figura 3-b). L'avvento del bostrico porta la vegetazione ad uno stadio meno sviluppato e maggiormente dinamico, con riduzione del *Carbon stock* (Carbonio immagazzinato in un ecosistema) e del *Carbon sink* (Carbonio sequestrato annualmente dall'atmosfera). L'attacco di bostrico a peccete può agire come fattore ecologico, in quanto permette la rinnovazione del soprassuolo forestale.

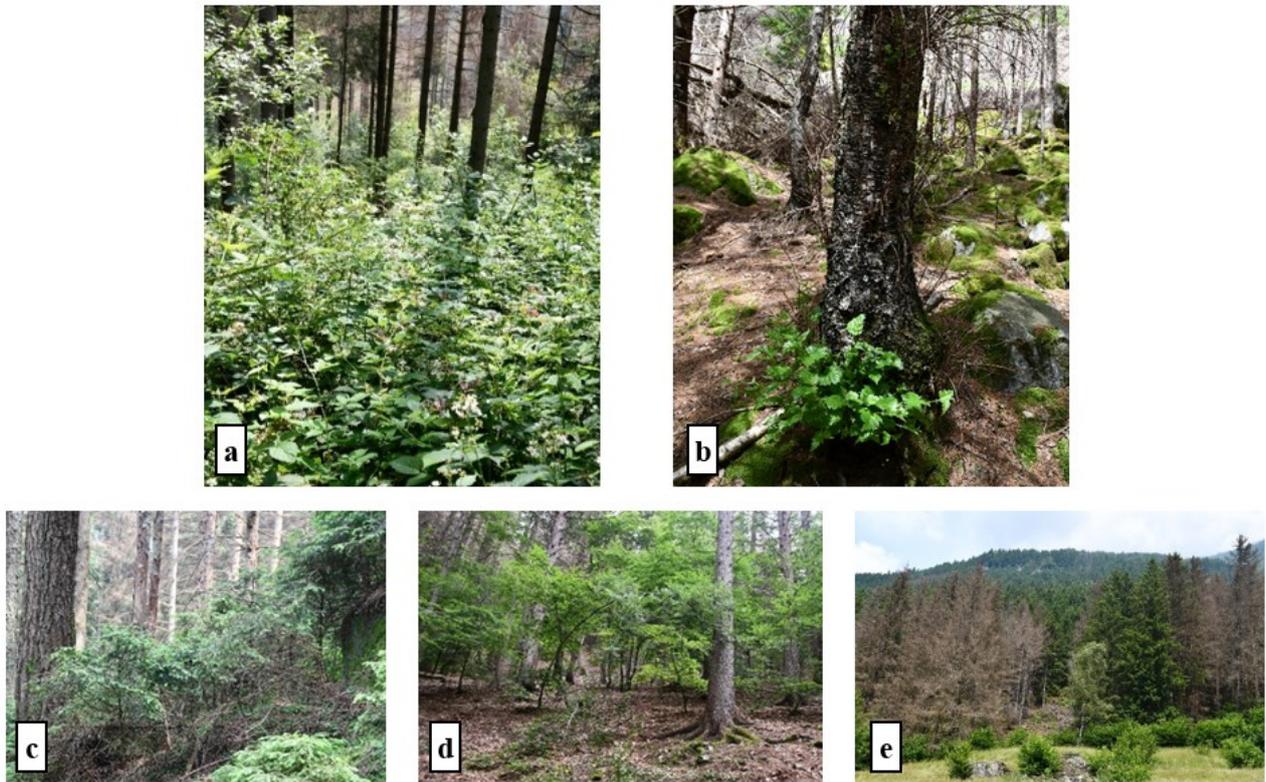


Figura 3 – Dinamiche presenti in aree colpite da bostrico. (a) diffusione di *Rubus* spp. (b) emissione di polloni e di rami epicormici da parte di *Betula pendula*. (c) Rinnovazione di *Picea abies*. (d) rinnovazione di *Fagus sylvatica*. (e) Pecceta recentemente colpita da bostrico, con piante d’abete con colorazioni rossastre e altri attaccati proprio nel momento della foto.

### 1.3 Il bostrico

Il bostrico tipografo, *Ips typographus* (L.) (Coleoptera, Scolytidae) (Linnaeus, 1758) è una specie poligama che rappresenta da sempre una delle più gravi minacce per le peccete eurasiatiche ed è decisamente lo scolitide più distruttivo delle foreste di conifere in Europa. Gradualmente la sua presenza si è intensificata a causa del cambiamento climatico, causando perdite per milioni di metri cubi di legname nelle foreste centroeuropee (Christiansen e Bakke, 1988; Hlásny et al., 2021). Questo insetto è presente in Italia nell’arco alpino, in Toscana e Calabria (Baronio e Baldassari, 1997).

Il bostrico è un coleottero xilofago bruno-nerastro di piccole dimensioni, che presenta delle striature lungo le elitre tipiche degli scolitidi (Figura 4). *I. typographus* si iberna da adulto al di sotto dello strato corticale o nella lettiera circostante all’albero, preferendo in genere piante adulte e mature di età superiore a 60-80 anni (Battisti, 2023). Sverna in seguito da adulto e quando la temperatura è compresa tra i 16,5 ° C e i 26 ° C l’insetto può andare a ricercare una nuova pianta, arrivando a compiere una distanza di volo attiva che supera i 500 m (Wermelinger, 2004).



Figura 4 – *Ips typographus* adulto, si possono apprezzare le striature lungo le elitre (fonte M. Lurc, Università di Lubiana). La diffusione del bostrico può avvenire attraverso la modalità *spot growth*, che comporta l'espansione dei centri di infezione o tramite lo *spot proliferation*, che consiste nella nascita di tanti punti di inoculo lontani da quello originario. Questa seconda strategia risulta maggiormente pericolosa perché permette una più rapida diffusione dell'insetto.

La femmina individua l'albero in cui si riprodurrà ed emette dei feromoni di aggregazione, che permettono di richiamare su un unico albero una popolazione di scolitidi sufficiente per superare le difese dell'ospite, già debole per altre ragioni (Boone et al., 2011). A questo punto il maschio viene attratto dai feromoni sessuali della femmina e nel vestibolo le femmine vengono fecondate, queste poi scaveranno le gallerie materne, che seguono la direzione delle fibre del legno. Ai lati delle gallerie materne vengono deposte le uova, che in seguito all'apertura generano delle larve che in questa fase si nutrono di floema (Figura 5).



Figura 5 – Foto che evidenzia le gallerie che si sviluppano nello strato sottocorticale, sono ben visibili le gallerie materne, il vestibolo e le gallerie larvali, più piccole delle prime (fonte L. Giupponi).

Le larve producono delle gallerie perpendicolari alla galleria materna, che vanno a limitare fortemente il trasporto vascolare del peccio attaccato. Quando la nuova generazione di scolitidi ha completato lo sviluppo postembrionale questi escono dallo strato sottocorticale, alla ricerca di un altro ospite. A seconda dell'ambiente si osservano da una a tre generazioni, mediamente due. Avviene un'alternanza di fasi in cui l'insetto è all'interno dell'albero a brevi fasi in cui l'insetto adulto è alla ricerca di un nuovo albero (Figura 6), ogni femmina adulta è in grado di produrre mediamente 80 uova (Wermelinger, 2004).

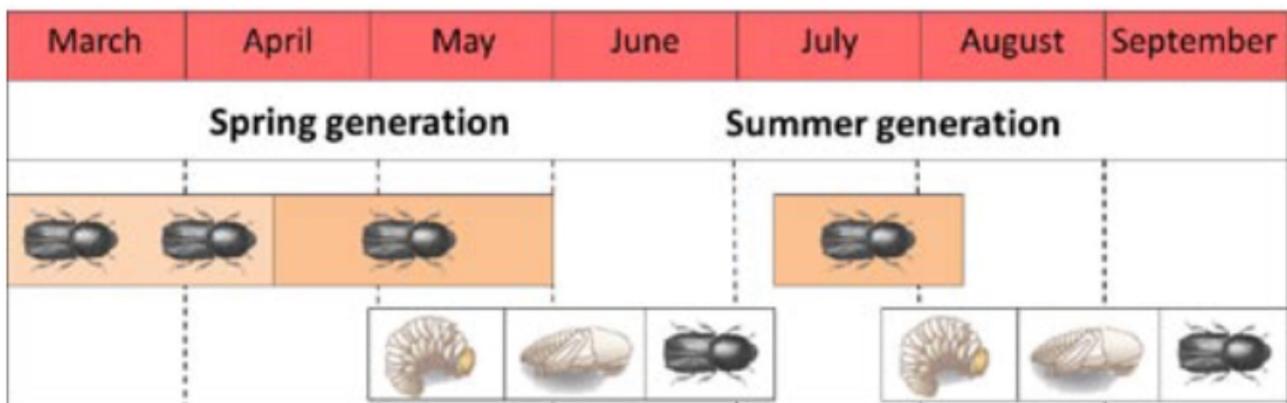


Figura 6 - Ciclo vitale generalizzato del bostrico dell'*I. typographus*, in media ha due generazioni all'anno, una primaverile e una estiva (fonte Felicijan et al., 2015).

Il legname attaccato da bostrico subisce rapidamente delle alterazioni nell'aspetto, assumendo infatti delle striature blu, queste alterazioni del legname non sono dovute all'insetto ma bensì alla simbiosi con il fungo ascomicete *Ophiostoma polonicum* (Furniss et al., 1990). L'attacco dell'ascomicete ha un ruolo fondamentale nel devitalizzare rapidamente l'albero attaccato (Six e Wingfield, 2010). Queste modificazioni qualitative determinano una leggera riduzione del valore del legname di piante attaccate dal bostrico.

Fino ad ora sono conosciute tre strategie di difesa dell'albero (Franceschi et al., 2000): la difesa costitutiva, che è basata sull'anatomia interna della corteccia e sullo stato fisiologico dell'albero; le difese indotte, che consistono in mezzi di difesa di tipo fenolico o terpenico (Netherer et al., 2024); le resistenze acquisite per via sistemica (*SAR*), che si riferiscono ad un cambiamento metabolico nella pianta in seguito ad un attacco da bostrico al quale la pianta è sopravvissuta (Franceschi et al., 2005). Quest'ultima modalità di difesa è molto importante in quanto rende l'albero più resistente ad eventuali futuri attacchi da scolitidi (Felicijan et al., 2015).

La diffusione del bostrico è collegata alla distribuzione spaziale dell'abete rosso (Økland et al., 2015), Faccoli e Bernardelli (2014) hanno individuato una relazione tra le categorie di boschi di abete rosso e l'intensità degli attacchi da *I. typographus*. I danni sono stati molto superiori in piantagioni fuori dall'areale naturale dell'abete rosso, in aree riforestare con elevate densità e in peccete montane, sotto

i 1300 m. Le categorie che hanno subito meno danni sono invece le peccete subalpine, le peccete miste ad altre conifere o ancora meno in peccete miste ad altre conifere e latifoglie (Faccoli e Bernardelli, 2014).

La popolazione del bostrico può variare notevolmente passando da una fase endemica, in cui sono presenti pochi scolitidi e c'è una bassa mortalità di alberi, soprattutto tra quelli deperienti o atterrati, a una fase epidemica in cui ci sono molti insetti e una forte mortalità degli alberi. La variazione della popolazione da una fase all'altra è connessa con fenomeni ambientali (Økland et al., 2015; Hlásny et al., 2021).

Le pullulazioni del bostrico, così come degli altri scolitidi, hanno evidenziato una relazione con la temperatura ambientale (Marini et al., 2016; Bentz e Jonsson, 2015), in quanto con una variazione di temperatura da 15° C a 30° C la velocità di alcune fasi di sviluppo post-embrionale diminuisce notevolmente, soprattutto nelle fasi di uovo e di pupa (Wermelinger e Seifert 1998). È stato rilevato da Wermelinger e Seifert (1999) che il tasso di crescita della popolazione di *I. typographus* è massimo per temperature corrispondenti a 30 ° C. L'aumento delle temperature estive e periodi di siccità anomali rendono altamente vulnerabili agli attacchi di bostrico le piante di abete rosso situate in stazioni in cui queste condizioni climatiche sono frequenti (Andrus et al., 2021; Tikkanene Lehtonen, 2023; Økland e Berryman, 2004). Il valore soglia delle precipitazioni estive sembrerebbe essere di 500 mm, al di sotto del quale l'attacco è probabile (Marini et al., 2012). Un altro importante fattore regolativo della popolazione di scolitidi di *I. typographus* è la temperatura invernale, gli insetti che svernano sugli alberi atterrati hanno un tasso di mortalità di circa il 50% per temperature dell'aria di -10 °C (Faccoli, 2002).

È stata riscontrata una relazione tra le caratteristiche del soprassuolo e gli attacchi di scolitidi, infatti il bostrico predilige soprassuoli maturi, con età elevata (Pulgarin et al., 2024), almeno di 60-80 anni secondo Battisti (2023). I soprassuoli più fragili risultano essere quelli coetaneiiformi e monospecifici. Il tasso di crescita delle popolazioni dell'insetto è influenzato anche dalla densità di individui, difatti se c'è un'alta densità intraspecifica sono presenti dei meccanismi che causano la riduzione nell'accoppiamento. Un altro aspetto che è collegato all'andamento della popolazione di bostrico è il verificarsi di eventi di schianti da vento (Økland et al., 2015) causati da fenomeni atmosferici quali forti tempeste, venti di notevole intensità e abbondanti neviccate, soprattutto se il 95 % del legname schiantato non è prontamente rimosso dal bosco (Dobor et al., 2019).

Per il controllo delle popolazioni di bostrico in Italia si stanno svolgendo dei monitoraggi a scala regionale tramite l'uso delle trappole a feromoni. I mezzi di lotta per questo insetto sono in parte dati dalle strategie preventive come il pronto esbosco di alberi atterrati dal vento o colpiti da bostrico, ma anche il ringiovanimento e il rinnovamento dei soprassuoli forestali permette di favorire le specie

vegetali più adatte in ciascun areale, grazie ad una selezione dovuta alla competizione. Sono impiegate di frequente anche le cataste esca, che vengono prontamente rimosse dal bosco prima che la nuova generazione sfarfalli, ottenendo una riduzione della fonte d'inoculo.

Si stanno sempre più diffondendo strategie di cattura massale, assieme a strategie di *push and pull*, che consistono nell'attrarre il bostrico in boschi di latifoglie posizionando dei *dispenser* che emettono l' $\alpha$ -Pinene, composto chimico che attira gli insetti, e allo stesso tempo emettitori di sostanze chimiche tipicamente emesse da delle latifoglie nelle peccete, in modo da allontanare lo scolitide dai boschi di conifere (Schlyter, 2012). Quest'ultima strategia è efficace ma molto dispendiosa, risulta quindi applicabile esclusivamente in contesti di rischio particolarmente elevato.

#### 1.4 La fitosociologia

La Fitosociologia, o più correttamente Fitocenologia, è una disciplina relativamente giovane che ha avuto inizio in Europa nei primi decenni dell'ultimo secolo con il botanico ed ecologo svizzero Josias Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1964). Questa disciplina si occupa dello studio e la descrizione delle associazioni vegetali e ha come obiettivo lo studio delle comunità vegetali. Una comunità vegetale è definita come l'insieme delle specie che occupano uno spazio definito e si relazionano tra di loro. Le interazioni che hanno le varie specie possono essere di tipo positivo, indifferente oppure competitivo. Ogni specie ha la propria nicchia ecologica, rappresentata dai limiti fisiologici alla crescita di questa (Landolt et al., 2010), pertanto le specie appartenenti ad una stessa comunità biotica hanno le proprie nicchie ecologiche che, pur non coincidendo necessariamente del tutto, si sovrappongono (Pignatti, 1995).

Le comunità vegetali subiscono varie dinamiche interne. Alcune tipologie di variazioni delle fitocenosi possono avvenire tramite processi oscillatori, come ad esempio le fluttuazioni o le degenerazioni e rigenerazioni (Cristea et al., 2004). Le fluttuazioni possono avere una frequenza stagionale o essere meno frequenti e sono spesso causate da deboli perturbazioni. Solitamente la dinamica di degenerazione e rigenerazione avviene attraverso un "ciclo a caduta e ripresa", con oscillazioni, che possono essere più o meno ampie in base alla resilienza dell'ecosistema. La fase di degenerazione comporta generalmente un diradamento dello strato arboreo, alcune specifiche tipologie di degenerazione sono la monotipizzazione, la fruticizzazione, il ringiovanimento delle fitocenosi, il coniferamento e la neofitizzazione. La rigenerazione è una fase di durata variabile, che è solitamente più lenta della degenerazione. La sua durata è direttamente proporzionale ai valori di fertilità stagionale e di percentuale di specie ruderali.

Le fitocenosi possono mutare anche attraverso dei processi direzionali, che comportano trasformazioni maggiori e irreversibili. Tra i principali processi direzionali c'è quello della successione, che può essere successione primaria se avviene l'insediamento di una comunità vegetale

su un suolo nudo, o successione secondaria, che comporta l'evoluzione del complesso primario in seguito ad un evento di disturbo (Pignatti, 1995). Sintetizzando la dinamica delle fitocenosi da una condizione di suolo nudo a una condizione stabile questa comporta il passaggio per molti stadi intermedi. Lo stadio di colonizzazione, che consiste nell'insediamento delle varie specie vegetali è nell'inizio della fitocenogenesi. C'è in seguito lo stadio di aggregazione, in cui gli individui si organizzano in gruppi, per poi passare per lo stadio di competizione e di consolidamento, nel quale cominciano a essere presenti molte interazioni e una forte competizione. Le fitocenosi subiscono ora una fase di stabilizzazione, causata dalla dominanza (Clements, 1916), che permette di omogeneizzare la composizione floristica e la struttura. Così le fitocenosi raggiungono uno stato che comporta la massima informazione e massima produzione di biomassa.

Questo stadio, anche definito stadio *climax*, non si può intendere come un punto finale poiché la vegetazione subisce delle successioni e delle trasformazioni che vanno a modificarla. Il concetto di *climax* è variato nel tempo e oggi si parla di *poli-climax*, diviso in vari stadi. Un altro importante processo direzionale è quello della regressione, che comporta una graduale semplificazione delle associazioni vegetali (Cristea et al., 2004).

In base al patrimonio biologico presente in un luogo e all'insieme dei fattori ambientali, un'area ha una determinata vegetazione potenziale, che non è necessariamente la vegetazione reale. Diversi fattori possono incidere su una data area, primo tra tutti l'impatto antropico, che porta alla formazione della vegetazione effettiva. Lo studio delle comunità permette di ottenere in maniera indiretta delle caratteristiche ecologiche di un dato ambiente.

lo strumento di campionamento della fitosociologia è il rilievo fitosociologico, in cui si individuano delle aree da studiare nelle quali identificare le specie presenti e l'abbondanza di queste, ovvero una nozione quantitativa sulla presenza delle varie specie.

I campionamenti delle comunità vegetali avvengono attraverso dei metodi di rilevamento, che possono essere soggettivi od oggettivi, e avere un approccio riduzionistico (con rilievi di circa 1 m<sup>2</sup> che si soffermano solitamente sulle singole specie) o un approccio olistico (con rilievi di 100 m<sup>2</sup>, che hanno l'obiettivo di campionare in una volta l'intera comunità). La dimensione delle aree di saggio varia in base al soggetto di campionamento, e solitamente è maggiore in boschi e in altre aree povere di specie, mentre è minore nello studio di vegetazioni erbacee (Westhoff e Van der Maarel, 1973).

Il rilievo fitosociologico deve essere svolto nel periodo di massimo sviluppo delle fitocenosi, che di solito coincide con il periodo primaverile ed estivo. In alcune associazioni il valore di coperture delle singole specie può variare in base al periodo in cui si svolge il rilievo. La struttura dell'area di saggio viene divisa in strati, che sono solitamente quattro: lo strato arboreo, quello arbustivo, lo strato erbaceo e infine lo strato di briofite (Westhoff e Van der Maarel, 1973).

## 2 Scopo del lavoro

Questo studio ha l'obiettivo di individuare eventuali relazioni tra distribuzione di piante d'abete rosso infette da bostrico e le fasce altitudinali del BSFO. Inoltre, l'elevazione altitudinale si prefigge di analizzare dal punto di vista floristico-vegetazionale ed ecologico le comunità vegetali che si stanno insediando nelle aree soggette ad attacchi da bostrico al fine di valutare se si stanno sviluppando fitocenosi con composizione floristica ed esigenze ecologiche differenti rispetto alle peccete controllo.

I risultati di tale analisi saranno utili a comprendere la dinamica della vegetazione nelle aree colpite da bostrico, quindi, supportare uno sviluppo futuro per queste aree e fornire consigli su una gestione forestale naturalistica adeguata e sostenibile, che consideri e asseconi le odierne caratteristiche ambientali e gli attuali processi ecologici che gravano sull'area di studio.

### 3 Materiali e metodi

#### 3.1 Analisi dei dati delle foreste colpite da bostrico

Una parte consistente dell'attività è stata svolta mediante l'utilizzo del *software QGIS*, con il quale è stato possibile apportare modifiche a un *File* vettoriale, prelevato dal Geoportale della Regione Lombardia, che riportava la mappatura dei poligoni delle aree colpite da bostrico in Lombardia a seguito della tempesta Vaia (aggiornato all'anno 2021). Dell'insieme dei poligoni presenti nel file (760 poligoni, per una superficie totale di circa 2070 ha) sono stati conservati esclusivamente i dati dei poligoni appartenenti al BSFO, 241 poligoni per un totale di circa 735 ha di bosco (pari a circa il 35 % della superficie bostricata registrata livello regionale).

Grazie al *software QGIS* è stato possibile aggiungere degli attributi al *file* vettoriale tramite l'addizione di campi compilati in base alle necessità di elaborazione. Gli attributi da integrare sono stati rilevati attraverso la sovrapposizione del *file* vettoriale delle aree bostricate con altre cartografie (vettoriali o *raster*) quali il *Digital Elevation Model (DEM)*, la Carta Tecnica Regionale (CTR), la Carta delle tipologie forestali e la Carta delle destinazioni selvicolturali (Geoportale della Lombardia).

Gli attributi aggiunti al *file* vettoriale per ciascun poligono sono: l'altitudine media, l'esposizione, la pendenza media, la tipologia forestale più diffusa e la principale destinazione selvicolturale. I dati così ottenuti sono stati fondamentali per lo svolgimento di diverse rielaborazioni finalizzate all'individuazione delle caratteristiche d'interesse.

Di seguito viene riportato per ogni nuovo attributo aggiunto al *file* vettoriale le modalità con cui è stato estrapolato.

Altitudine media del poligono: è stata ottenuta dalla sovrapposizione del *layer* delle aree bostricate con il *Digital Elevation Model*, ovvero un *file raster* che fornisce il valore di altitudine media stimato per ogni cella. Da questi è stato possibile ottenere l'altitudine media per ciascun poligono tramite l'impiego dello strumento *QGIS* "statistiche zonali".

Esposizione: è stata rilevata per ogni poligono mediante il confronto con la CTR. Essendo l'esposizione variabile all'interno del poligono, al fine di ottenere un dato medio si è reso necessario eseguire diverse misurazioni per ogni poligono. La misurazione in gradi (°) ottenuta è stata approssimata alla decina.

Pendenza: è stata ricavata a partire dalla carta *DEM* per giungere ad un *file raster* delle pendenze, espresse in gradi, e da questo tramite lo strumento "statistiche zonali" è stato possibile ottenere un valore di pendenza medio per ciascun poligono.

Tipologie forestali: è stata rilevata sovrapponendo il *layer* delle tipologie forestali della Regione Lombardia ai poligoni delle peccete colpite da bostrico.

Destinazioni selvicolturali: è stata rilevata sovrapponendo il *layer* delle destinazioni selvicolturali della Regione Lombardia ai poligoni delle peccete colpite da bostrico, in modo da individuare la principale vocazione selvicolturale di ciascun poligono.

L'esposizione e l'altitudine sono state impiegate in seguito per calcolare l'altitudine media ponderata in base alla superficie in ognuno degli otto punti cardinali principali.

Contemporaneamente a queste prime attività sono state portate avanti altre elaborazioni sul *software QGIS* che integrando i dati del *file* vettoriale delle Tipologie forestali relativo alle peccete del BSFO con il *DEM* hanno permesso di ottenere un *file* vettoriale contenente vari poligoni ognuno dei quali racchiude la superficie di boschi di abete rosso presenti in un *range* altimetrico di 50 m (Figura 7). I dati ottenuti da quest'attività sono stati fondamentali per compiere una comparazione per ciascuna fascia altitudinale tra la superficie di boschi di abete rosso sani e colpiti da bostrico.

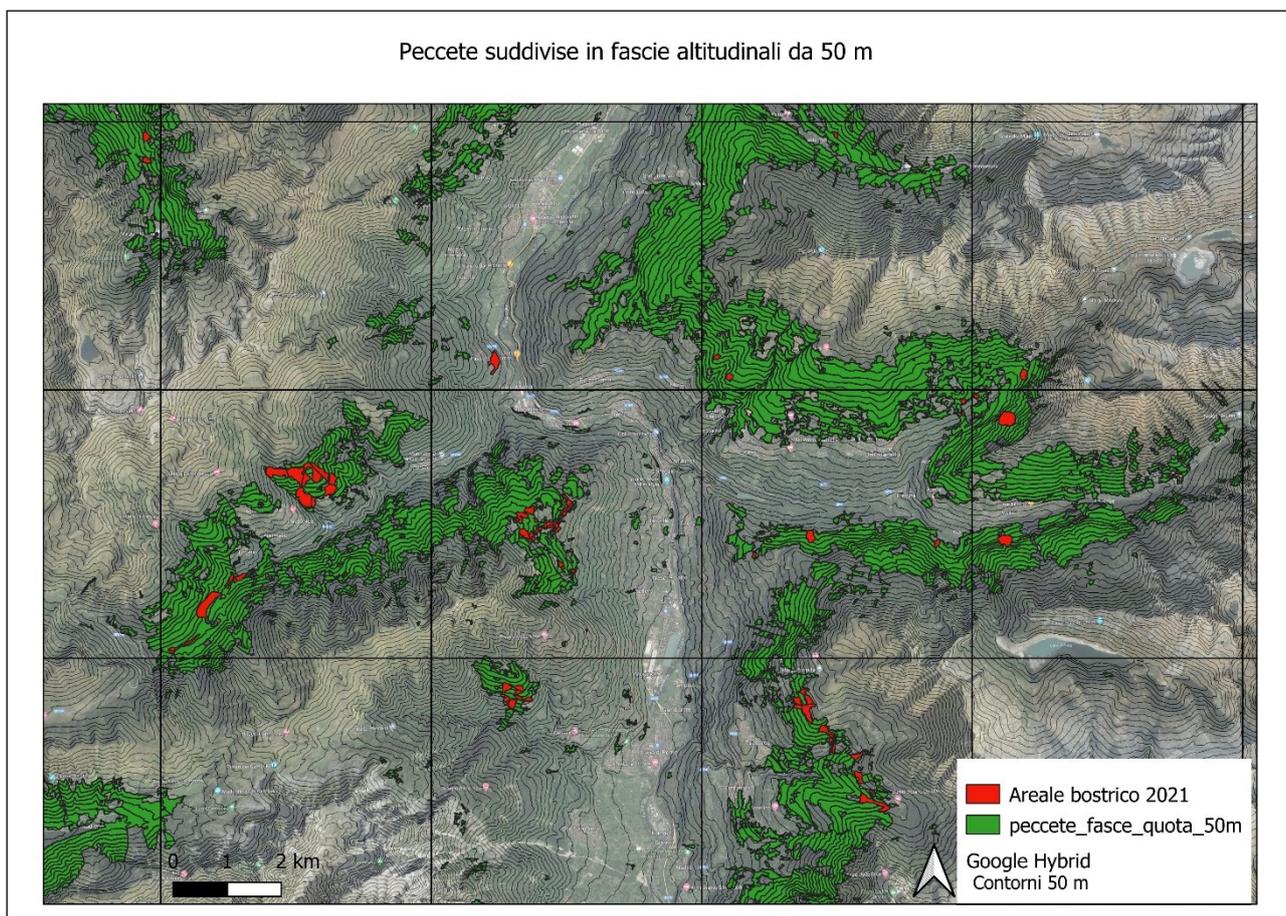


Figura 7 – Particolare della media Val Camonica, in cui è possibile notare le peccete suddivise in poligoni in base a fasce altitudinali da 50 m, Sono riportate anche le aree colpite da bostrico del *file* vettoriale sul Geoportale della Lombardia. Sullo sfondo in trasparenza è presente la cartografia di *Google Hybrid* e le isoipse ogni 50 m estratte dal *DEM*.

I dati per ogni area bostricata sono stati esportati in *Excel*, e tramite l'utilizzo di *tabelle pivot* i poligoni delle peccete colpite da bostrico sono stati raggruppati in base a fasce altitudinali ed è stata individuata la frequenza di aree bostricate e la superficie per ogni fascia altimetrica.

Il presente studio ha cercato di individuare una possibile relazione tra la superficie bostricata e la radiazione globale annua teorica. Come già citato lo sviluppo del bostrico è influenzato dalle alte temperature e secondo la legge dell'obliquità, l'energia termica e fotonica che raggiunge una determinata superficie è direttamente proporzionale al coseno dell'angolo di incidenza (Grassi, 2015). Tramite i parametri di coordinate geografiche, pendenza ed esposizione è stato possibile calcolare la radiazione globale annua teorica che raggiunge la superficie presa in esame  $\left[\frac{MJ}{m^2}\right]$ . Per calcolare la radiazione incidente globale annua è stato usato il sito [Solaritaly.Enea](http://Solaritaly.Enea), che utilizza il modello ENEA-SOLTERM per calcolare la radiazione che raggiunge diverse superfici in base a vari parametri. Nonostante questo calcolo non tenga conto ragionevolmente della radiazione annua al netto della quota di radiazione schermata da fenomeni di nuvolosità o delle irregolarità di esposizione e di pendenza presenti nelle aree bostricate, i dati ottenuti risultano un indicatore utile in quanto permettono di analizzare la relazione tra aree bostricate e radiazione globale incidente. È stato inoltre individuato il coefficiente di riflessione del suolo, tramite lo studio di Grassi (2015), che riporta per il bosco di conifere un unico coefficiente, pari a 0.07. Una volta calcolata la radiazione globale annua per ogni poligono sono state individuate delle fasce di radiazione globale annua e misurata la superficie totale ricadente all'interno di ogni fascia.

## 3.2 Analisi della vegetazione

### 3.2.1 Rilievi fitosociologici

In questo studio è stata svolta un'analisi fitosociologica mediante la realizzazione di rilievi fitosociologici, la loro analisi e l'applicazione e degli indicatori ecologici al fine di poter comprendere meglio alcune dinamiche che avvengono nelle fitocenosi.

Con l'ausilio dell'Ortofoto 2021 (Geoportale della Lombardia) e di altri strumenti quali *Google Hybrid* sono state selezionate undici macroaree in cui sono stati svolti dei campionamenti delle comunità vegetali in peccete colpite da *Ips typographus* e in peccete limitrofe ancora intatte (controlli). Le macroaree sono state individuate in modo che fossero omogeneamente distribuite all'interno dell'area di studio (Figura 8), nel dettaglio nove si trovano in Val Camonica e due in Val di Scalve (nei comuni di Colere e di Schilpario, Loc. Ronco). Le aree in Val Camonica sono a loro volta due in Bassa Val Camonica (Pisogne, Loc. Val Palot), cinque in Media Val Camonica (Ceto, Val Paghera; Saviore dell'Adamello, Loc. La Rase; Cevo, Loc. Dòs de Disina; Sonico, Val Malga; Edolo, Loc. Bosco Littorio), una in Val di Corteno (Corteno Golgi, Loc. Sant'Antonio) e una in Alta Val Camonica (Veza d'Oglio, Val Paghera).

Le macroaree sono situate sette sulla sinistra orografica del fiume Oglio e quattro sulla destra orografica, questa disparità è dovuta sia alla differente accessibilità delle peccete tra i due versanti,

che alla maggiore superficie colpite dal bostrico sulla sinistra orografica, questa corrisponde infatti a circa il 62 % delle aree colpite nell'area di studio (rielaborazione di dati provenienti dalla cartografia del Geoportale Regione Lombardia).

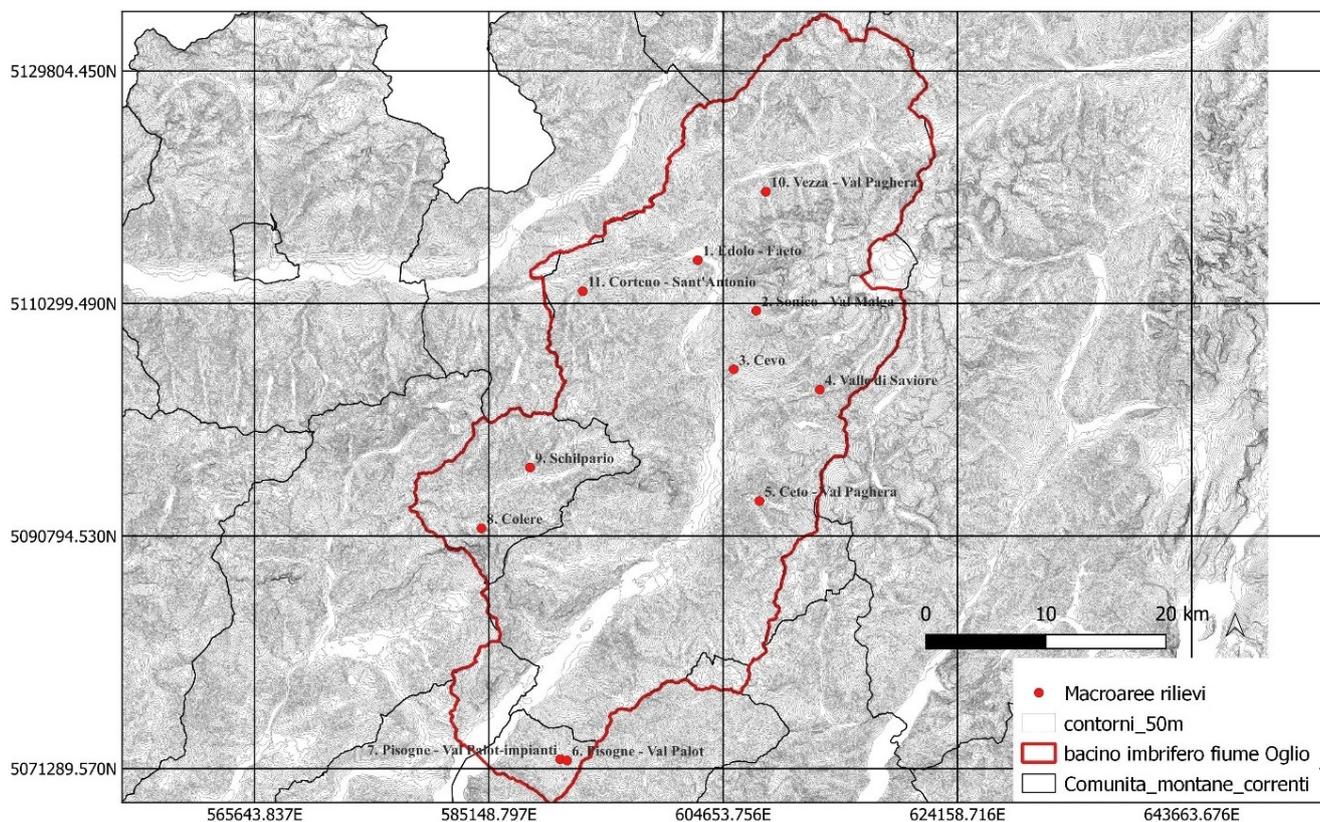


Figura 8 – l'area di studio, con visibili le 11 macroaree su cui sono stati fatti i rilievi fitosociologici (rielaborazione dalla cartografia del Geoportale della Lombardia scala 1:400,000).

Per ogni macroarea sono stati svolti sei rilievi fitosociologici, distribuiti rispettivamente tre in peccete attaccate da bostrico, e altri tre in aree controllo quanto più possibile adiacenti alle aree colpite. I campionamenti delle comunità vegetali sono stati svolti tra giugno e luglio 2023 con il supporto del Dott. Luca Giupponi. Sono stati eseguiti in totale 66 rilievi fitosociologici (33 in peccete infette e 33 in aree controllo). Nel campionamento è stato impiegato il metodo di Braun-Blanquet (1964), che è un metodo oggettivo e olistico, che fornisce tramite un rilievo fitosociologico un quadro generale sull'intera comunità vegetale. La superficie che è stata scelta per il singolo rilievo è di 100 m<sup>2</sup> (10 m x 10 m).

Per ogni campionamento sono stati annotati data e numero del rilievo ed è stata eseguita una georeferenziazione tramite strumento *GPS*, in modo da poter collocare i rilievi all'interno del *software QGIS*. Sono inoltre stati rilevati alcuni parametri stazionali come l'altitudine, l'esposizione (espressa in gradi sessagesimali), l'inclinazione (espressa in gradi). In ogni rilievo fitosociologico sono state misurate le altezze dei vari strati vegetazionali (alberi, arbusti e piante erbacee).

Ad ogni specie identificata, così come al complesso delle briofite (sulla quale non è stata svolta identificazione delle specie) è stato stimato un indice di copertura in base alla classificazione ideata da Braun-Blanquet nel 1928 (Tabella 2).

	Braun-Blanquet copertura-abbondanza	Percentuale di copertura	Peso nel rilievo
r	Uno o pochi individui	Specie rara nel rilievo	0.01
+	Occasionale, meno del 5 %	<1 %	0.5
1	Abbondante con poca copertura o meno abbondante ma con maggiore copertura	1-5 %	3
2	Molto abbondante, copertura medio- bassa	6-25 %	15
3	Molto abbondante, copertura media	26-50 %	37.5
4	Molto abbondante, copertura alta	51-75 %	62.5
5	Molto abbondante, copertura molto alta	76-100 %	87.5

Tabella 2 – Indicazioni sulla copertura, percentuale rispettiva e peso nel rilievo fitosociologico (Canullo et. al., 2012).

Nei vari rilievi fitosociologici sono state identificate le pteridofite e le fanerogame con l'aiuto di strumenti dicotomici quali "La flora d'Italia" (Pignatti, 2017) e l'impegno di Actaplantarum.

Sono stati in seguito convertiti gli indici di abbondanza-dominanza (Braun-Blanquet, 1964) in valori numerici (percentuali), per mezzo della scala elaborata da Canullo et al. (2012) in modo da consentire l'elaborazione statistica dei dati

### 3.2.2 Analisi ecologica e fitosociologica

Per "spettro" si intende la modalità di espressione numerica, ma soprattutto grafica della percentuale di alcune categorie di elementi in un determinato insieme (Cristea et al., 2004). L'utilizzo degli spettri ecologici può essere molto utile per estrarre delle informazioni riguardanti le caratteristiche ambientali della stazione in cui si trova la fitocenosi osservata.

Gli indicatori ecologici di Landolt et al. (2010) sono dei valori numerici interi assegnati a ciascuna specie che vanno da 1 a 5 e si riferiscono alle necessità ecologiche e ai limiti delle nicchie ecologiche tipici di ogni specie riferiti a vari parametri ambientali. Questi indicatori sono stati attribuiti a tutte le specie presenti sul territorio svizzero (Landolt, 1977) e sono poi stati implementati con le restanti specie dell'arco alpino (Landolt et al., 2010). Nonostante molte particolarità ecologiche non possano essere ridotte in numeri, gli indicatori ecologici sono utili in quanto permettono una più rapida comparazione tra le esigenze ecologiche di fitocenosi differenti, (Landolt et al., 2010).

Nello studio di Landolt et al. (2010) sono stati individuati dieci indici ecologici, la cui scala va da 1 a 5, una parte di questi indicatori riguarda il clima.

- L'indice di temperatura T (Tabella 3) è un indicatore che fornisce informazioni riguardanti le necessità termiche tipiche di ogni specie, e varia da specie che vivono in areali tipicamente alpini e nivali (1) ad altre che si trovano in aree a clima mediterraneo (5).

<b>Temperatura, T</b>	
Classificazione	Caratteristiche della nicchia ecologica
1	Alpino e nivale
1.5	Basso alpino e subalpino superiore
2	Subalpino
2.5	Subalpino inferiore e montano superiore
3	Montano
3.5	Montano inferiore e collinare superiore
4	Collinare
4.5	Collinare caldo
5	Molto caldo

Tabella 3 – Indice di Temperatura (T).

- L'indice di Continentalità K (Tabella 4) permette di comprendere se una data specie presenta un'attitudine maggiormente oceanica (1) o continentale (5), con tutte le sfumature intermedie. Questo valore tiene conto di vari aspetti, quali la radiazione solare, le temperature invernali e l'umidità dell'aria.

<b>Continentalità, K</b>	
Classificazione	Caratteristiche della nicchia ecologica
1	Oceanico
2	Suboceanico
3	Da suboceanico a subcontinentale
4	Subcontinentale
5	Continentale

Tabella 4 – Indice di Continentalità (K).

- L'indice dell'Intensità luminosa L (Tabella 5) permette di catalogare le specie in base alla necessità di luce. Le specie possono avere un'ampia variabilità, da specie sciafile, presenti in boschi a copertura elevata (1) ad altre eliofile, che si trovano in stazioni molto luminose (5).

<b>Intensità luminosa, L</b>	
Classificazione	Caratteristiche della nicchia ecologica
1	Ombra profonda
2	Ombra
3	Ombra parziale
4	Ambiente ben soleggiato
5	Piena luce

Tabella 5 – Indice di Intensità luminosa (L).

Un'altra porzione degli indici di Landolt riguarda gli indicatori che forniscono informazioni sulle esigenze di ogni specie in merito alle caratteristiche del suolo. Questi indici non si riferiscono esclusivamente alle condizioni ottimali per ciascuna specie, ma in alcuni casi richiamano le condizioni di suolo che la stessa specie genera nella rizosfera (ad esempio la necromassa di alcune specie, tra cui *P. abies*, si presta maggiormente alla formazione di una lettiera abbondante rispetto ad altre e di conseguenza l'indice di Humus nel suolo di queste specie è molto alto). Di seguito sono riportati gli indicatori ecologici di Landolt legati al suolo presi in considerazione in questo studio.

- L'indice di Umidità del suolo F (Tabella 6) si riferisce alle esigenze di umidità del suolo per ogni specie e varia da specie che prediligono suoli aridi (1) ad altre che invece sono tipiche di aree caratterizzate da suoli molto umidi o addirittura con la presenza frequente di acqua ristagnante (5).

<b>Umidità, F</b>	
Classificazione	Caratteristiche della nicchia ecologica
1	Molto arido
2	Arido
3	Moderatamente umido
4	Umido
5	Ricco d'acqua o sommerso

Tabella 6 – Indice di Umidità (F).

- L'indice di Reazione chimica R (Tabella 7) permette di comprendere le esigenze specifiche in termini di pH del suolo per ciascuna specie. Questo indice varia da 1 per specie che preferiscono suoli estremamente acidi a 5 per altre che crescono comunemente su suoli alcalini.

<b>Reazione, R</b>	
Classificazione	Caratteristiche della nicchia ecologica
1	Estremamente acido
2	Acido
3	Debolmente acido o debolmente neutro
4	Neutro o alcalino
5	Alcalino con pH alto

Tabella 7 – Indice di Reazione (R).

- L'indice dei Nutrienti N (Tabella 8) fa riferimento principalmente al contenuto di azoto assimilabile presente nel suolo ( $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_3$ ) e secondariamente al contenuto di fosforo (P). Questo indice varia da 1, per specie che preferiscono suoli molto poveri in azoto e nutrienti, a 5, che si riferisce a specie nitrofile tipiche di suoli con eccesso di azoto.

<b>Nutrienti, N</b>	
Classificazione	Caratteristiche della nicchia ecologica
1	Molto povero di nutrienti
2	Povero di nutrienti
3	Quantità di nutrienti media
4	Fertile
5	Molto fertile e Sovrabbondanza di nutrienti

Tabella 8 – Indice dei nutrienti (N).

- L'indice di Humus H (Tabella 9) fornisce indicazioni sull'esigenza di sostanza organica nel suolo, o di lettiera per ogni specie. Questo valore varia da 1, per specie che necessitano suoli poveri di humus, a 5, per altre che esigono suoli che presentano un elevato contenuto di humus. Da notare che per questo indice e per il successivo sono state ideate meno classi.

<b>Humus, H</b>	
Classificazione	Caratteristiche della nicchia ecologica
1	Assenza di humus
3	Moderato contenuto di humus
5	Elevato contentenuto di humus

Tabella 9 – Indice dell'Humus (H).

- L'indice di aerazione D (Tabella 10) specifica la quantità di ossigeno presente nel suolo e varia da cattiva aerazione, che corrisponde a poco ossigeno (1) a buona areazione (5). Questo indice è strettamente correlato alla granulometria del suolo, in quanto struttura e tessitura del suolo definiscono la presenza e la distribuzione della micro e macroporosità del suolo.

<b>Aerazione, D</b>	
Classificazione	Caratteristiche della nicchia ecologica
1	Cattiva aerazione
3	Moderata aerazione
5	Buona aerazione

Tabella 10 – Indice di Aerazione (D).

In questo studio sono stati presi in considerazione degli altri indicatori ecologici simili a quelli di Landolt et al. (2010), ma di più recente elaborazione; gli *Ecological Indicator Values for Europe (EIVE)* 1.0, questi indicatori ecologici raccolgono insieme l'attività di molti botanici e cercano di assemblare gli indici in modo da riuscire ad ottenere dei valori validi a livello europeo.

Questi indicatori sono stati elaborati per un totale di 6.000 piante vascolari in tutta l'Europa e per le regioni immediatamente adiacenti (Dengler et al., 2023). Per le specie presenti nel territorio italiano sono state impiegate delle rielaborazioni degli indici di Pignatti, mentre per le specie tipiche delle Alpi sono stati presi in considerazione gli indici di Landolt. Gli indicatori ecologici *EIVE* utilizzati in

questo studio sono l'indice di Temperatura T (scala da 1 a 12), l'indice di Intensità luminosa L (scala da 1 a 9), l'indice di Umidità del suolo M (scala da 1 a 12), l'indice di Reazione del suolo R (scala da 1 a 9) e l'indice dei Nutrienti nel suolo N (scala da 1 a 9). Questi indicatori ecologici permettono di studiare aspetti ambientali già analizzati con alcuni degli indici di Landolt sopra citati, è perciò questo studio consente il confronto tra i risultati ottenuti dai due indicatori ecologici.

Questi indicatori, così come gli indici di Landolt, possiedono valori che variano seguendo un gradiente positivo all'aumentare di ogni parametro, ad esempio una specie con indice T pari a 0 si trova in ambienti alpini e nivali, mentre una che presenta T che corrisponde a 12 si trova in aree molto calde.

Per ogni specie individuata sono stati individuati i valori degli indicatori ecologici di Landolt e gli indici *EIVE* sopra descritti. In seguito per ogni rilievo fitosociologico e per ogni *cluster* sono stati calcolati dei valori rappresentativi di ogni indice, tramite l'utilizzo della media ponderata in base al peso che ciascuna specie possiede nel rilievo.

È poi stata eseguita la media dei tre valori ottenuti sia per i rilievi in aree bostricate che per le aree controllo. Con i valori degli indici con i quali è stata svolta la media è stata calcolata la deviazione standard e in seguito è stato svolto il *t test* di *student* attraverso il sito Graphpad, che è un *test* che confronta due serie di valori e verifica effettivamente che i due campioni differiscano tra di loro. Questo test fornisce un valore compreso tra 1 e un numero prossimo allo 0, con la diminuzione del valore ottenuto dal *t test* si hanno dati con una rilevanza statistica sempre maggiore:  $P < 0.05$ , dati significativi;  $P < 0.01$ , dati molto significativi.

Sono state analizzate tutte le dinamiche ecologiche attraverso l'applicazione degli indicatori ecologici.

Oltre all'individuazione degli indicatori ecologici è stato svolto nello stesso modo uno studio legato alla ricchezza floristica mediamente presente nelle macroaree nelle peccete controllo e in quelle colpite da bostrico. In questo modo si sono ottenuti maggiori dettagli sull'andamento del numero di specie pre e post-disturbo.

Parallelamente a questa attività, è stata ricavata la classe fitosociologica di ciascuna specie ricorrendo al Prodromo della vegetazione europea. Una volta riportate le classi fitosociologiche è stato valutato il peso di ciascuna classe all'interno del proprio gruppo di rilievi.

### 3.2.3 *Cluster analysis*

La *cluster analysis* è un'analisi statistica che viene svolta per evidenziare i gruppi di rilievi più simili tra loro. In questo lavoro è stata svolta la *cluster analysis* per individuare le somiglianze floristico-fisionomiche delle comunità vegetali descritte nei rilievi e determinare le principali tipologie di vegetazione (*clusters*) presenti nell'area di studio. La *cluster analysis* è stata condotta secondo il

metodo del legame medio (*Unweighted Pair Group Method with Arithmetic mean method, UPGMA*) e come coefficiente è stata utilizzata la distanza cordale (Legendre e Gallagher, 2001). L'analisi statistica è stata svolta utilizzando il *software* R 3.1.0 (*R Development Core Team, 2010*).

Il dendrogramma è un grafico ottenuto dalla rielaborazione dei dati tramite la *cluster analysis*, questo rappresenta i rilievi tramite dei raggruppamenti (o *clusters*) in base al loro livello di similitudine.

Successivamente sono state identificate le specie diagnostiche dei due principali *clusters*. L'analisi è stata svolta utilizzando il *Pearson's phi coefficient* ( $\Phi$ ) (Chytrý et al., 2002) che individua le “specie diagnostiche” di ciascuna tipologia di vegetazione, cioè quelle significativamente associate a ciascuna tipologia. Le specie diagnostiche sono importanti per l'interpretazione ecologica delle classificazioni di comunità o tipologie di habitat (Whittaker, 1962; Barkman, 1989). La determinazione di specie diagnostiche è correlata al concetto di fedeltà (Szafer & Pawlowski 1927), che è una misura di concentrazione, di frequenza e di abbondanza delle specie.

In seguito alla *cluster analysis* è stato possibile elaborare la tabella sinottica (Allegato, Tabella sinottica), che presenta tutte le specie identificate in campo con la relativa percentuale di presenza nei rilievi di ciascun *cluster*.

## 4 Risultati

### 4.1 Dati delle foreste bostricate

A partire dai dati presenti nel *file* originale delle aree bostricate del 2021 sono stati aggiunti dei nuovi campi di valori, sui quali sono poi state eseguite delle elaborazioni con l'utilizzo di *Excel* che hanno portato a dei grafici che rendono più chiare delle dinamiche.

Dai dati di altitudine media di ogni poligono del BSFO sono state sviluppate delle *tabelle pivot* e conseguentemente dei grafici. Di seguito è riportato l'istogramma che riporta la distribuzione dei vari poligoni al variare dell'altitudine (Figura 9), con fasce altitudinali di 100 m. Da questo grafico si evidenzia una dinamica unimodale, nella quale la fascia rappresentata da più poligoni che è quella di aree ad altitudine compresa tra 1150-1250 m.

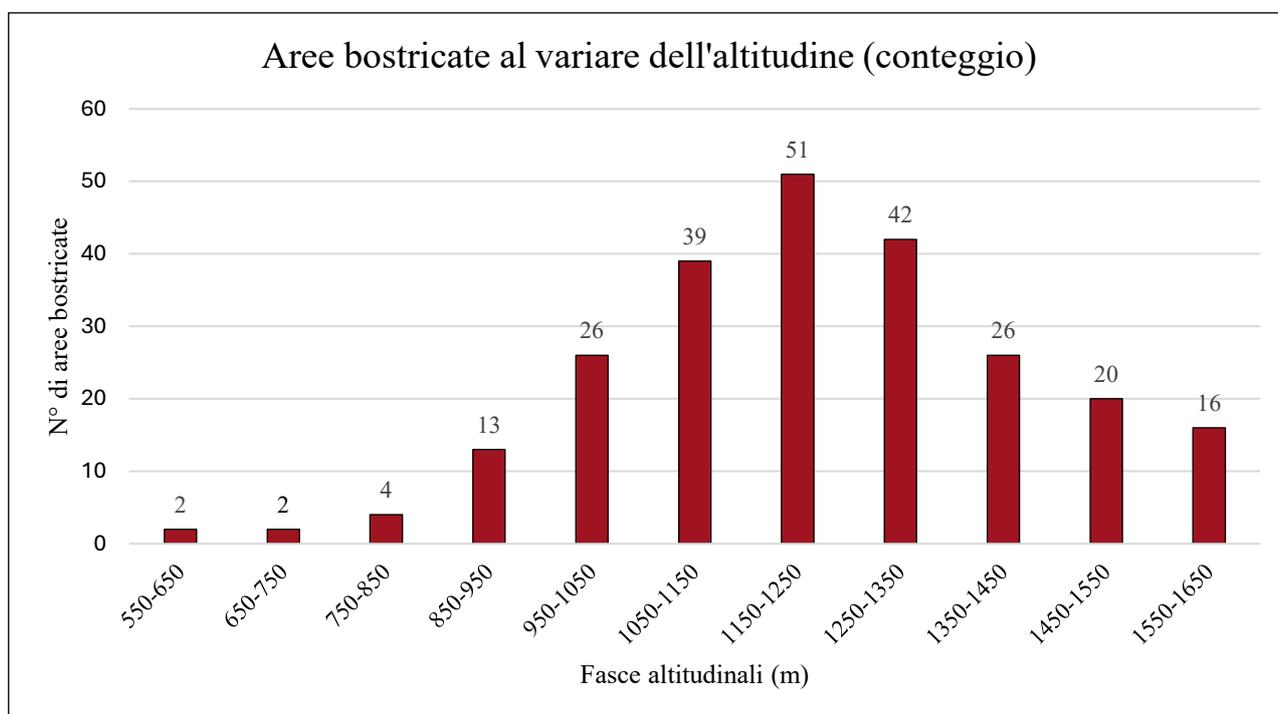


Figura 9 – Numero di poligoni con superfici bostricate per ogni fascia altitudinale, rielaborazione a partire da *file* vettoriali del Geoportale della Lombardia

Con gli stessi dati invece è stato svolto uno studio riguardante la superficie bostricata per ogni fascia altitudinale (Figura 10). Da quest'analisi si può notare che nel BSFO tra i 1150 m e i 1350 m sono presenti più di 400 ha di peccete bostricate, pari a circa il 55 % dell'intera superficie colpita da bostrico nell'area di studio, mentre la superficie al di sotto di 1150 m e al di sopra di 1350 m è molto bassa.

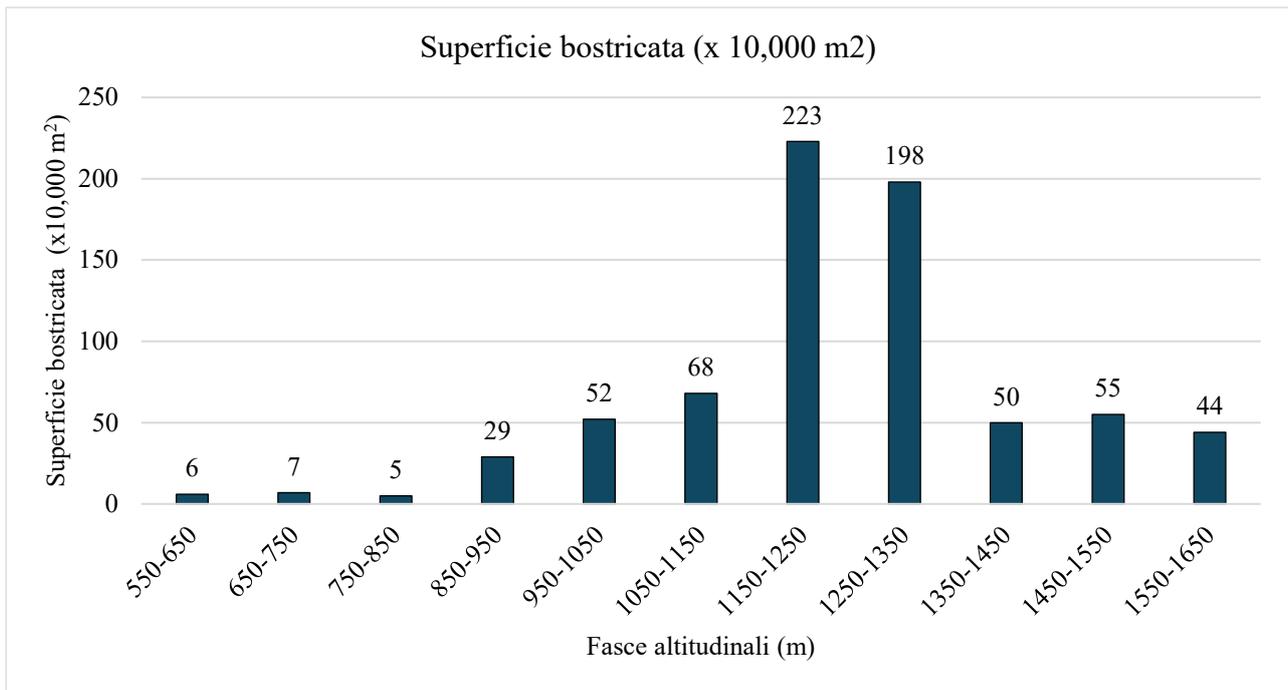


Figura 10 – distribuzione della superficie bostricata al variare dell'altitudine.

I dati della superficie colpita da bostrico per ogni fascia altitudinale sono stati confrontati con i dati che riguardano la superficie di peccete presenti per ciascuna fascia altitudinale (Figura 11) e, mentre la superficie colpita da bostrico raggiunge l'estensione massima nella fascia 1200-1250 m, l'estensione delle peccete è massima per la fascia altitudinale di 1350-1400 m. È importante specificare che per le fasce che corrispondono ad altitudini comprese tra i 600 m e i 700 m nel grafico non risulta evidente, tuttavia, la superficie attaccata da bostrico corrisponde al 10-15 % della superficie censita come pecceta.

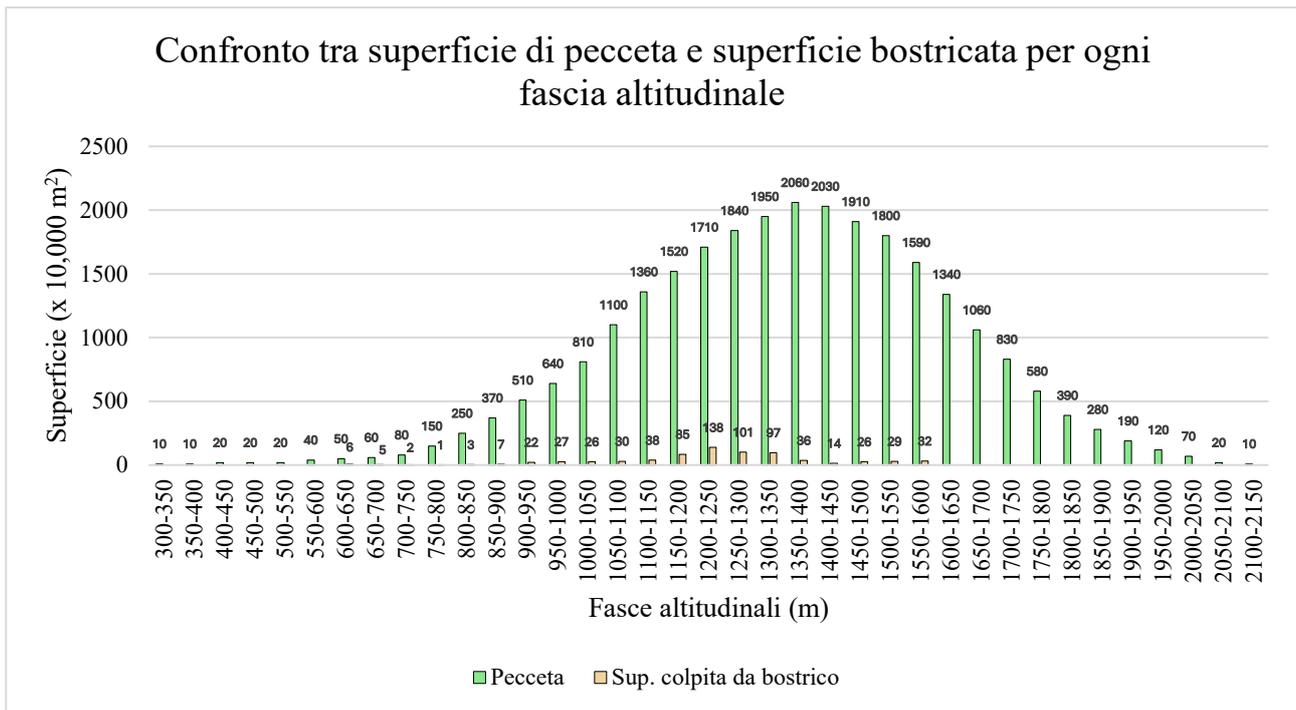


Figura 11 – Rappresentazione della superficie di peccete e di boschi colpiti da bostrico nell’area di studio  
 Con l’altitudine e l’esposizione è stata in seguito calcolata l’altitudine ponderata sulla superficie dei poligoni in base agli 8 punti cardinali principali. Queste informazioni sono state poi riportate nei due grafici presenti di seguito (Figura 12).

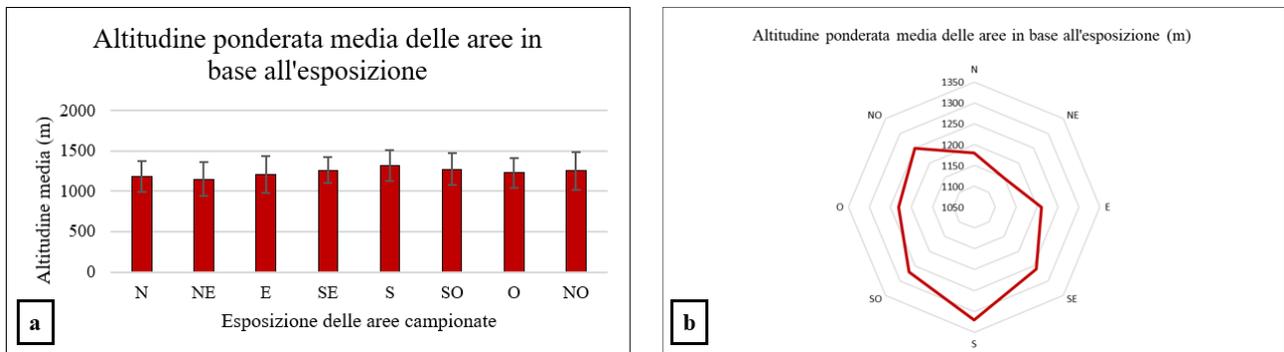


Figura 12 – Altitudine ponderata in base all’esposizione negli otto punti cardinali.  
 Per mezzo dei valori di radiazione globale derivati dai dati di esposizione e di pendenza è stata calcolata la radiazione globale annua che incide su una superficie inclinata e sono state create delle classi di energia globale annua (Figura 13). Per la visualizzazione dei dati chiara sono state pensate delle fasce di radiazione incidente di 500 MJ/m<sup>2</sup>) è stato quello di verificare se l’energia avesse una relazione con la superficie colpita da bostrico. In effetti la superficie bostricata aumenta proporzionalmente con la radiazione globale annua incidente.

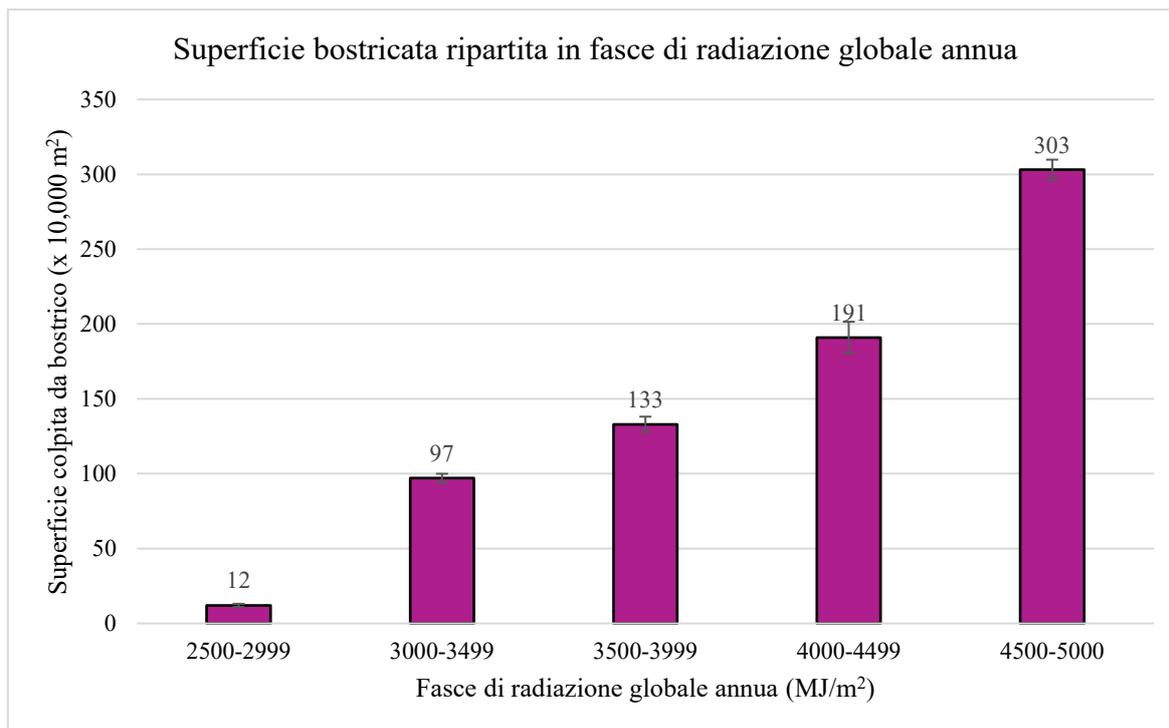


Figura 13 – Superficie attaccata da bostrico in base alle fasce di radiazione globale di appartenenza

Nell'attività di individuazione per ciascun poligono delle tipologie forestali sono state individuate 17 tipologie che sono state colpite da bostrico all'interno dell'area di studio, per la maggior parte peccete, ma anche piceo-faggeti e in rari casi lariceti o faggete con peccio (Tabella 11). Queste tipologie forestali sono disomogenee, a cambiare è infatti sia la specie principale (che oltre al peccio in rari casi è il larice o il faggio), ma anche il substrato geologico, da silicatico a carbonatico.

<b>Sigla</b>	<b>Tipologia forestale</b>
t1	Faggeta montana dei substrati carbonatici tipica var. con abete rosso
t2	Lariceto in successione con pecceta
t3	Pecceta altimontana e subalpina dei substrati silicatici dei suoli mesici
t4	Pecceta altimontana e subalpina dei substrati silicatici dei suoli xerici
t5	Pecceta altimontana dei substrati carbonatici
t6	Pecceta azonale su alluvioni
t7	Pecceta di sostituzione
t8	Pecceta di sostituzione var. dei substrati calcarei alterabili
t9	Pecceta montana dei substrati silicatici dei suoli mesici
t10	Pecceta montana dei substrati silicatici dei suoli xerici
t11	Pecceta secondaria montana
t12	Pecceta secondaria montana var altimontana
t13	Piceo-faggeto dei substrati carbonatici
t14	Piceo-faggeto dei substrati carbonatici var. con larice
t15	Piceo-faggeto dei substrati silicatici
t16	Piceo-faggeto dei substrati silicatici var. con larice
t17	Piceo-faggeto dei substrati silicatici var. dei suoli xerici

Tabella 11– Tipologie forestali colpite da bostrico presenti nel BSFO con il loro relativo simbolo identificativo.

Tra le tipologie forestali a cui appartengono le aree bostricate rilevate nel BSFO sono state prese in considerazione in questa rielaborazione esclusivamente le tipologie che nell'area di studio raggiungono una superficie superiore a 50 ha. Questo ha portato a una selezione di cinque tipologie forestali (Figura 14).

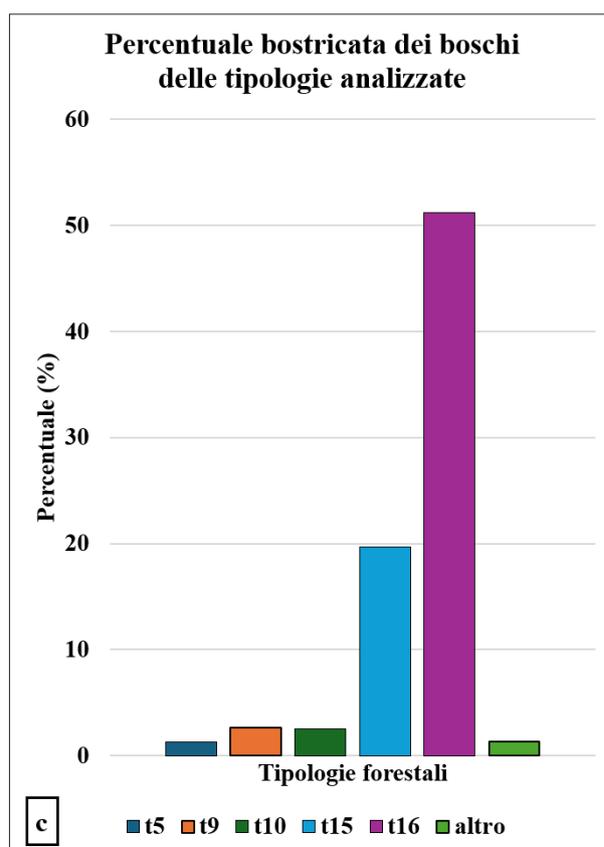
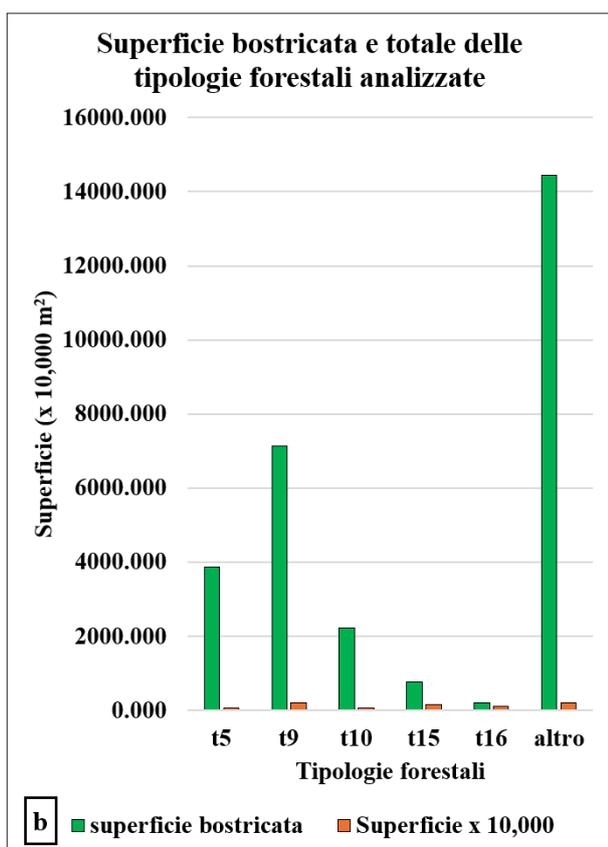
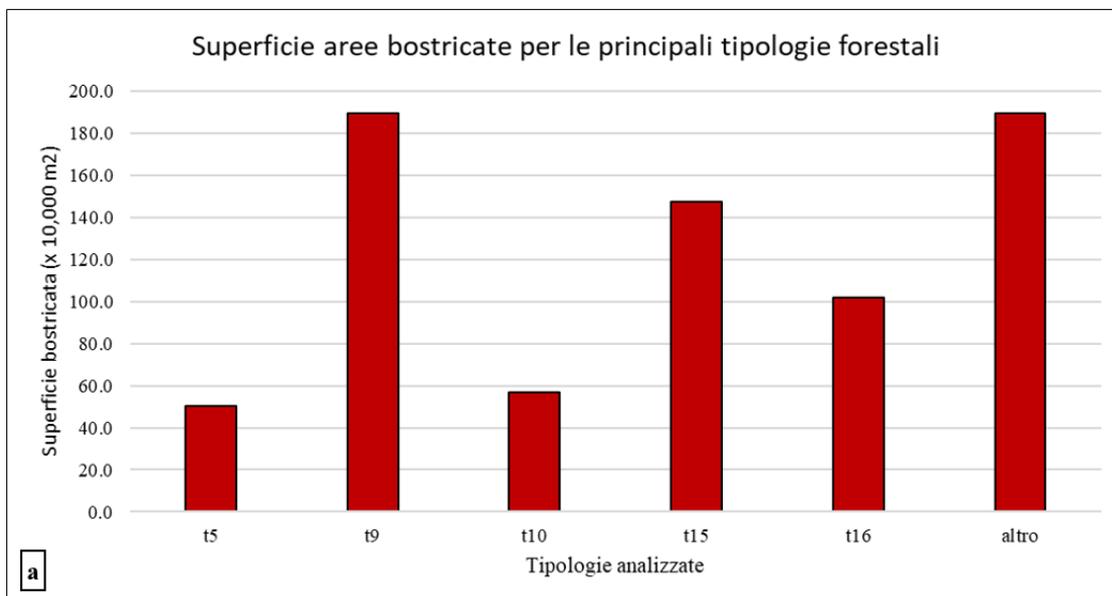


Figura 14 – Grafico delle tipologie forestali con maggiore superficie colpita da bostrico. (a) Superficie colpita da bostrico per le principali tipologie analizzate. (b) Grafico nel quale sono indicate per le stesse tipologie forestali sia le superfici totali per ciascuna tipologia, sia le superfici bostricate. (c) Qui è possibile notare invece le percentuali delle superfici colpite da bostrico nelle categorie prima selezionate. Le sigle delle tipologie forestali fanno riferimento alla Tabella 11.

Dall'integrazione del *file* vettoriale delle aree colpite da bostrico del BSFO con le informazioni relative alle varie destinazioni d'uso. Sono state individuate sette categorie di destinazioni selvicolturali per i boschi colpiti da bostrico (Figura 15), due delle quali hanno una superficie irrisoria rispetto al totale.

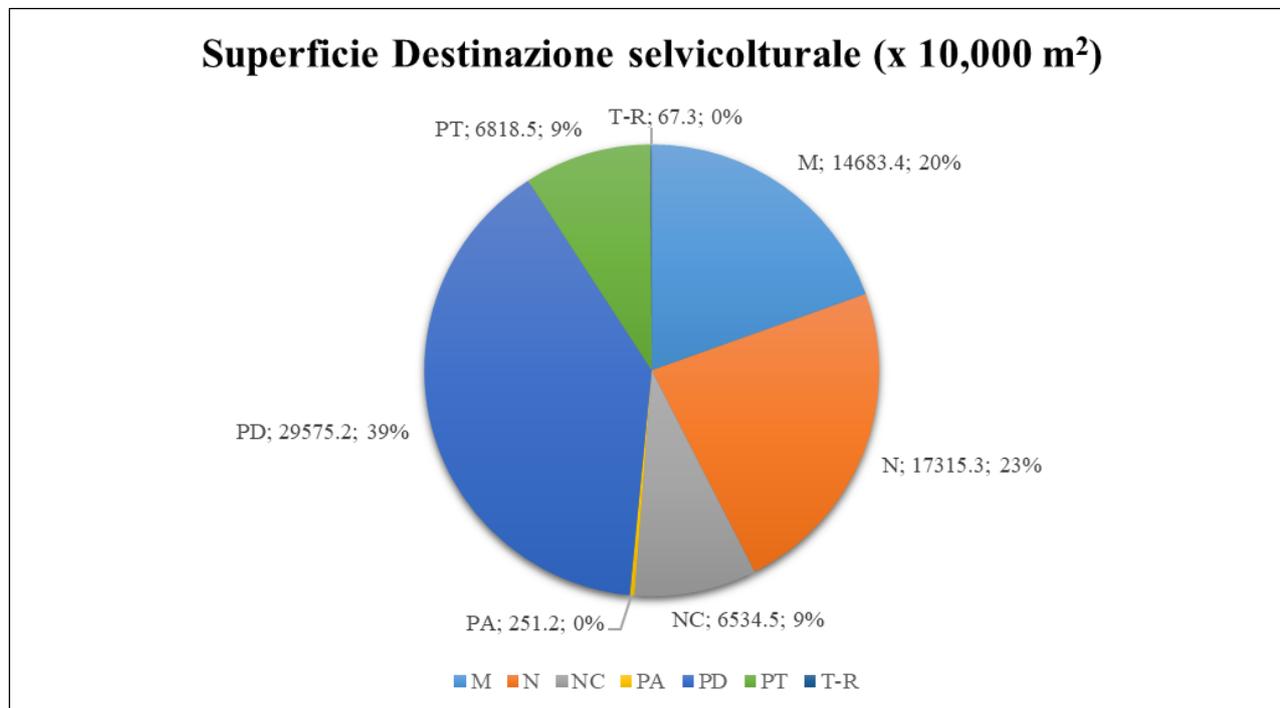


Figura 15 – Grafico di distribuzione delle tipologie di destinazioni selvicolturali in base alla superficie espressa in ettari, è presente anche la percentuale della superficie. Le tipologie sono boschi a funzione: M=multifunzionale; N=Naturalistica; NC=Non classificata; PA=Paesaggistica ; PD=Produttiva; PT=Protettiva; T-R=Turistico-Ricreativa.

## 4.2 Fitocenosi

### 4.2.1 Spettri ecologici

In ogni macroarea sono stati ottenuti i dati dei valori degli indicatori ecologici di Landolt e degli indici *EIVE* per i rilievi in aree bostricate e in quelle controllo. Questi valori sono ciascuno la media aritmetica di tre valori numerici di indici ecologici, proprio per questo nei grafici sono riportate le barre di errore, che fanno riferimento alla deviazione standard. Inoltre, i grafici riportano la significatività statistica. I dati sono stati elaborati in modo da ottenere diversi grafici in modo da visualizzare chiaramente l'eventuale variazione di ciascun parametro ecologico, sia degli indici di Landolt, che degli indici *EIVE*, e il conseguente mutamento delle comunità vegetali e delle loro esigenze in ogni macroarea. Questi grafici a barre verticali presentano due barre per macroarea, indicatrici una del valore della fitocenosi rilevata nella pecceta controllo e l'altra della comunità vegetale post-disturbo.

Di seguito è riportato l'andamento dell'indice della Temperatura (T) secondo i valori di Landolt (Figura 16-a) e secondo i valori degli indici *EIVE* (Figura 16-b). Nei grafici che rappresentano l'andamento degli indici di temperatura è chiaramente visibile nelle rielaborazioni di entrambi gli indicatori ecologici l'aumento dei valori in seguito all'evento di disturbo. È importante sottolineare che, con entrambi gli indicatori ecologici, nella maggior parte delle aree analizzate la differenza ha un'elevata significatività statistica (P: \*,  $P < 0.05$ ; \*\*,  $P < 0.01$ ).

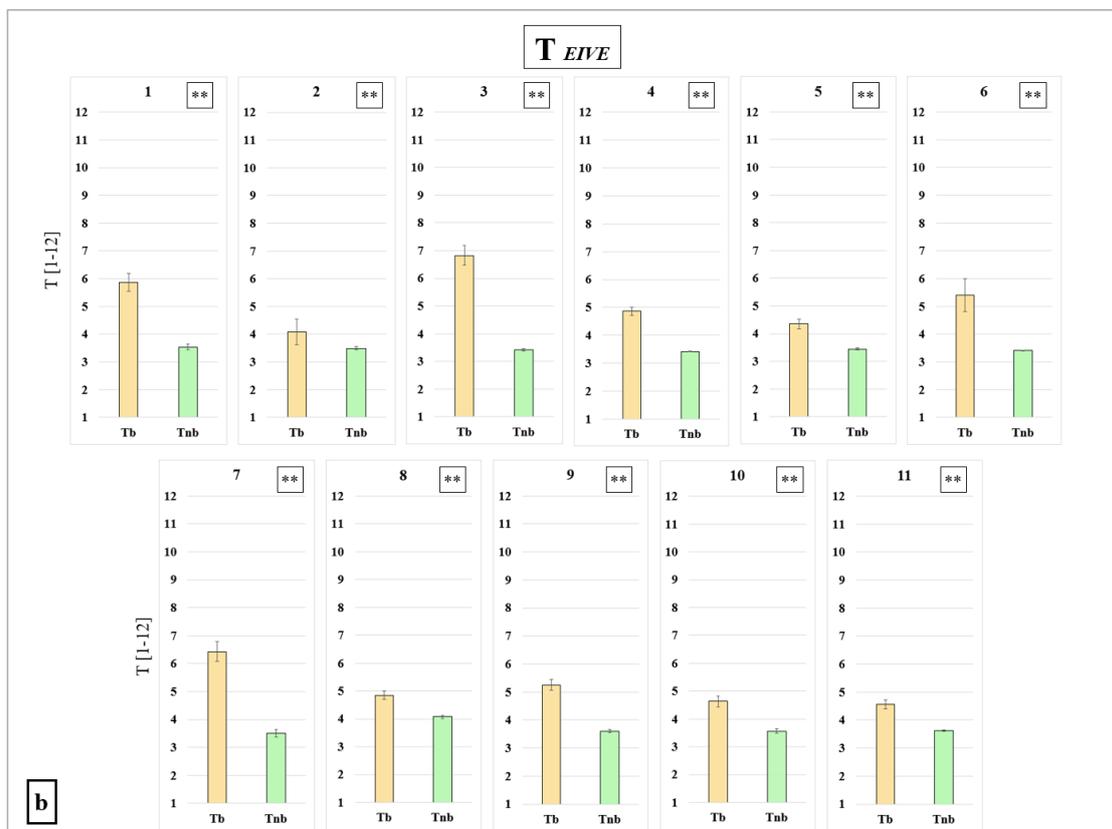
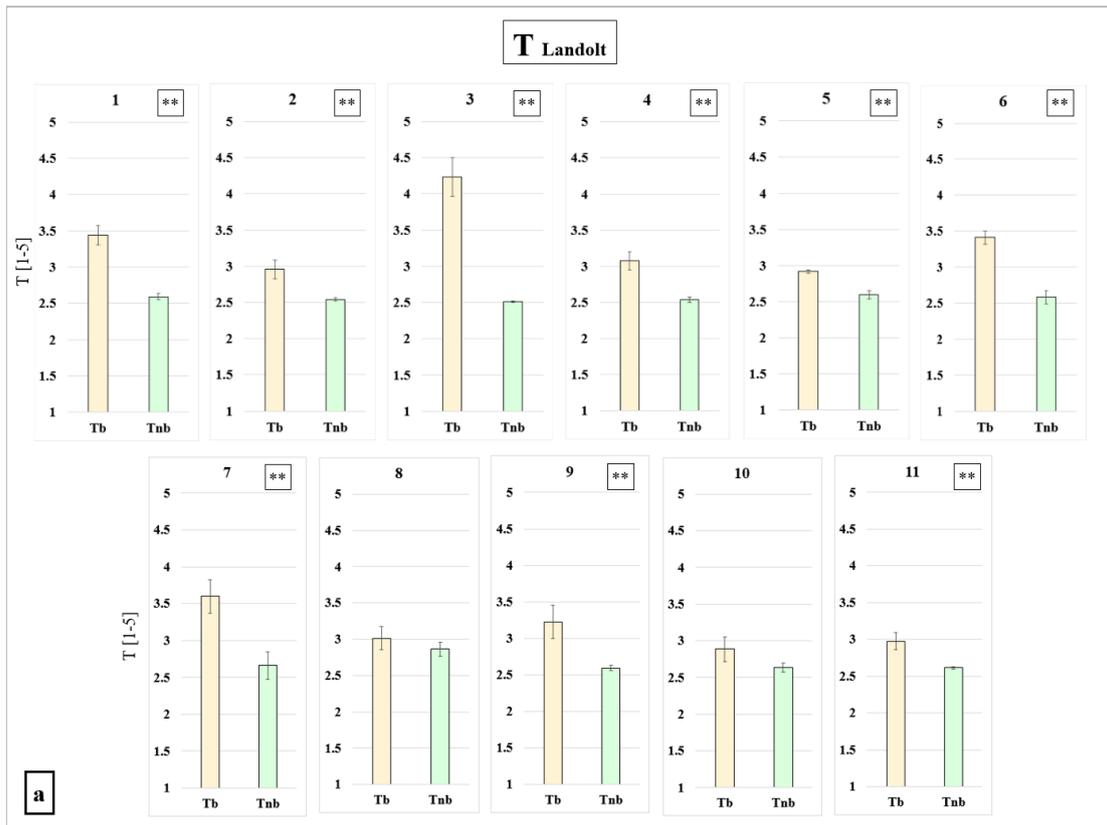


Figura 16 – Valori dell'indice di Temperatura (T) per le 11 macroree. (a) Indici di Landolt, in ogni barra verticale sono presenti i valori medi tra i tre rilievi attigui, sono state inserite le barre di errore, corrispondenti alla deviazione standard. Per ogni grafico è stata espressa la significatività statistica tramite il valore P: \*,  $P < 0.05$ ; \*\*,  $P < 0.01$ . In ascissa T si riferisce al fatto che si tratta di indici di Temperatura: *Tb* (b in rilievi bostricati), *Tnb* (nb in rilievi non bostricati). (b) Valori dell'indice di Temperatura (T) secondo gli indici *EIVE*, per la simbologia vedere la descrizione della Figura 16-a.

L'elaborazione dell'indicatore di Continentalità (K), è stata svolta esclusivamente utilizzando gli indici di Landolt (Figura 17) e ha portato a risultati meno rilevanti rispetto all'impiego degli indici precedenti. In molti casi i valori medi della situazione pre-disturbo sono vicini a quelli post-disturbo. Si può comunque spesso individuare una diminuzione di continentalità, in alcuni casi anche statisticamente significativa.

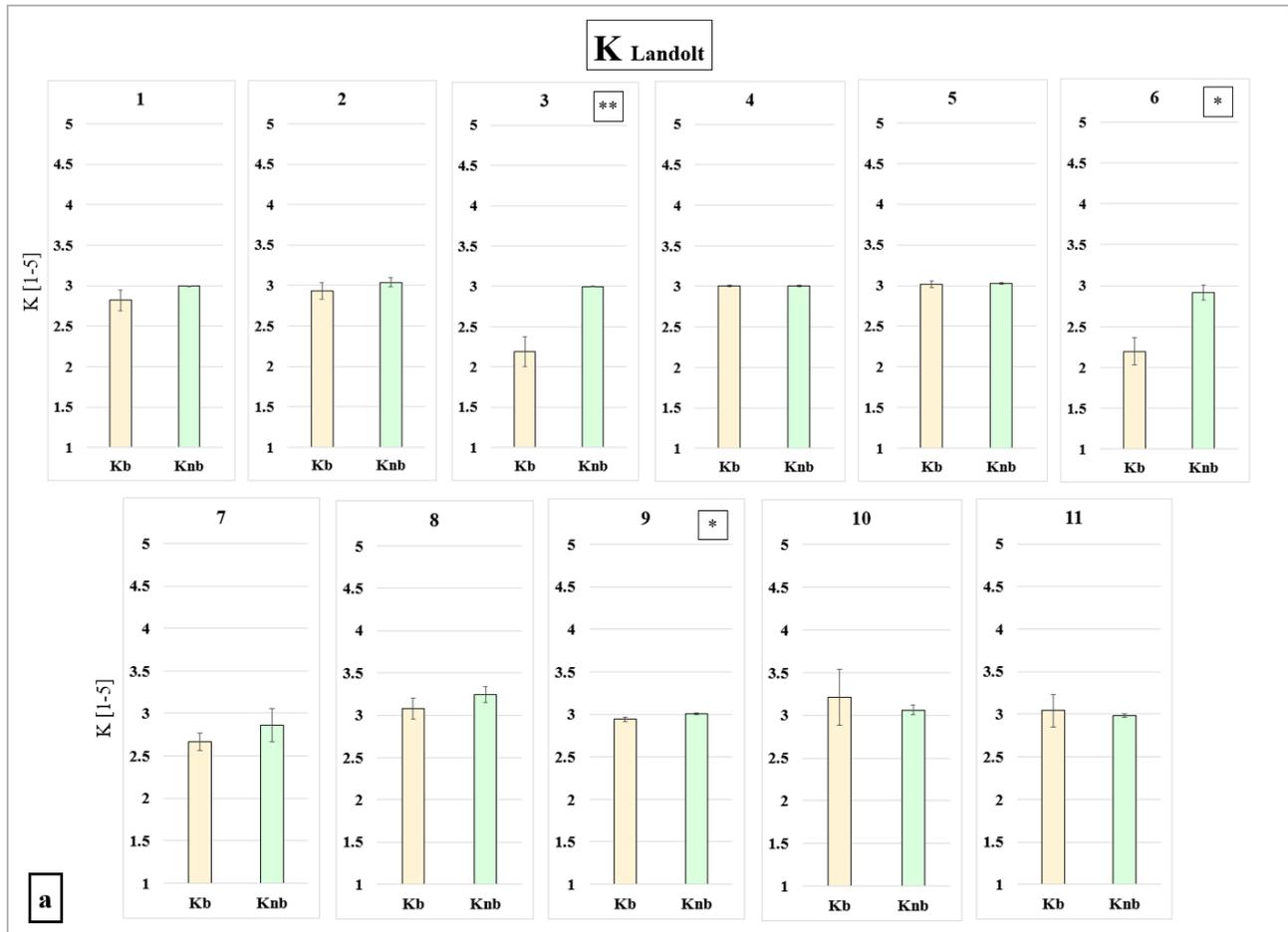


Figura 17 – Indice di Continentalità (K) elaborato a partire dai valori presentati da Landolt, in ascissa K si riferisce all'indice di continentalità: *Kb* (b in rilievi bostricati), *Knb* (nb in rilievi non bostricati). Per altra simbologia vedere descrizione della Figura 16-a.

Un altro indice del quale si prospettava un andamento ricorrente è l'indice di Intensità luminosa (L) in quanto con l'avvento di scolitidi si passa da una fase di pecceta, che presenta specie tendenzialmente sciafile, ad una fase transitoria, che comporta l'avvento di specie eliofile erbacee ed arbustive. Questo parametro è stato studiato attraverso tutti e due gli indicatori ecologici sopra citati (Figura 18-a, Figura 18-b).

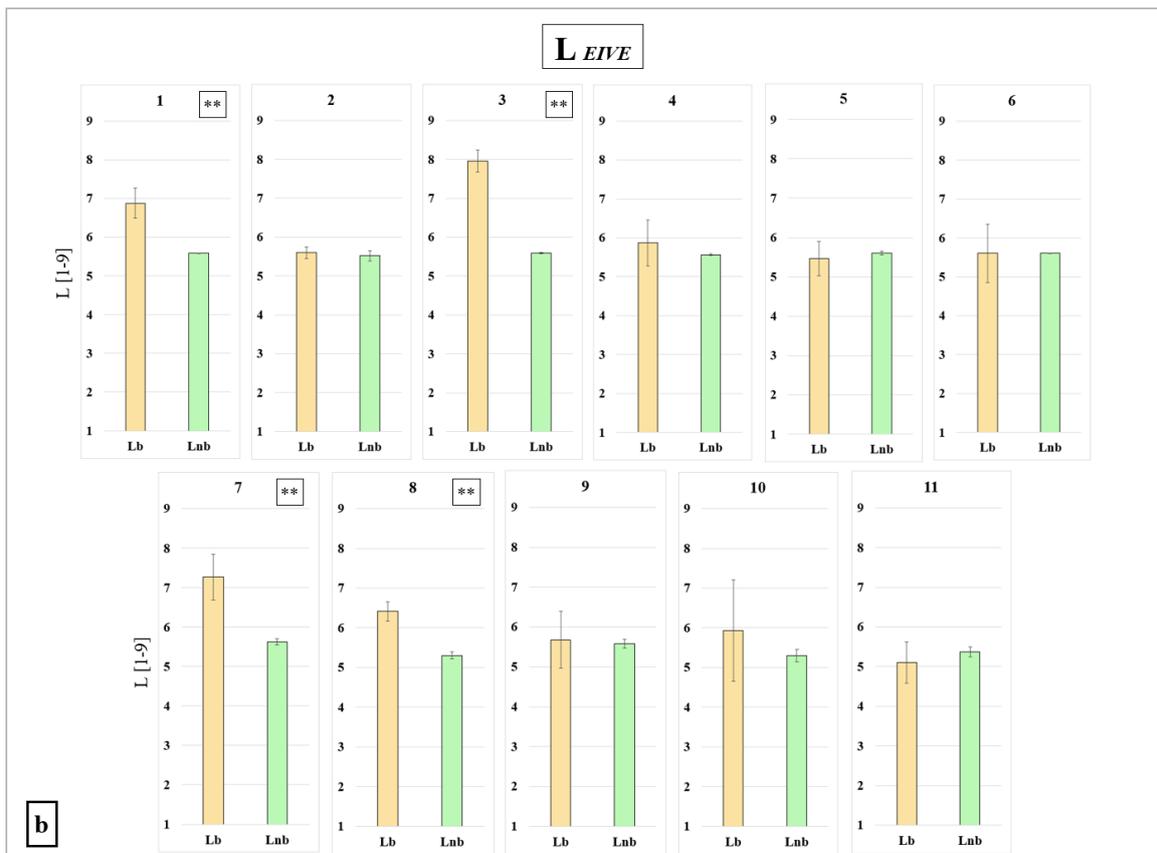
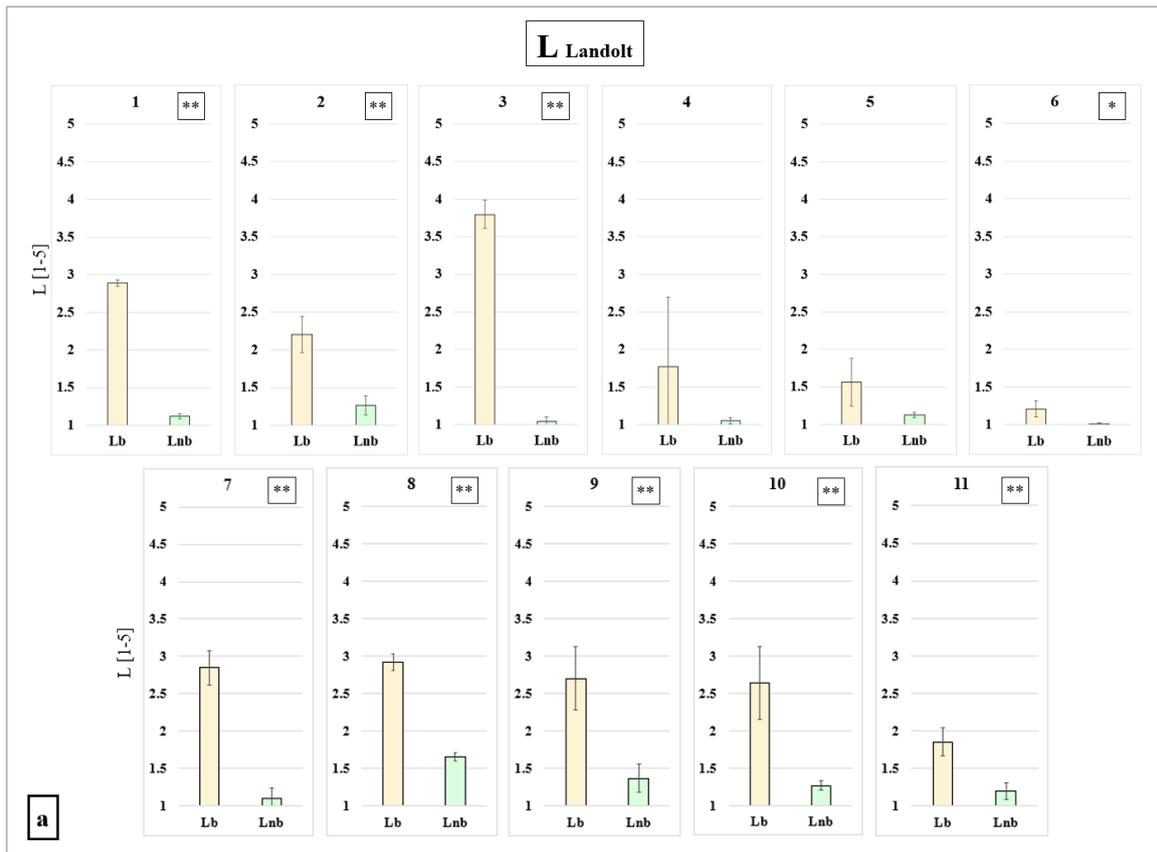


Figura 18 – Indice d'Intensità luminosa. (a) indice di Intensità luminosa (L) di Landolt. Per altra simbologia vedere la descrizione della Figura 16-a. (b) Indice d'Intensità luminosa (L) elaborato dagli indicatori ecologici *EIVE*. Per entrambi i grafici sovrastanti in ascissa L si riferisce all'indice d'Intensità luminosa, *Lb* (valori di L in rilievi bostricati), *Lnb* (valori di L in rilievi non bostricati). Per altra simbologia vedere la descrizione della Figura 16-a.

L'indicatore di Intensità luminosa di Landolt ha fornito risultati concordanti con quell' degli indici *EIVE*, tuttavia, si osserva una leggera differenza nella significatività statistica dei risultati, con dati più interessanti tramite l'applicazione degli indici di Landolt. Nei grafici dell'intensità luminosa ottenuta utilizzando i valori di Landolt è possibile notare che le barre delle peccete controllo hanno tutte valori compresi tra 1 e 2, in quanto Landolt assegna a *P. abies* valore dell'indice L pari a 1 e questa specie ha sempre coperture molto elevate in questi rilievi. Nei grafici sviluppati dagli indici ecologici *EIVE* i valori di L nelle peccete controllo sono nettamente più alti, ciò è causato principalmente dal fatto che l'abete rosso viene considerato una specie meno sciafila.

Passando ora ad analizzare gli indicatori legati alle condizioni del suolo, l'indice di Umidità del suolo è stato elaborato sia dagli indici di Landolt (F) (Figura 19-a), sia dagli indicatori *EIVE* (*moisture*, M) (Figura 19-b). L'analisi attraverso gli indici di Landolt ha portato a dati rilevanti esclusivamente in due macroaree, in molte situazioni infatti la pecceta controllo si è presentata con parametri di Umidità del suolo che coincide con le condizioni della fitocenosi nelle aree bostricate o comunque non era presente significatività statistica. Attraverso l'impiego degli indicatori *EIVE* la situazione si presenta leggermente diversa in quanto i valori di sei macroaree possiedono una rilevanza statistica elevata e due una rilevanza statistica media.

L'andamento che è possibile osservare con i grafici ottenuti dagli indici *EIVE* è quello di una ricorrente riduzione dei valori dell'indice di Umidità del suolo (M) da circa 5.5 a 5, ciò è causato da un passaggio graduale verso fitocenosi che hanno necessità di suoli più secchi. Questo aspetto risulta molto interessante e non è chiaro se sia dovuto agli effetti della siccità estiva degli ultimi anni sulle comunità vegetali di aree bostricate o in generale per l'avvento di piante come quelle del genere *Rubus* spp. che hanno esigenze idriche inferiori.

Sono stati in seguito elaborati gli indicatori che forniscono dettagli sul pH del suolo nelle condizioni di peccete controllo e in aree bostricate sia con gli indici di Landolt (Figura 20-a) sia con gli indici ecologici *EIVE* (Figura 20-b). I risultati che sono visibili dai grafici non danno un'indicazione univoca: negli indici di Landolt non si evidenzia infatti una relazione chiara tra la variazione dei valori dell'indice R e l'evento di disturbo mentre molti dei dati ottenuti dagli indici *EIVE* hanno anche una rilevanza statistica.

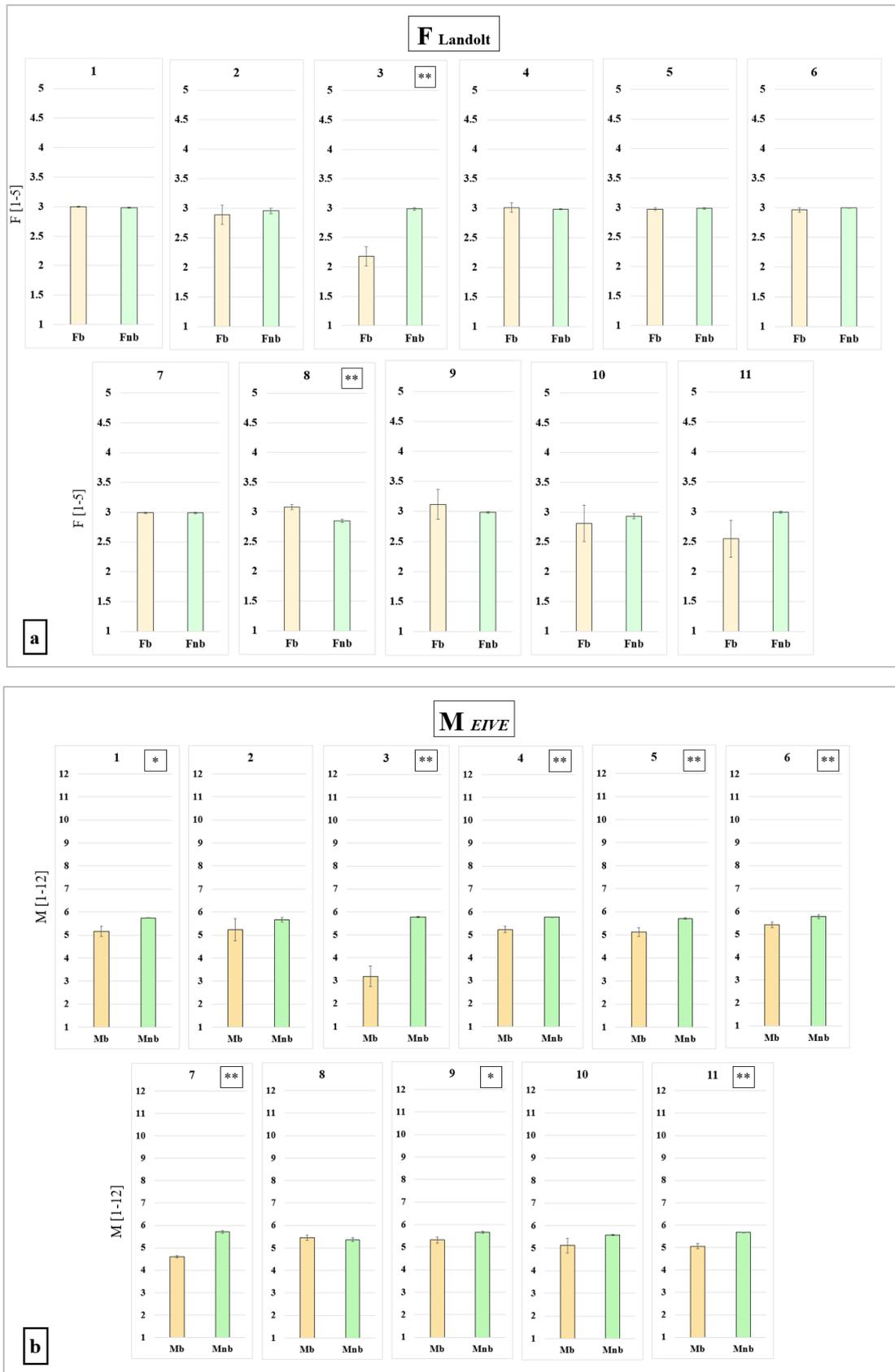


Figura 19 – Indicatori ecologici di Umidità del suolo. (a) Andamento dell'indice di Umidità del suolo, F elaborato da Landolt, in ascissa F si riferisce all'indice d'Umidità del suolo, Fb (valori di F in rilievi bostricati), Fnb (valori di F in rilievi non bostricati). (b) Indice di Umidità del suolo, M per gli indicatori ecologici EIVE. In ascissa M si riferisce all'indice di umidità del suolo, Mb (valori di M in rilievi bostricati), Mnb (valori di M in rilievi non bostricati). Per altri dettagli della simbologia su entrambe le figure confrontare la descrizione della Figura 16-a.

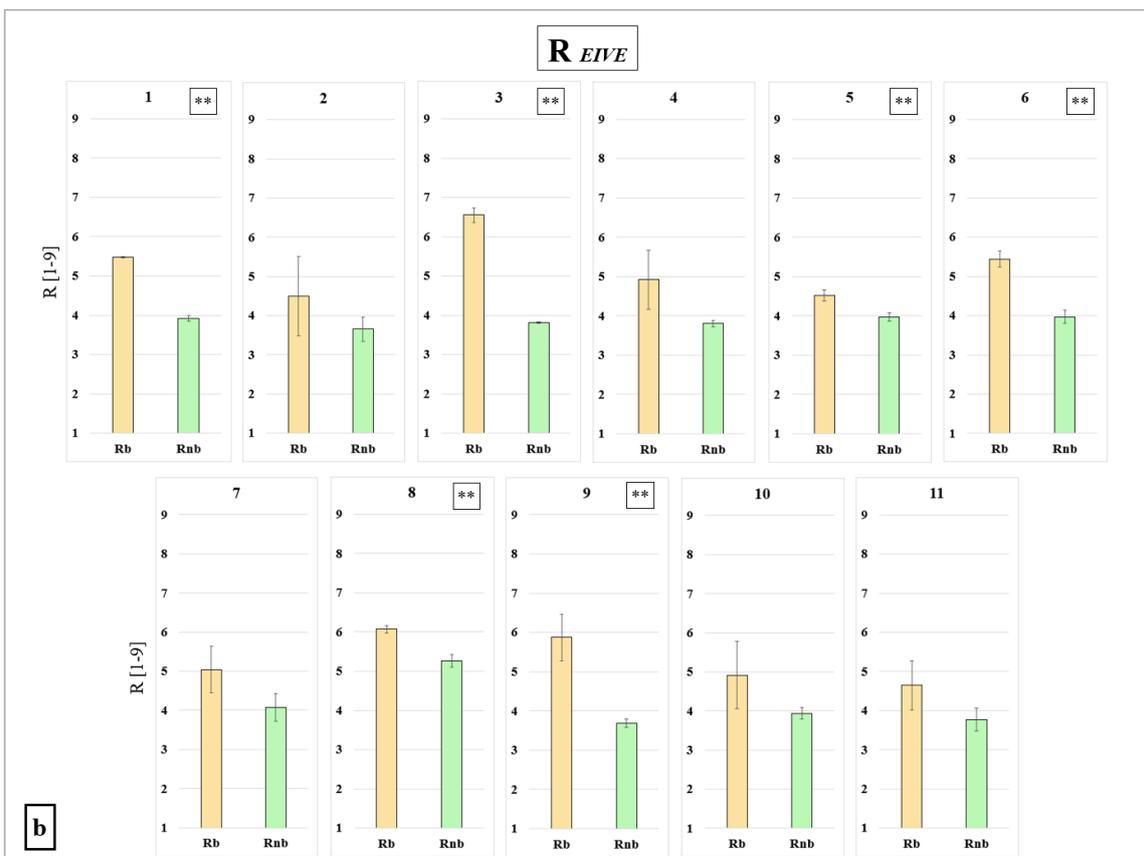
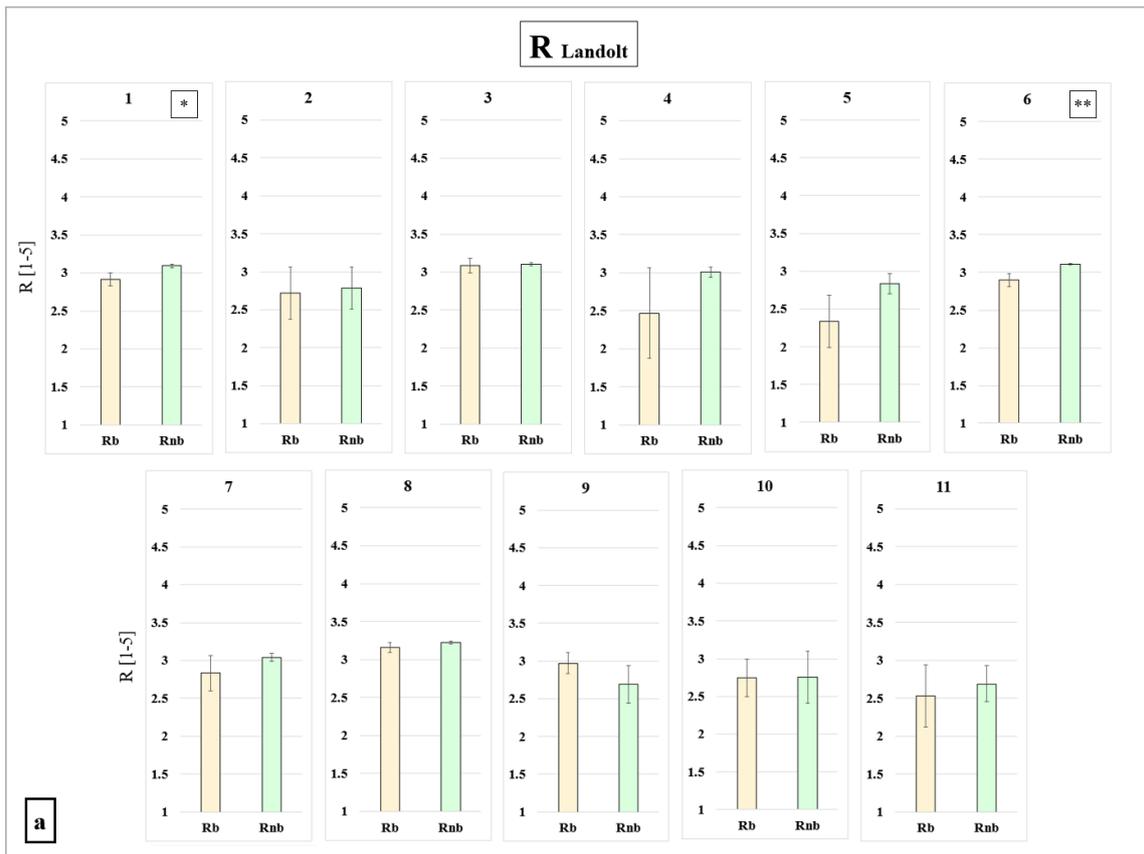


Figura 20 – Indice di Reazione del suolo. (a) Valori di indice di Reazione, R, nelle undici macroaree impiegando gli indici di Landolt. Per entrambe le figure in ascissa R si riferisce all'indice d'Reazione del suolo, *Rb* (valori di R in rilievi bostricati), *Rnb* (valori di R in rilievi non bostricati). Per altri dettagli della simbologia di entrambe le figure confrontare la descrizione della Figura 16-a. (b) Valori dell'indice di Reazione del suolo, R, secondo gli indicatori ecologici *EIVE*.

È stato analizzato l'andamento dell'indicatore ecologico dei Nutrienti nel suolo N e la sua variazione tra le peccete controllo e quelle colpite da bostrico, questo parametro è stato elaborato sia per l'indicatore di Landolt (Figura 21-a) che con gli indici ecologici *EIVE* (Figura 21-b). I risultati ottenuti con i due indicatori non coincidono perfettamente, in quanto dall'impiego degli indici di Landolt emerge un frequente aumento dei valori dell'indice N da 3 a 3.5 circa, con la presenza di qualche situazione significativa a livello statistico. Non mancano comunque i casi in cui si abbiano valori simili tra prima e dopo l'evento di disturbo o addirittura eventi in controtendenza, che portano all'avvento di piante meno esigenti di nutrienti. Con gli indici *EIVE* la situazione è analoga, con la differenza in una maggior frequenza di valori significativi a livello statistico.

L'indicatore ecologico dell'Humus nel suolo H non è stato concepito all'interno degli indici *EIVE*, perciò, la rielaborazione di questo indice è stata svolta esclusivamente sui valori dell'indice di Humus del suolo di Landolt (Figura 22). Da questo studio emerge visibilmente che con l'avvento di un disturbo da scolitidi la quantità di sostanza organica nel suolo diminuisce.

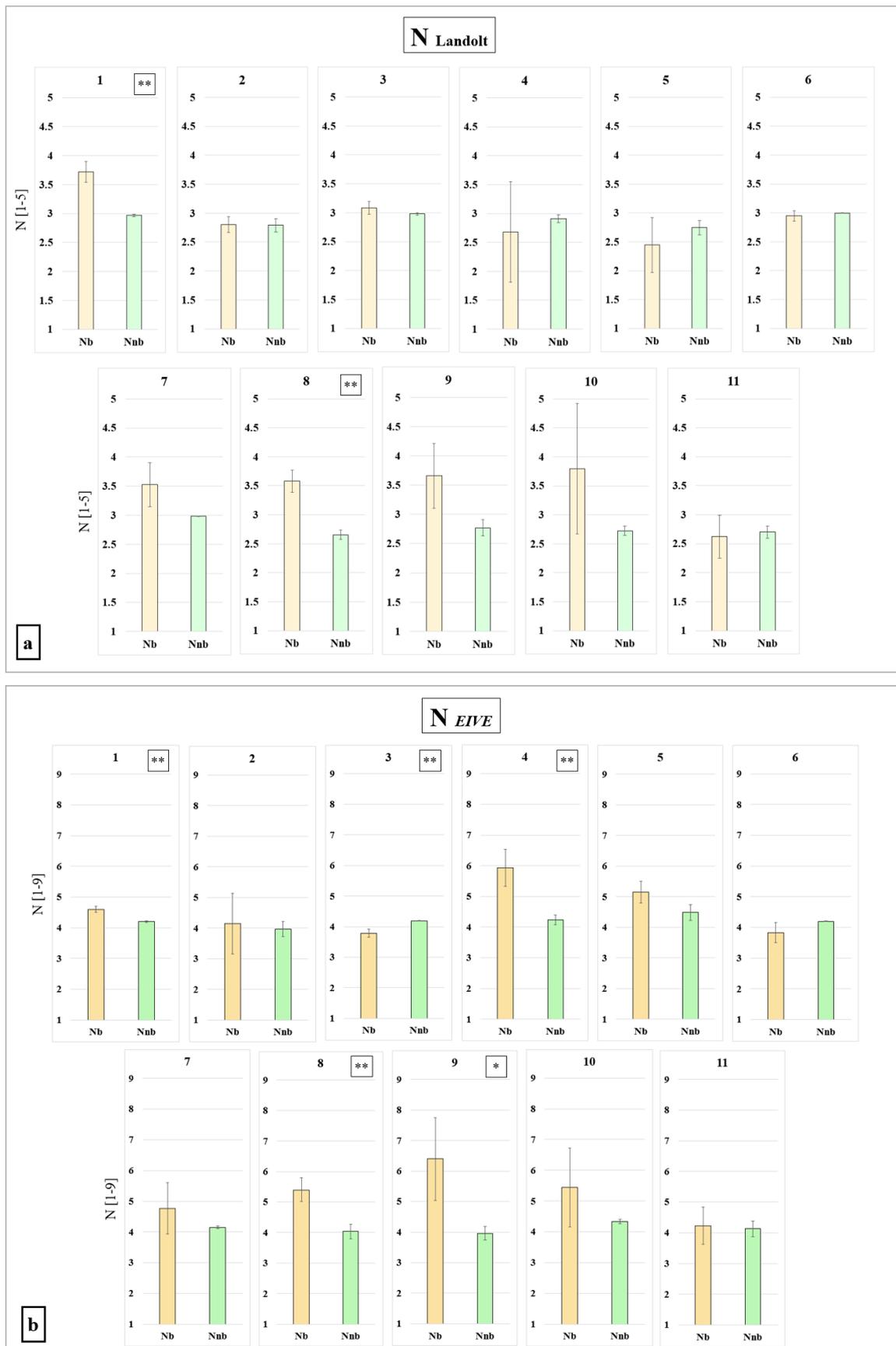


Figura 21 – (a) Indice dei Nutrienti del suolo, N, elaborato a partire dai valori proposti da Landolt nelle peccete controllo e nei rilievi bostricati delle undici macroaree. (b) Indice di Nutrienti del suolo, N, nelle varie macroaree prodotti con gli indici EIVE. In entrambe i grafici in ascissa N si riferisce all'indice dei Nutrienti del suolo, Nb (valori di N in rilievi bostricati), Nnb (valori di N in rilievi non bostricati). Per altra simbologia vedere descrizione Figura 16-a.

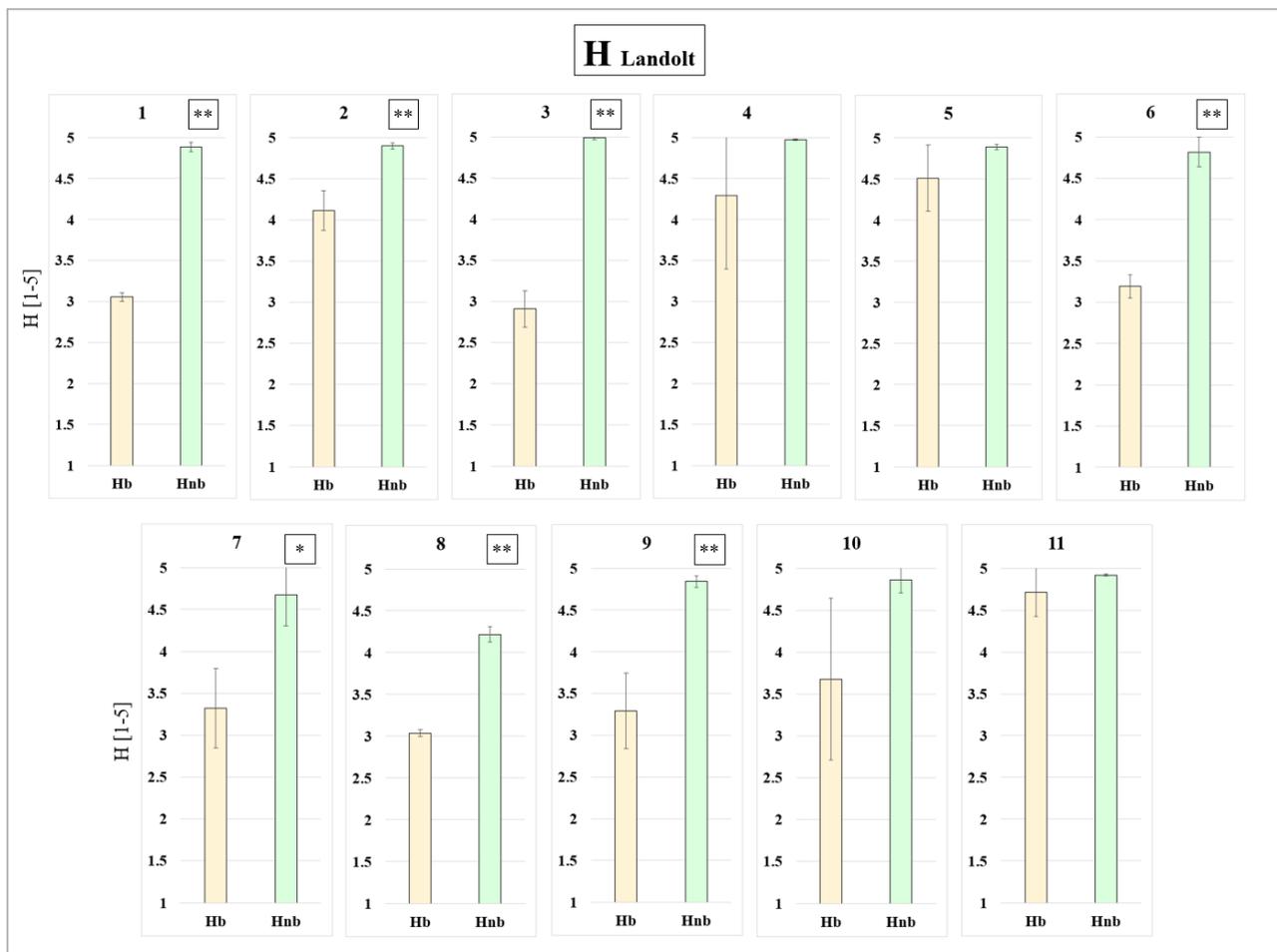


Figura 22 – Valori dell'indice di Humus nel suolo, H, nelle macroaree in cui sono state svolte le rilevazioni. In ascissa H si riferisce all'indice di Humus del suolo, *Hb* (valori di H in rilievi bostricati), *Hnb* (valori di H in rilievi non bostricati). Per altra simbologia vedere descrizione Figura 16-a.

Un altro aspetto che è stato studiato è la ricchezza floristica, intesa come il numero di specie presenti in ogni campionamento (100 m<sup>2</sup>). Questo criterio può essere considerato un indice di biodiversità e di complessità di un ecosistema. La ricchezza floristica è stata misurata per tutti i rilievi fitosociologici, in seguito è stata mediata sia tra i 3 rilievi in peccete controllo, sia in peccete colpite da bostrico analogamente a come già esposto nella parte relativa agli indicatori ecologici di Landolt e *EIVE*.

Questo parametro è presentato graficamente nella stessa modalità degli indicatori ecologici, con un istogramma per ogni macroarea da studio (Figura 23). Dai grafici si evince che la ricchezza floristica aumenta in tutti i casi in seguito all'attacco di bostrico, ad eccezione di un caso (la macroarea 9, che racchiude i rilievi svolti nel comune di Schilpario). Nell'istogramma sono presenti le barre di errore, talvolta molto elevate a causa dell'ampia variabilità dei dati di ricchezza floristica tra i vari rilievi. In più casi l'andamento individuato presenta anche una significatività statistica.

Il parametro della ricchezza floristica risulta massimo nel gruppo di rilievi 8, a Colere, su suoli carbonatici e minimo nella macroarea 6, nel comune di Pisogne, Loc. Val Palot.

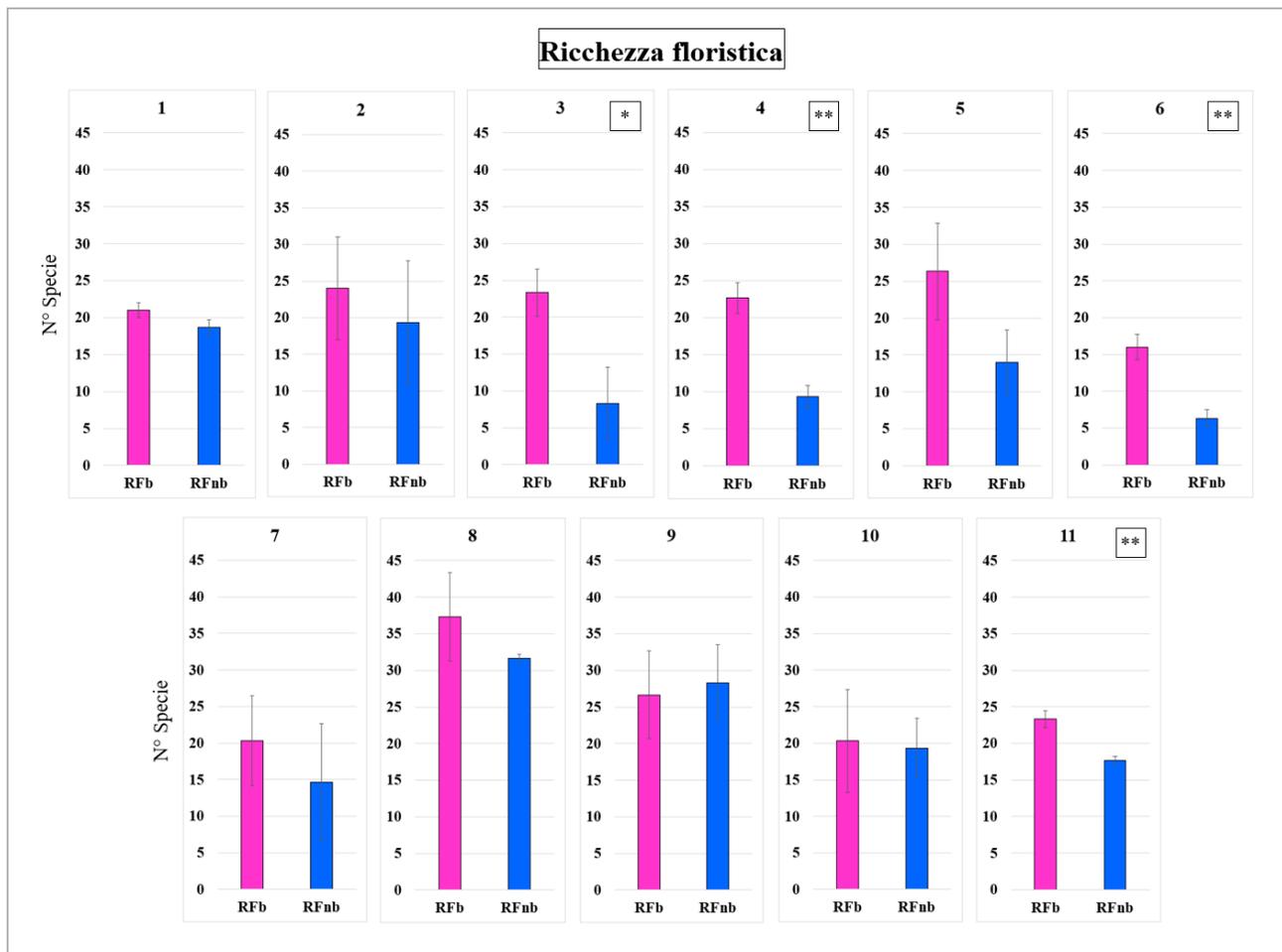


Figura 23 – Variazione di ricchezza floristica nelle macroaree di studio. In ogni barra verticale sono presenti i valori medi tra i tre rilievi simili attigui, sono state inserite le barre di errore, corrispondenti alla deviazione standard. Per ogni grafico è stata espressa la significatività statistica tramite il valore P: \*,  $P < 0.05$ ; \*\*,  $P < 0.01$ . In ascissa RF si riferisce al fatto che si tratta di indici di ricchezza floristica: RFb (b in rilievi bostricati), RFnb (nb in rilievi non bostricati).

#### 4.2.2 Fitosociologia

Per ciascuna macroarea sono state accorpate le specie nelle principali classi fitosociologiche considerando sia ogni specie per la sua copertura (primo grafico nelle figure seguenti), sia escludendo il valore di copertura rilevato (secondo grafico nelle figure seguenti).

I dati riportati sono espressi in percentuale sul valore di abbondanza totale di specie per ciascun rilievo nella prima serie di grafici e in percentuale sul totale di specie individuate in ciascuna area. Nella seconda serie sono indicate anche le barre di errore, che corrispondono alla deviazione standard ottenuta dai tre valori che costituiscono ciascuna barra dei grafici. Talvolta il valore della deviazione standard è elevato in quanto c'è molta diversità tra le coperture delle specie presenti nella stessa macroarea, sono tuttavia abbastanza frequenti situazioni in cui i dati presentano una significatività statistica media o elevata. Le specie individuate nei rilievi fitosociologici ricadono in 47 classi fitosociologiche differenti, molte con pochissime specie o con copertura minima, per questo sono state analizzate esclusivamente le 8 principali classi, che presentavano i valori massimi in termini di

copertura e di numero di specie. Le classi escluse da questa selezione sono state poi riunite nella categoria *Altro*.

Le principali classi fitosociologiche impiegate in questo studio sono state descritte sinteticamente nella tabella per poter comprendere meglio gli andamenti delle classi descritte (Tabella 12).

Classi fitosociologiche	Breve descrizione
<i>Vaccinio-Piceetea</i> Br.-Bl. in Br.-Bl. et al. 1939	Foreste di conifere olartiche e di betulle boreo-subartiche su suoli oligotrofici e lisciviati nella zona boreale e ad alte quote delle montagne nella zona nemorale dell'Eurasia.
<i>Carpino-Fagetea sylvaticae</i> Jakucs ex Passarge 1968	Foreste mesiche decidue e miste dell'Europa temperata, dell'Anatolia, del Caucaso e della Siberia meridionale.
<i>Robinietea</i> Jurko ex Hadač et Sofron 1980	Abbondanti radure nel bosco, macchia e boschetti successionali antropogenici su suoli ricchi di sostanze nutritive dell'Europa temperata.
<i>Quercetea robori-petraeae</i> Br.-Bl. et Tx. ex Oberd. 1957	Foreste acidofile di quercia e quercia-betulla su suoli poveri di nutrienti d'Europa.
<i>Epilobietea angustifolii</i> Tx. et Preising ex von Rochow 1951	Vegetazione perenne seminaturale di erbe alte sui margini disturbati delle foreste, sulle frange ripariali ricche di sostanze nutritive e nelle radure forestali nelle zone temperate e boreali dell'Eurasia.
<i>Alno glutinosae-Populetea albae</i> P. Fukarek et Fabijanić 1968	Foreste riparie delle regioni eurosiberiche e mediterranee.
<i>Quercetea pubescentis</i> Doing-Kraft ex Scamoni et Passarge 1959	Boschi misti di querce, latifoglie e conifere delle regioni calde della zona nemorale fresco-temperata dell'Europa centrale e meridionale e della fascia supramediterranea del Mediterraneo, dell'Asia Minore e del Medio Oriente.
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i> Tx. 1937	Pascoli, prati e frange di prati ad erbe alte gestiti dall'uomo su terreni fertili e profondi a basse e medie altitudini (raramente anche ad alte quote) d'Europa.

Tabella 12 – Descrizione delle caratteristiche delle principali classi presenti.

Nella prima macroarea (Figura 24) si può osservare in peccete sane un'elevata copertura delle classi *Vaccinio-Piceetea* (*PIC*) e *Altro* prima del disturbo, in seguito al disturbo la classe con copertura maggiore è *Robinietea* (*ROB*), con una copertura elevata. Dal punto di vista delle specie la situazione è più complessa, con una percentuale elevata di specie nella classe *Carpino-Fagetea sylvaticae* (*FAG*) e nella categoria *Altro* nelle peccete sane, mentre in seguito all'evento di disturbo aumentano i valori di percentuale di specie nelle classi *Alno glutinosae-Populetea albae* (*POP*) e (*ROB*) e diminuisce percentualmente il valore della classe *FAG*.

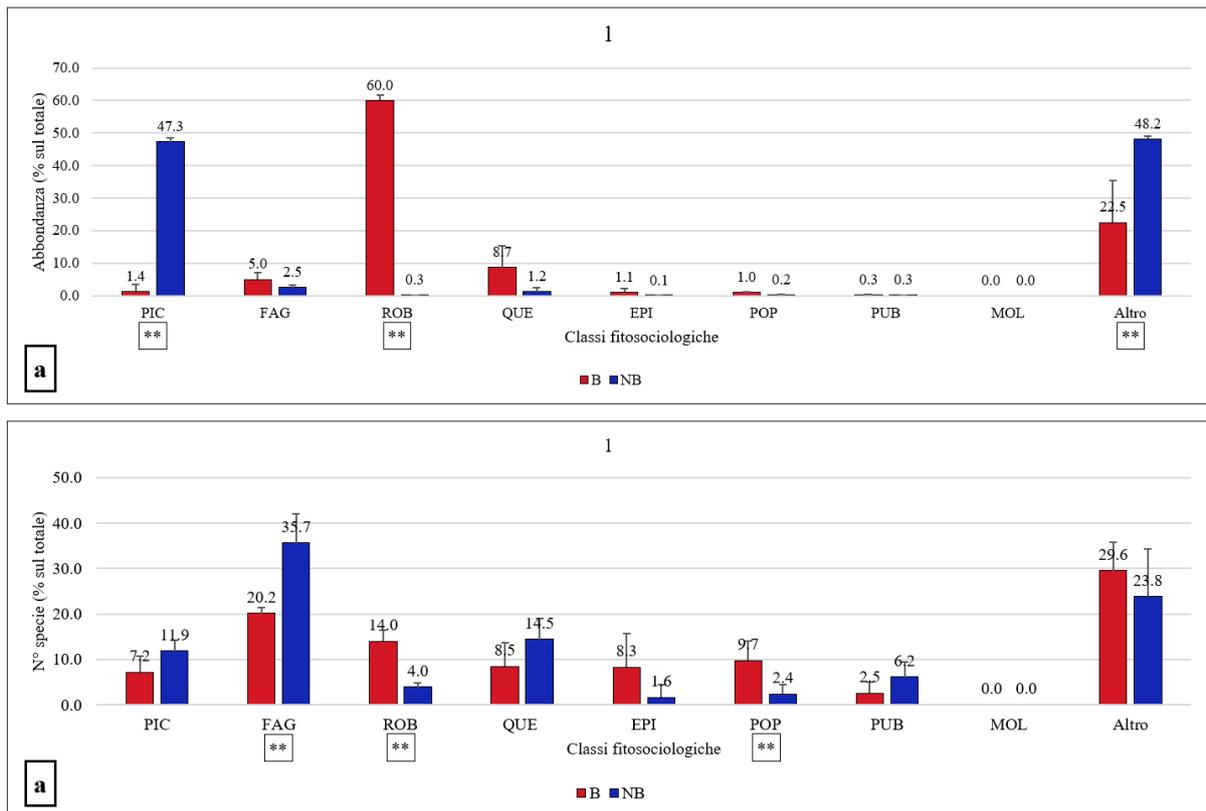


Figura 24 – Classi fitosociologiche nella macroarea 1. (a) Abbondanza (in percentuale) di ciascuna classe fitosociologica nei rilievi della macroarea 1, i valori riferiti alla copertura di ciascuna specie sono espressi in percentuale sulla copertura totale. Le barre indicano rispettivamente: B (rilievi in aree colpite da bostrico) NB (rilievi in peccete controllo). In ascissa le sigle delle classi fitosociologiche sono rispettivamente: *Vaccinio-Piceetea* (PIC), *Carpino-Fagetea sylvatica* (FAG), *Robinietaea* (ROB), *Quercetea robori-petraeae* (QUE), *Epilobietea angustifolii* (EPI), *Alno glutinosae-Populetea albae* (POP), *Quercetea pubescentis* (PUB), *Molinio-Arrhenatheretea* (MOL) e *Altro*, che comprende invece le classi non citate. Ciascuna barra è ottenuta attraverso la media di dati provenienti da tre rilievi fitosociologici. Sono state inserite nei grafici le barre di errore, corrispondenti alla deviazione standard. Per ogni grafico è stata espressa la significatività statistica tramite il valore P: \*,  $P < 0.05$ ; \*\*,  $P < 0.01$ . (b) Valore in percentuale di specie appartenenti a ciascuna classe Fitosociologica per la macroarea 1 per altra simbologia vedere la descrizione della Figura 24-a.

Analizzando i valori della seconda macroarea (Figura 25) si nota che, per quanto riguarda la copertura questa è maggiormente espressa dalle classi *PIC* e *Altro* nelle peccete controllo e dalla categoria *FAG*, *Altro* e *PIC* nelle aree infette da bostrico. Da notare l'incremento notevole di copertura di specie appartenenti alla classe *Carpino-Fagetea sylvatica*. Nel caso in cui si consideri invece la modalità in cui non si tiene conto della copertura le classi più presenti pre-disturbo sono *Altro*, *PIC* e *FAG*, in seguito al disturbo diminuiscono percentualmente le specie della classe *PIC* e aumentano significativamente le classi di *FAG* ed *Epilobietea angustifolii* (EPI).

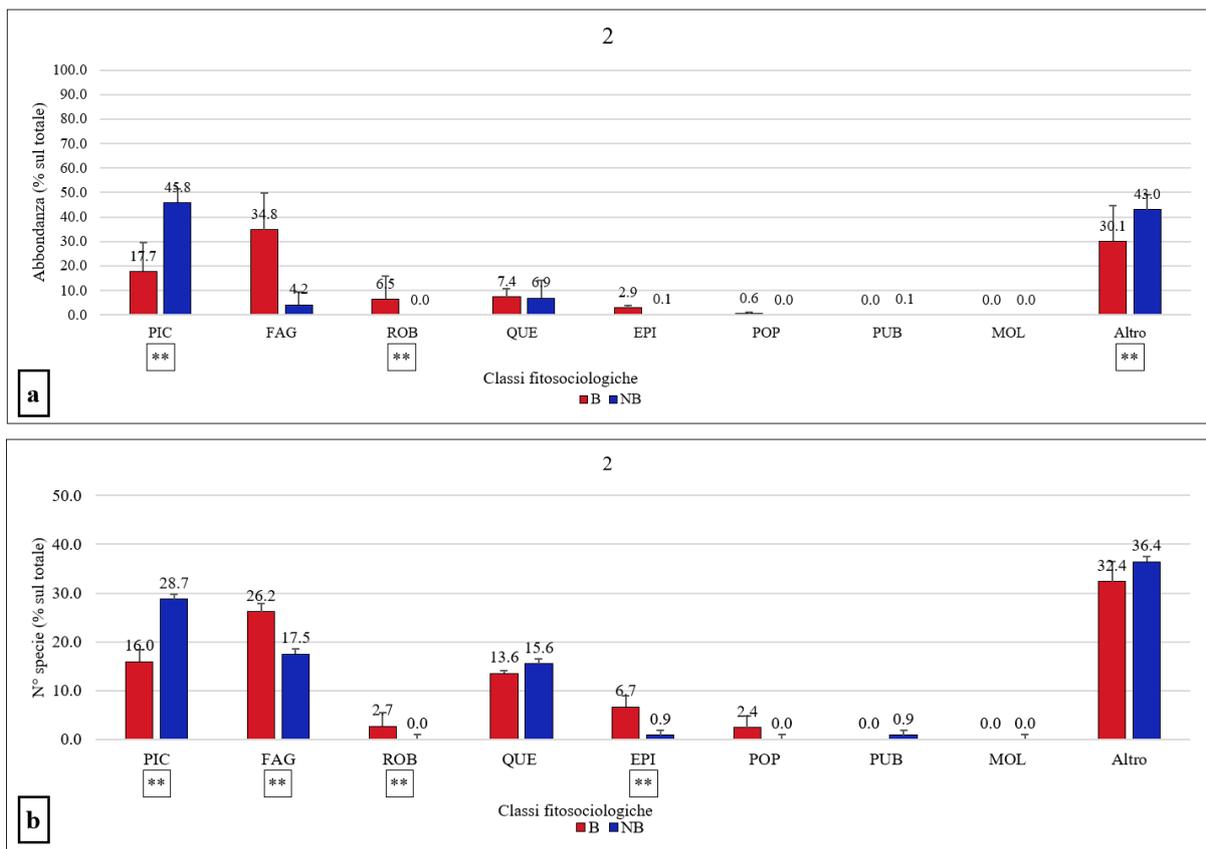


Figura 25 – Classi fitosociologiche nella macroarea 2. (a) Abbondanza di ciascuna classe fitosociologica nei rilievi della macroarea 2, nel caso in cui ciascuna specie conta in base alla copertura. Per dettagli legati alla simbologia vedere la didascalia della Figura 24-a. (b) Valore in percentuale di specie appartenenti a ciascuna classe fitosociologica per la macroarea 2, per altra simbologia vedere la descrizione della Figura 24-a.

Nella macroarea 3 (Figura 26) sono abbondanti le percentuali di copertura delle classi *Altro* e *PIC* nei rilievi in peccete controllo, in seguito al disturbo aumenta notevolmente la percentuale di copertura delle classi *ROB* e *Altro*. Si può notare un aumento, che seppur minore, risulta comunque statisticamente significativo anche in altre classi e contemporaneamente la quasi scomparsa della classe *PIC*. Per quanto riguarda l'andamento della percentuale del numero di specie per ciascun rilievo in seguito all'evento di disturbo si nota un calo drastico della classe *PIC*, così come per la classe *QUE*, risulta significativo invece l'aumento della percentuale di specie appartenenti alla classe *Robinietea*.

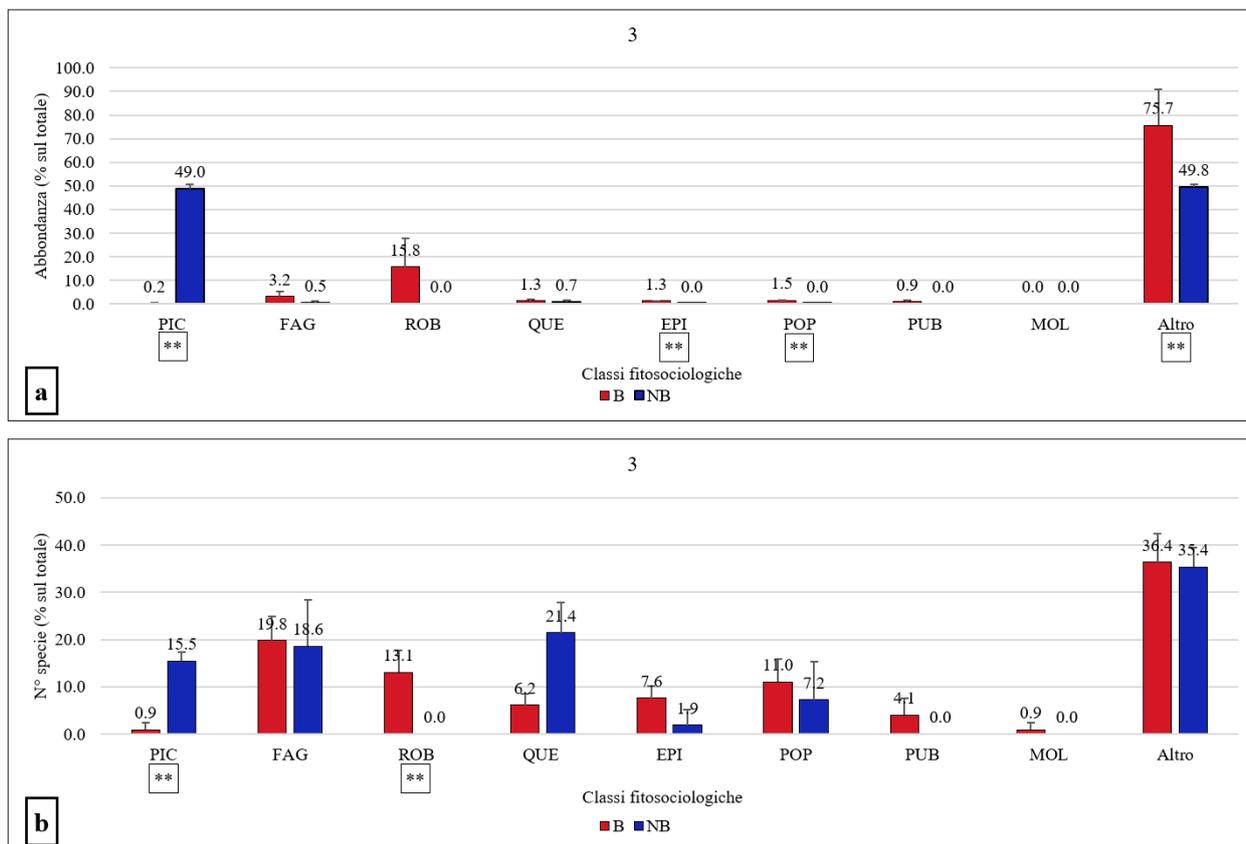


Figura 26 – Classi fitosociologiche nella macroarea 3. (a) Abbondanza di ciascuna classe fitosociologica nei rilievi della macroarea 3, nel caso in cui ciascuna specie conta in base alla copertura. Per dettagli legati alla simbologia vedere la didascalia della Figura 24-a. (b) Valore in percentuale di specie appartenenti a ciascuna classe fitosociologica per la macroarea 3, per altra simbologia vedere la descrizione della Figura 24-a.

Analizzando l'andamento della percentuale di ciascuna classe fitosociologica per la macroarea 4 (Figura 27) si osserva una riduzione delle classi *PIC* e *Altro*, e un incremento notevole delle classi *FAG* e *ROB*. Nell studio del numero di specie invece si osserva un aumento importante della percentuale delle classi *ROB*, *EPI*, *POP* e un decremento significativo della classe *Quercetea robori-petraeae* (*QUE*).

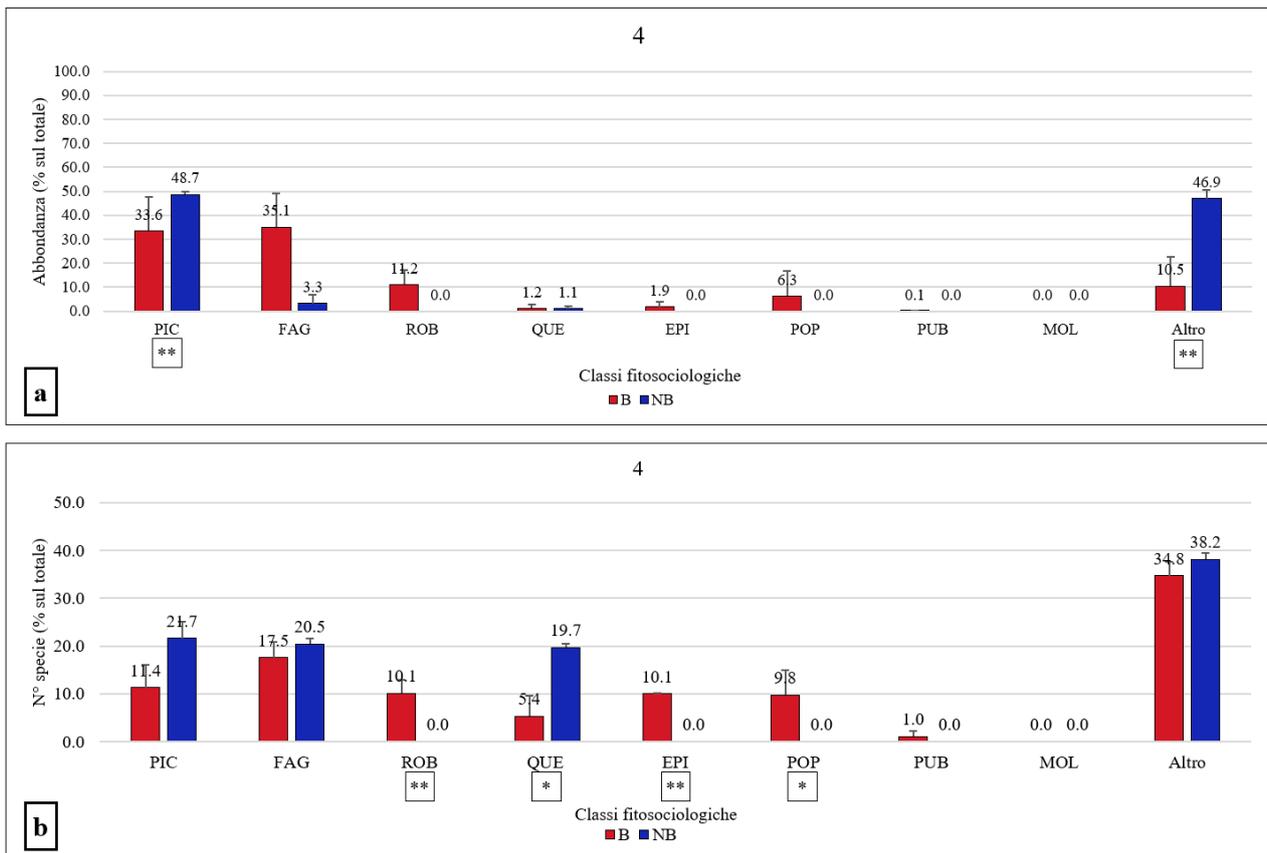


Figura 27 – Classi fitosociologiche nella macroarea 4. (a) Abbondanza di ciascuna classe fitosociologica nei rilievi della macroarea 4, nel caso in cui ciascuna specie conta in base alla copertura. Per dettagli legati alla simbologia vedere la didascalia della Figura 24-a. (b) Valore in percentuale di specie appartenenti a ciascuna classe fitosociologica per la macroarea 4, per altra simbologia vedere la descrizione della Figura 24-a.

Nella macroarea 5 (Figura 28) si osserva una riduzione della percentuale di copertura delle classi *PIC* e *Altro* in seguito al disturbo e un aumento per la classe *FAG*. Studiando invece il numero di specie non si individuano grandi cambiamenti tra le classi presenti prima e dopo il disturbo da bostrico, eccetto per un aumento di specie nella classe *ROB*.

La situazione della macroarea 6 (Figura 29) presenta una diminuzione importante di percentuale di copertura delle classi *PIC* e *Altro* in seguito all'evento di disturbo e l'aumento importante di percentuale di copertura delle classi *FAG* e *QUE*, che coprono la stragrande maggioranza della copertura delle aree colpite da bostrico.

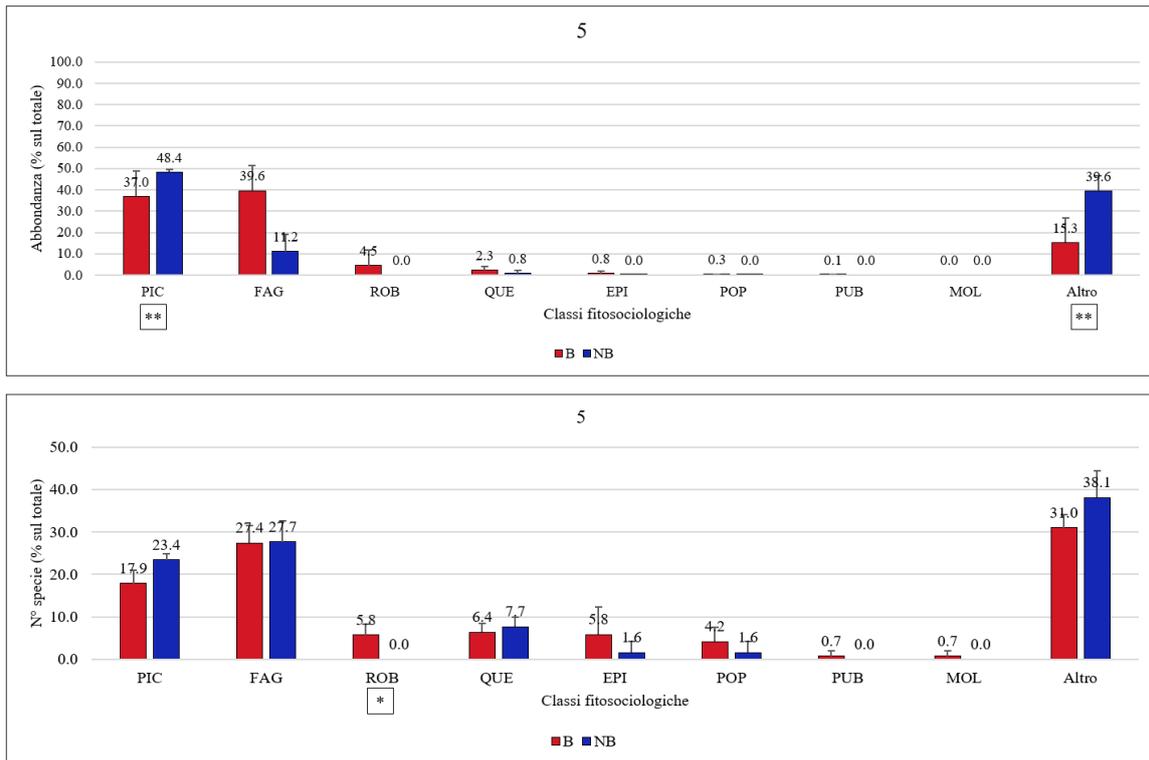


Figura 28 – Classi fitosociologiche nella macroarea 5. (a) Abbondanza di ciascuna classe fitosociologica nei rilievi della macroarea 5, nel caso in cui ciascuna specie conta in base alla copertura. Per dettagli legati alla simbologia vedere la didascalia della Figura 24-a. (b) Valore in percentuale di specie appartenenti a ciascuna classe fitosociologica per la macroarea 5, per altra simbologia vedere la descrizione della Figura 24-a.

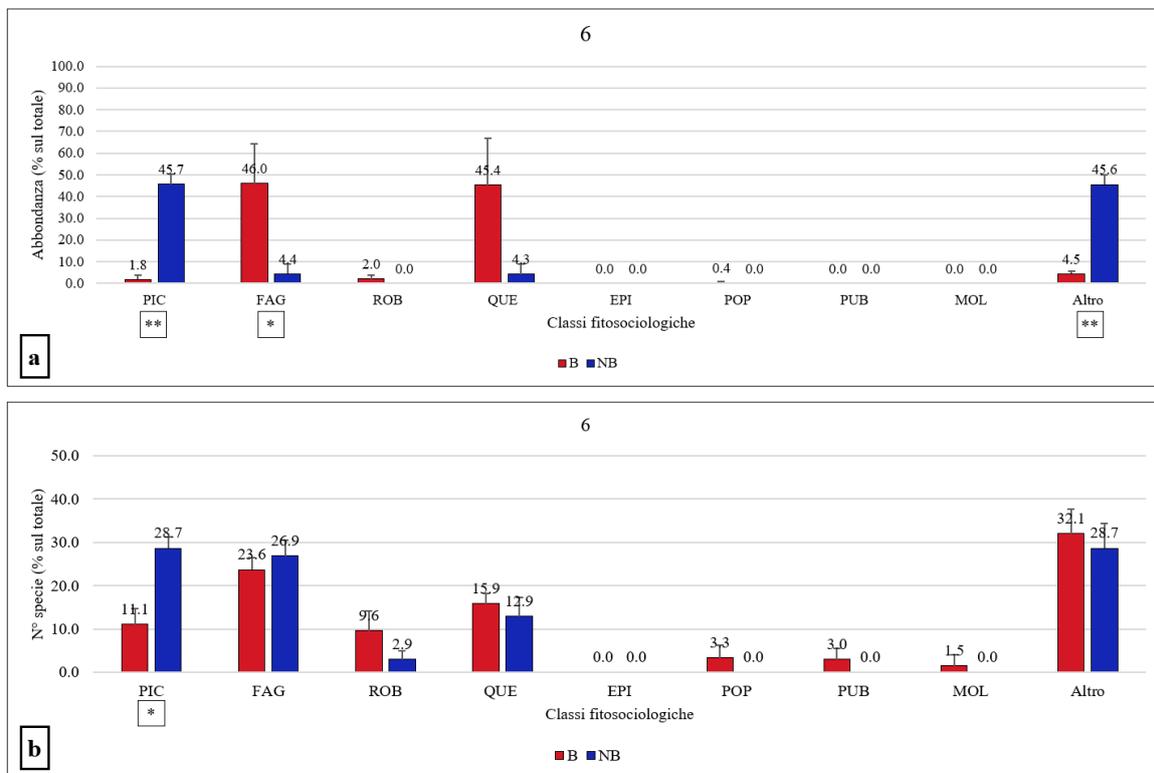


Figura 29 – Classi fitosociologiche nella macroarea 6. (a) Abbondanza di ciascuna classe fitosociologica nei rilievi della macroarea 6, nel caso in cui ciascuna specie conta in base alla copertura. Per dettagli legati alla simbologia vedere la didascalia della Figura 24-a. (b) Valore in percentuale di specie appartenenti a ciascuna classe fitosociologica per la macroarea 6, per altra simbologia vedere la descrizione della Figura 24-a.

Nella macroarea 7 (Figura 30) si assiste ad una diminuzione di percentuale di copertura della classe *PIC*, che è contrapposta all'aumento della classe *ROB*. Analizzando invece l'andamento della percentuale di specie per ciascuna classe sul totale si nota una riduzione per la classe *PIC* e un aumento significativo delle classi *ROB* e *POP*.

Nella macroarea 8 (Figura 31), studiando l'andamento della percentuale di copertura, si evidenzia un aumento per la classe *ROB*, che in seguito all'evento di disturbo da scolitidi primeggia sulle altre categorie, mentre diminuiscono le coperture di *PIC*, *FAG* e *POP*. In seguito al disturbo diminuisce la percentuale di specie nella classe *PIC* e aumentano invece le percentuali delle classi *POP* ed *EPI*.

Nella macroarea 9 (Figura 32), in seguito all'evento di disturbo si registra un aumento del valore di percentuale di copertura delle classi fitosociologiche *ROB*, *POP*, ed *EPI* e una riduzione della classe *PIC*. Analizzando invece il numero di specie per classe in seguito al disturbo aumentano i valori di percentuale di specie delle classi *ROB*, *POP*, ed *EPI*, diminuisce percentualmente invece la classe *QUE*.

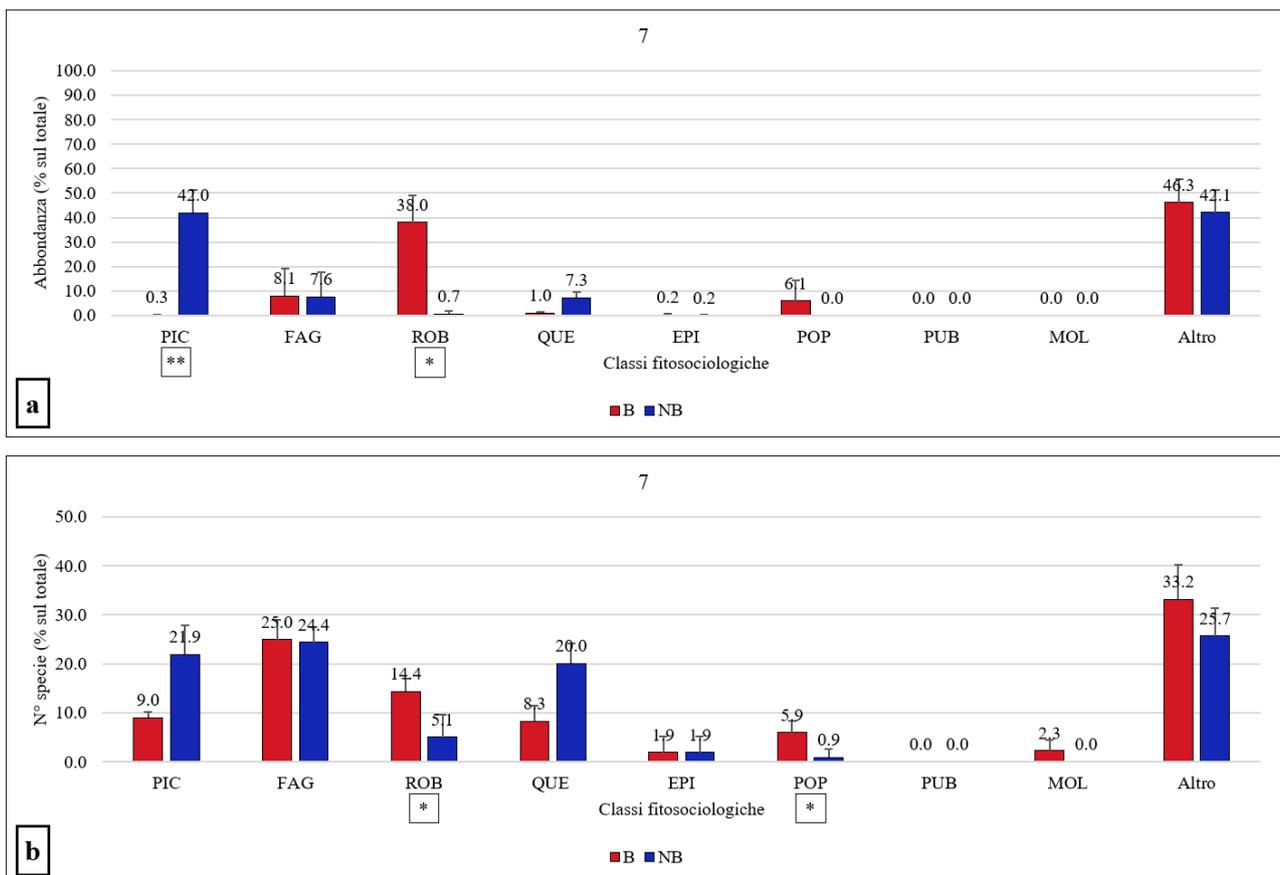


Figura 30 – Classi fitosociologiche nella macroarea 7. (a) Abbondanza di ciascuna classe fitosociologica nei rilievi della macroarea 7, nel caso in cui ciascuna specie conta in base alla copertura. Per dettagli legati alla simbologia vedere la didascalia della Figura 24-a. (b) Valore in percentuale di specie appartenenti a ciascuna classe fitosociologica per la macroarea 7, per altra simbologia vedere la descrizione della Figura 24-a.

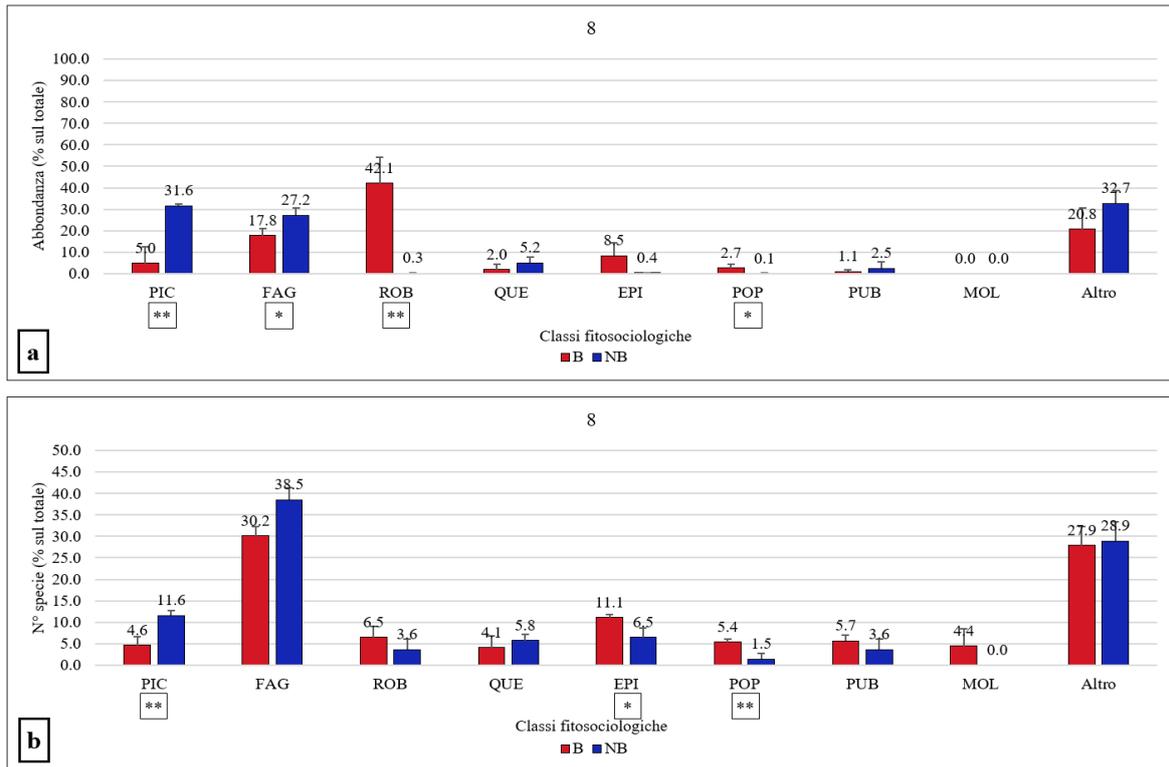


Figura 31 – Classi fitosociologiche nella macroarea 8. (a) Abbondanza di ciascuna classe fitosociologica nei rilievi della macroarea 8, nel caso in cui ciascuna specie conta in base alla copertura. Per dettagli legati alla simbologia vedere la didascalia della Figura 24-a. (b) Valore in percentuale di specie appartenenti a ciascuna classe fitosociologica per la macroarea 8, per altra simbologia vedere la descrizione della Figura 24-a.

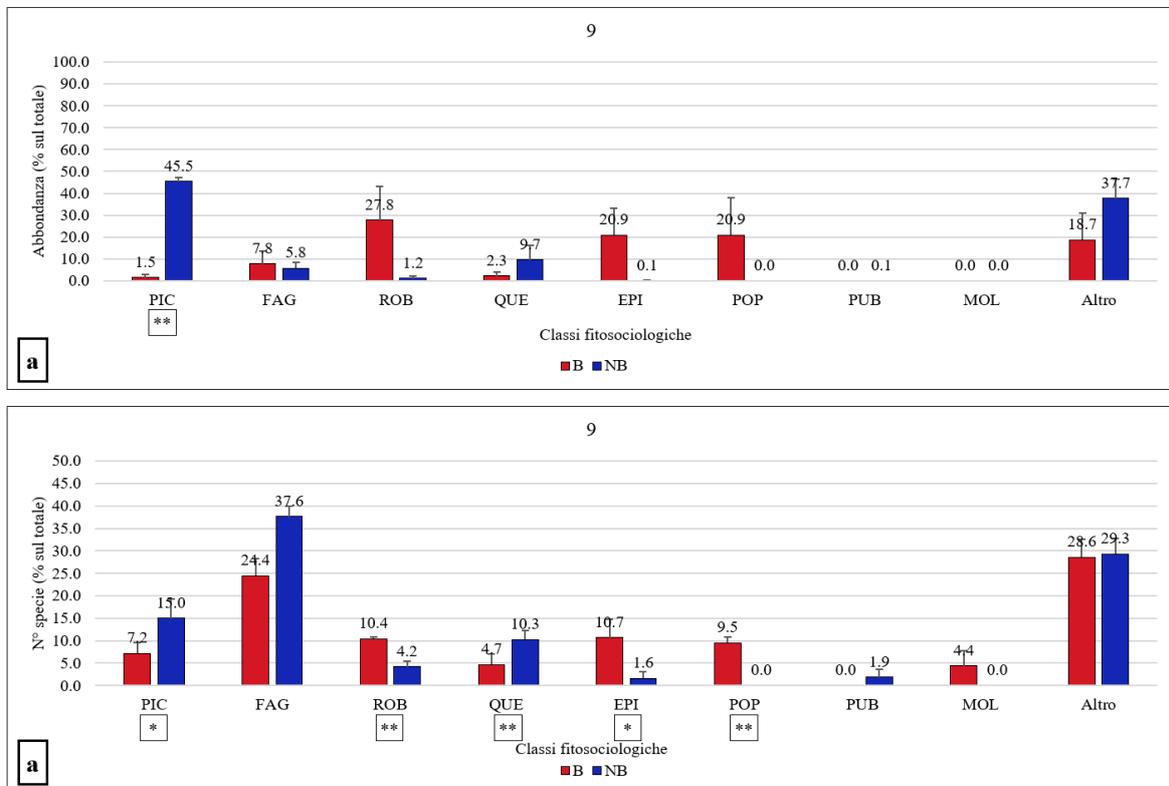


Figura 32 – Classi fitosociologiche nella macroarea 9. (a) Abbondanza di ciascuna classe fitosociologica nei rilievi della macroarea 9, nel caso in cui ciascuna specie conta in base alla copertura. Per dettagli legati alla simbologia vedere la didascalia della Figura 24-a. (b) Valore in percentuale di specie appartenenti a ciascuna classe fitosociologica per la macroarea 9, per altra simbologia vedere la descrizione della Figura 24-a.

Analizzando l'andamento delle percentuali di copertura delle classi fitosociologiche principali della macroarea 10 prima e dopo il disturbo (Figura 33), si nota una forte riduzione della categoria *PIC*, che è affiancata all'aumento delle categorie *EPI* e *ROB*. Per quanto riguarda le percentuali di specie per ciascuna classe a seguito del disturbo da scolitidi aumentano sensibilmente le classi *ROB* e *EPI* e al contrario diminuiscono percentualmente le classi *PIC* e *QUE*.

Nella macroarea 11 (Figura 34), per quanto riguarda le percentuali di copertura di ciascuna classe fitosociologica, si osserva un incremento sostanziale della classe *FAG*, che diventa dominante e una diminuzione nelle classi *PIC* e *Altro*. Analizzando invece il numero percentuale di specie per ciascuna classe in seguito all'evento di disturbo compaiono le categorie *ROB* ed *EPI*.

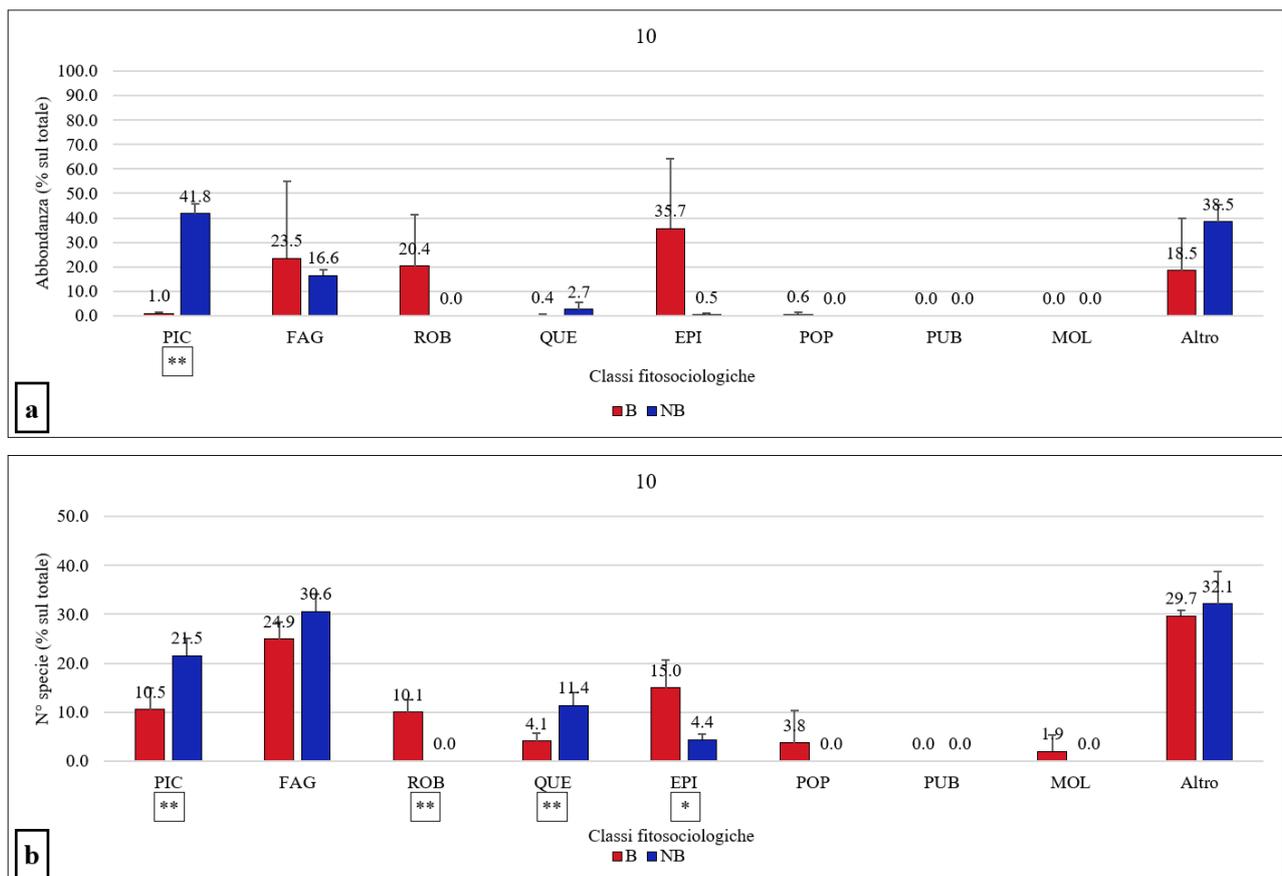


Figura 33 – Classi fitosociologiche nella macroarea 10. (a) Abbondanza di ciascuna classe fitosociologica nei rilievi della macroarea 10, nel caso in cui ciascuna specie conta in base alla copertura. Per dettagli legati alla simbologia vedere la didascalia della Figura 24-a. (b) Valore in percentuale di specie appartenenti a ciascuna classe fitosociologica per la macroarea 10, per altra simbologia vedere la descrizione della Figura 24-a.

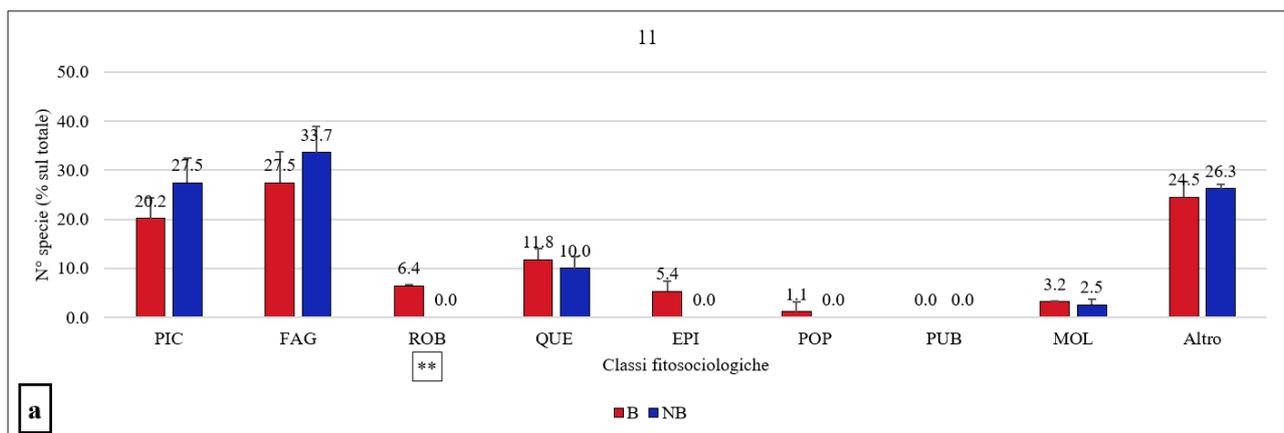
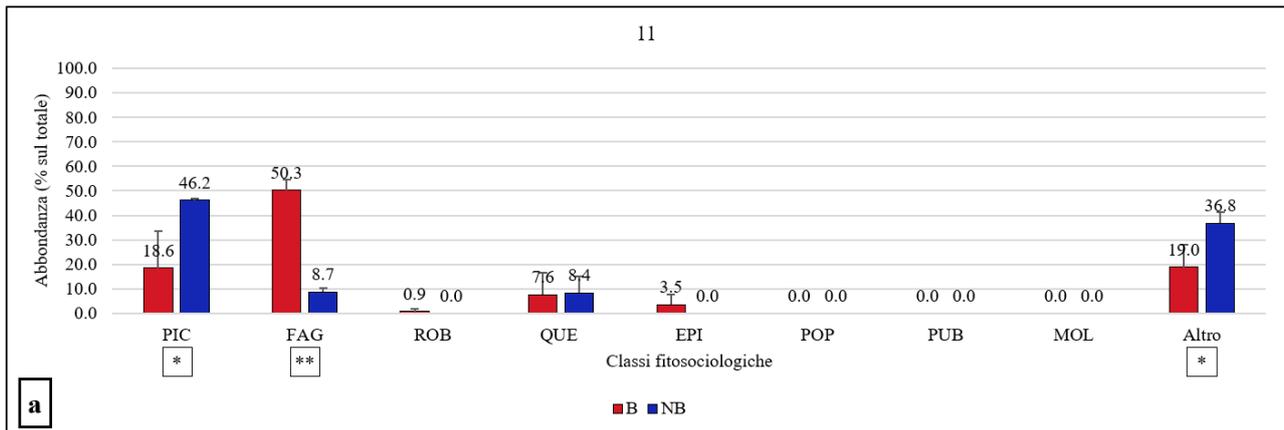


Figura 34 – Classi fitosociologiche nella macroarea 11. (a) Abbondanza di ciascuna classe fitosociologica nei rilievi della macroarea 11, nel caso in cui ciascuna specie conta in base alla copertura. Per dettagli legati alla simbologia vedere la didascalia della Figura 24-a. (b) Valore in percentuale di specie appartenenti a ciascuna classe fitosociologica per la macroarea 11, per altra simbologia vedere la descrizione della Figura 24-a.

### 4.3 Dendrogramma e specie indicatrici

La *cluster analysis* ha permesso l'identificazione di gruppi di rilievi fitosociologici simili dal punto di vista floristico e fisiognomico.

Il risultato della *cluster analysis* è il dendrogramma riportato sotto (Figura 35), dal quale si evincono due grandi *clusters*, formati ciascuno da 33 rilievi. I due grandi *clusters* sono stati etichettati come gruppo A, all'interno del quale ricadono tutte le peccete bostricate, e gruppo B, che racchiude tutti i rilievi svolti nelle aree controllo.

All'interno di ciascun gruppo sono stati individuati quattro *clusters*, gli otto *clusters* totali saranno in seguito analizzati uno per volta.

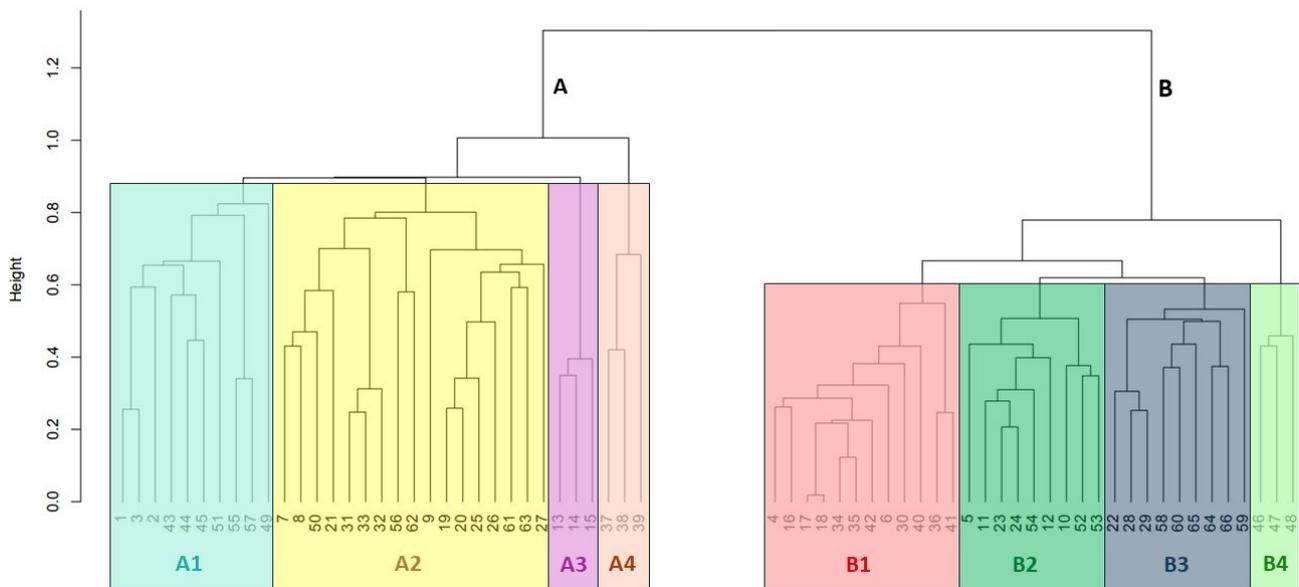


Figura 35 – Dendrogramma che comprende i 66 rilievi fitosociologici svolti, con evidenziata la suddivisione nei due *clusters* principali (A e B) Sulla sinistra si può notare il grado di analogie/differenze tra un gruppo e l'altro, che è espresso con una scala che va da 0.0 (massima uguaglianza) a 1.2 (massima diversità). I codici numerici identificano i rilievi fitosociologici, mentre nei riquadri colorati, sono presenti gli acronimi usati d'ora in poi per individuare i vari *clusters* secondari.

L'attività che ha permesso di poter individuare le specie indicatrici è stata svolta a partire dai dati dei rilievi fitosociologici, separati in gruppo A (Rilievi in aree colpite da bostrico) e in gruppo B (Rilievi in peccete intatte). Si può notare come le specie diagnostiche per il gruppo di rilievi A (Tabella 13) appartengano a varie classi fitosociologiche, principalmente *Robinietea* (*ROB*), *Carpino-Fagetea sylvaticae* (*FAG*) ed *Epilobietea angustifolii* (*EPI*). Non risultano specie appartenenti alla classe fitosociologica *Vaccinio-Piceetea* (*PIC*), eccetto per *P. abies* morto, che è la caratteristica che maggiormente indica il gruppo di rilievi A.

Nella condizione di pecceta controllo, che corrisponde al gruppo di *clusters* B (Tabella 14), sono presenti decisamente meno specie indicatrici, e quelle presenti, escluse le briofite, sono tutte appartenenti alla classe fitosociologica *Vaccinio-piceetea* (*PIC*). La specie più rilevante è l'abete rosso, anche la presenza di briofite è indicatrice del *cluster* B, infatti, molto difficilmente è stata osservata copertura di muschi nei rilievi colpiti da bostrico.

Cluster	Specie diagnostiche	Codice classe fitosociologica	$\Phi$	P	
A (bostrico)	<i>Picea abies</i> (L.) H. Karst. (morto)	PIC	0.951	0.005	**
	<i>Rubus idaeus</i> L.	ROB	0.470	0.005	**
	<i>Mycelis muralis</i> (L.) Dumort	FAG, EPI	0.406	0.005	**
	<i>Fragaria vesca</i> L.	EPI	0.295	0.005	**
	<i>Solanum dulcamara</i> L.	POP	0.286	0.040	**
	<i>Sambucus racemosa</i> L.	ROB	0.285	0.015	*
	<i>Rubus ulmifolius</i> Schott	RHA	0.270	0.005	**
	<i>Betula pendula</i> Roth	-	0.266	0.005	**
	<i>Geranium robertianum</i> L.	FAG, EPI	0.260	0.015	*
	<i>Galium aparine</i> L.	POP, EPI	0.234	0.015	*
	<i>Taraxacum officinale</i> (group)	-	0.226	0.010	**
	<i>Sambucus nigra</i> L.	ROB, POP	0.205	0.005	**
	<i>Galeopsis tetrahit</i> L.	PAR, EPI	0.186	0.005	**
	<i>Buddleja davidii</i> Franch	ROB	0.167	0.005	**
	<i>Salix caprea</i> L.	ROB	0.144	0.005	**
<i>Urtica dioica</i> L.	ROB, POP, EPI	0.142	0.005	**	

Tabella 13 – Elenco delle specie diagnostiche nei rilievi in aree colpite da bostrico, ottenute dall'analisi attraverso il coefficiente di Pearson ( $\Phi$ ). Sono riportati anche i valori di significatività statistica P: \*, P<0.05; \*\*, P<0.01.

Cluster	Specie diagnostiche	Codice classe fitosociologica	$\Phi$	P	
B (controllo)	<i>Picea abies</i> (L.) H. Karst. (vivo)	PIC	0.990	0.005	**
	Briofite	-	0.309	0.030	*
	<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	PIC, QUE, ULI, NAR	0.280	0.030	*
	<i>Saxifraga cuneifolia</i> L.	PIC	0.228	0.040	*

Tabella 14 – Elenco delle specie diagnostiche nei rilievi in peccete controllo, ( $\Phi$ ) è il coefficiente di Pearson. Sono riportati anche i valori di significatività statistica P: \*, P<0.05; \*\*, P<0.01.

Analizzando con maggior dettaglio il *cluster* A, che racchiude rilievi eseguiti in aree colpite da bostrico, sono stati individuati al proprio interno quattro *clusters*, ciascuno dei quali inquadra una specifica categoria di rilievi. Questi *sottoclusters* presentano ampia variabilità tra di loro.

Nel gruppo di rilievi A1 (*Rubetum idaei*) (Figura 36) sono presenti dieci rilievi fitosociologici svolti in aree in cui la vegetazione è raggiunta da un'elevata intensità luminosa. È possibile notare l'abbondante copertura di *Rubus Ideus* e di *Rubus ulmifolius*, l'elevata presenza di *Fagus sylvatica* e di *Fraxinus excelsior* nella rinnovazione, e occasionalmente la presenza di *Castanea sativa* (sempre nella rinnovazione). È molto frequente trovare *Mycelis muralis* nei rilievi di questo *cluster*, solitamente con coperture abbastanza basse.



Figura 36 – immagine di un rilievo nel *cluster* A1, abbondante la presenza di *Rubus ideus*, si può notare anche la presenza di *Fagus sylvatica* e *Castanea sativa*.

Il *cluster* A2 (*Comunità a Luzula nivea, Vaccinium myrtillus e rinnovazione di latifoglie*) (Figura 37) comprende diciassette rilievi ed è abbastanza eterogeneo. la principale caratteristica che accomuna tutti i rilievi appartenenti al *cluster* è la presenza di un elevata copertura di abete rosso morto, che genera una condizione ecologica che influenza la successione forestale. Le specie caratteristiche sono *Hieraceum murorum*, *Luzula nivea* e *Vaccinium myrtillus*, con coperture abbastanza elevate, vi è inoltre abbondanza di briofite e sono presenti spesso *Solidago virgaurea* e *Oxalis acetosella*. Talvolta è presente il faggio con coperture elevate, tuttavia in questi casi, le piante sono di dimensioni che fanno ragionevolmente presupporre che il loro insediamento sia stato antecedente rispetto al disturbo da scolitidi. In questo *cluster* spesso in rinnovazione è presente anche *Picea abies* e *Sorbus aucuparia*, che fanno immaginare un ritorno dell'abete rosso in alcuni rilievi, probabilmente in strutture più naturaliformi e intervallato a latifoglie, ad altre specie accessorie e ad *Abies alba*, osservato nella rinnovazione di alcuni rilievi (Figura 38-c). Nel *cluster* si sono individuati dei *sotto-clusters* A2a e A2b, che variano nella quantità o copertura della rinnovazione di *F. sylvatica*, *P. abies* e di *A. alba*; la rinnovazione di faggio (Figura 38-b) e di abete bianco è maggiore nel primo *sotto-cluster*, mentre nel secondo sembra essere maggiore quella di abete rosso (Figura 38-a).



Figura 37 – Immagine di un rilievo appartenente al *cluster* A2, abbondante la presenza di *Hieraceum murorum*, *Luzula nivea* e di *Prenanthes purpurea*.



Figura 38 – Rinnovazione nei rilievi. (a) Rinnovazione di *P. abies* in un rilievo del *cluster* A2; (b) Rinnovazione di *F. sylvatica* in un rilievo del *cluster* A2; (c) Rinnovazione di *A. alba* in un rilievo del *cluster* A2.

Nel *cluster* A3 (*Comunità con Senecio inaequidens e Buddleja davidii*) (Figura 39) sono presenti tre rilievi esposti a Sud nel comune di Cevo, che contengono specie più termofile rispetto alle fitocenosi che solitamente si instaurano nelle aree bostricate, quali ad esempio *Castanea sativa* frequente nella rinnovazione. Queste aree sono caratteristiche per la presenza abbondante di specie esotiche (neofite),

quali *Senecio inaequidens* e *Buddleja davidii*. Non è invece presente rinnovazione di abete rosso in questo *cluster*.



Figura 39 – Immagine di un rilievo appartenente al *cluster* A3, si possono notare specie neofite quali *Senecio inaequidens*, con coperture elevate e arbusti di *Buddleja davidii*. Poco più sotto sono presenti delle aree in cui è stato svolto l'esbosco del legname in seguito a schianti dovuti alla tempesta Vaia, anch'esse colonizzate da queste specie neofite.

Nel *cluster* A4 (*Comunità di arbusti termofili*) (Figura 40) sono presenti tre rilievi appartenenti alla macroarea 7, denominata "Val Palot impianti". In questo *cluster* sono presenti ampie aperture, che hanno permesso una rinnovazione abbondante. Le specie presenti in quest'area sono *Rubus ulmifolius*, *Fagus sylvatica*, *Salix caprea*, *Corylus avellana*, *Sambucus racemosa* e in minor quantità *Populus tremula*.

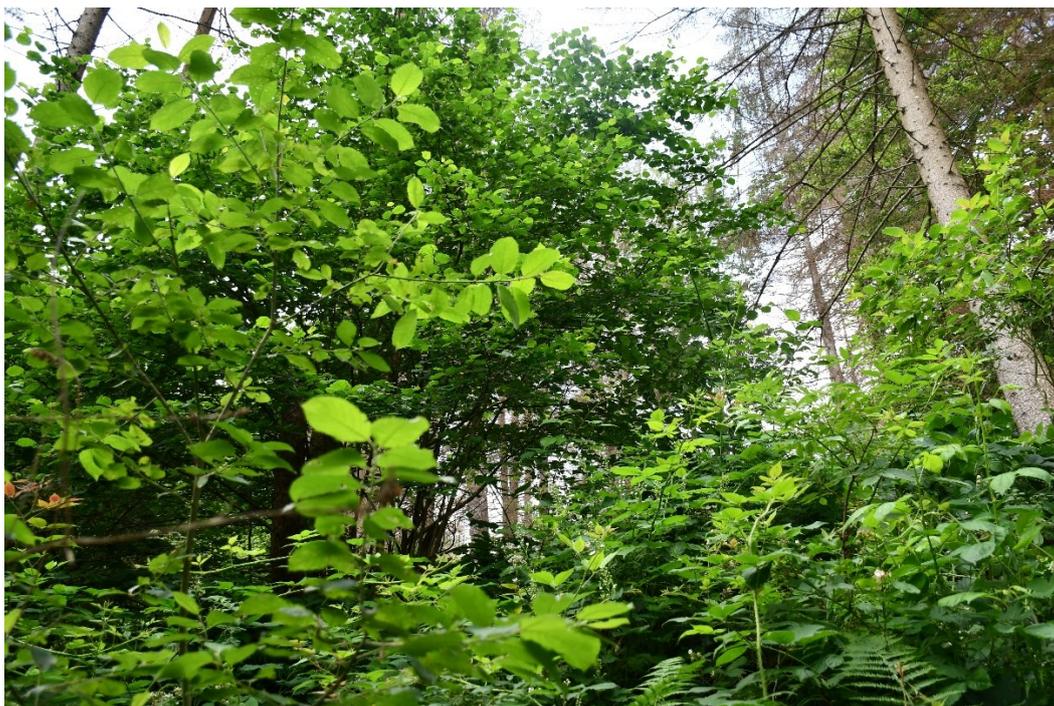


Figura 40 – Immagine di un rilievo appartenente al *cluster* A4, si può osservare la presenza di *Rubus spp.*, *Salix caprea* e *Corylus avellana*.

Nel gruppo di rilievi fitosociologici B sono stati individuati quattro principali *clusters* di boschi di abete rosso.

Il *cluster* B1 (*Peccete termofile con strato erbaceo e muscinale poco espresso*) (Figura 41) racchiude dodici rilievi fitosociologici di peccete, che hanno come caratteristiche l'elevata copertura da parte di abete rosso e la scarsa copertura da parte delle briofite e dello strato erbaceo. Sono talvolta presenti nella rinnovazione *Fagus sylvatica* e *Castanea sativa*.

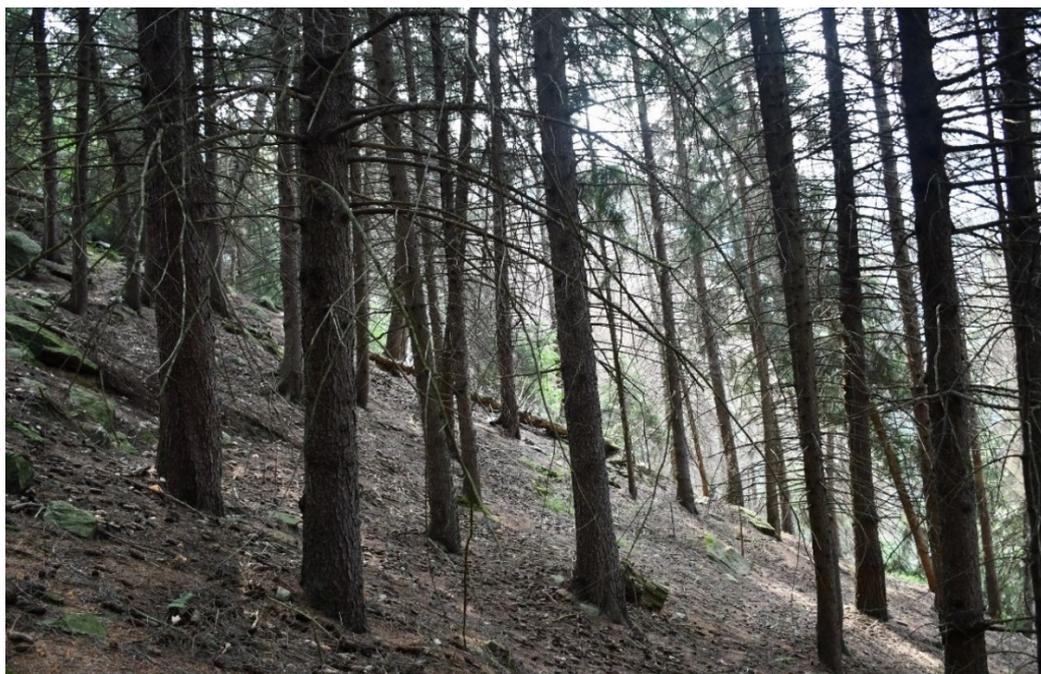


Figura 41 – Pecceta appartenente ad un rilievo del *cluster* B1, è necessario soffermarsi sulla scarsissima copertura delle briofite e delle piante erbacee.

Il gruppo di rilievi B2 (*Peccete montane con briofite, Vaccinium myrtillus e rinnovazione e di latifoglie*) (Figura 42) comprende nove rilievi fitosociologici di boschi di pecceta. Gli aspetti che caratterizzano questi rilievi sono la copertura abbondante di briofite, di *Vaccinium myrtillus*, *Hieraceum murorum*, *Maianthemum bifolium* e in alcuni rilievi la presenza di *Fagus sylvatica*.



Figura 42 – Pecceta del cluster B2, notevole la copertura di briofite e di *Vaccinium myrtillus*.

Nel cluster B3 (*Peccete montane con Oxalis acetosella e rinnovazione di P. abies*) (Figura 43) sono presenti nove rilievi fitosociologici, all'interno di questi ci sono varie specie guida, prima di tutto c'è anche qui un'elevata copertura di briofite, inoltre sono molto diffuse *Oxalis acetosella*, *Hieraceum murorum* e *Vaccinium myrtillus*. Quasi sempre sono presenti *Solanum dulcamara* e varie tipologie di felci. È necessario rimarcare l'assenza di rinnovazione di *Fagus sylvatica* in tutti i rilievi appartenenti a questo cluster e la presenza di rinnovazione di *P. abies* nei punti in cui lo strato arboreo è scarso.



Figura 43 – Immagine del sottobosco in un rilievo fitosociologico all'interno del *cluster* B3. Si può osservare la presenza di briofite, *Oxalis acetosella* e di felci.

Il *cluster* B4 (*Peccete montane dei suoli carbonatici con Fagus sylvatica*) (Figura 44) comprende 3 rilievi fitosociologici eseguiti all'interno del comune di Colere (Val di Scalve). La tipicità di questo *cluster* rispetto agli altri sta nel fatto che i rilievi che lo compongono si trovano su substrati geologici carbonatici. Le specie rappresentative di questo gruppo di rilievi sono *Carex alba*, *Oxalis acetosella*, *Cyclamen purpurascens*, *Helleborus niger*, *Hepatica nobilis* e *Fraxinus excelsior* nella rinnovazione. La copertura di *Fagus sylvatica* presente nello strato dominato è abbastanza elevata.

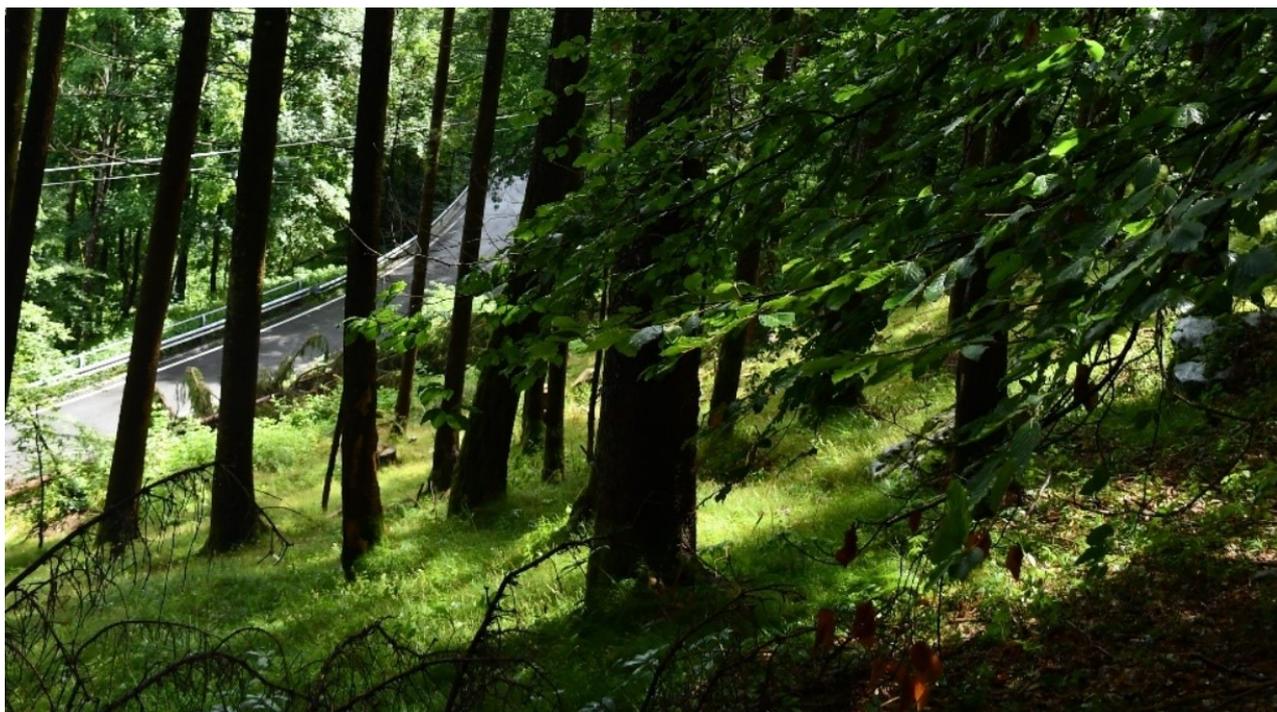


Figura 44 – Bosco appartenente al cluster B4, si può osservare la presenza di *Fagus sylvatica* e il tappeto erboso a *Carex alba*.

## 5 Discussione dei risultati

Dall'analisi svolta in *QGIS* è possibile rimarcare che tra i 1150 e i 1350 m di quota sono presenti più di 400 ha di peccete bostricate nel BSFO (Figura 10). La causa di ciò è stata individuata nella presenza di grandi poligoni di peccete colpite da bostrico che ricadono all'interno del comune di Pisogne (Val Palot), che raggiungono ciascuno 60 ha di superficie bostricata. Queste aree di grandi superfici colpite da bostrico possono essere dovute al fatto che queste peccete, che si trovano sui primi contrafforti prealpini in prossimità del lago d'Iseo, presentano un clima più oceanico e quindi maggiormente favorevole a faggio e abete bianco. Nei rilievi fitosociologici svolti in queste aree è stata infatti osservata una presenza significativa di queste due specie, che in alcuni casi si stavano cominciando ad insediare presumibilmente prima dell'avvento del bostrico (Figura 45). Queste aree risultano avere inoltre condizioni climatiche ottimali anche per lo sviluppo dello scolitide, che nelle aree termofile ha la possibilità di compiere fino a tre generazioni in un anno (Wermelinger, 2004).



Figura 45 – Rinnovazione in aree colpite da bostrico. (a) Rinnovazione di *Fagus sylvatica* abbondante sotto l'abete rosso infetto da bostrico in Val Palot. (b) Rinnovazione di *Abies alba* e *Fagus sylvatica* in Val Palot.

Un altro grafico molto utile per le informazioni che fornisce è quello che unisce la distribuzione della pecceta e quella delle aree bostricate in termini di superficie, andando a creare delle fasce altitudinali di 50 m (Figura 11). Da questo grafico si evince che la fascia altitudinale in cui il bostrico causa maggiori danni (altitudine compresa tra 1200 m e 1250 m) non coincide con la fascia di maggiore espansione dell'abete rosso (altitudine compresa tra 1350 m e 1400 m), pertanto la maggiore superficie colpita da bostrico è riscontrabile a un'altitudine inferiore di 150 m rispetto all'ottimo del

peccio. Nella fascia di maggiore espansione del bostrico questo ha causato la perdita di circa il 9 % delle peccete presenti.

Il *grafico radar* (Figura 12) dell'altitudine media ponderata sulla superficie in base all'esposizione evidenzia che il bostrico si trova a quote leggermente più elevate nelle aree esposte a Sud e a quote progressivamente inferiori man mano che l'esposizione varia verso Nord. Anche questo dato è molto interessante ed è probabilmente causato dal fatto che sui versanti esposti a Sud l'abete rosso subisce maggiore stress idrico nei periodi di siccità e il bostrico trova le condizioni ideali per la sopravvivenza invernale anche a quote maggiori.

Dallo studio della radiazione solare annua (Figura 13) è stata osservata una relazione sull'aumento della superficie colpita da bostrico è la fascia di energia cumulata annua incidente. L'aumento di radiazione solare annua incidente. L'aumento dell'energia termica incidente potrebbe aumentare sia la velocità di sviluppo post-embrionale che lo stress dell'ospite (Wermelinger e Seifert 1998; Wermelinger, 2004).

Dal grafico che individua la superficie infetta da bostrico in base alla destinazione selvicolturale dell'area di studio (Figura 15) è possibile osservare che la superficie più colpita è quella produttiva (%), probabilmente perché le peccete a quote relativamente basse hanno soprattutto questa destinazione d'uso, a seguire sono presenti quelle multifunzionali e naturalistiche. Circa il 10 % della superficie colpita da bostrico nel BSFO si trova in aree che svolgono una funzione protettiva, queste aree dovrebbero subire un trattamento particolare che permetta loro di continuare a svolgere la loro funzione protettiva e consenta un rapido ritorno del bosco.

Passando invece allo studio della vegetazione tramite i rilievi fitosociologici si riescono ad ottenere molti dati utili e a elaborare molte considerazioni. Attraverso l'analisi dei dati dei rilievi tramite gli indicatori ecologici di Landolt et al. (2010) in seguito al disturbo da *I. typographus* si possono riscontrare delle variazioni ricorrenti all'interno dei valori dei singoli indici.

Per quanto riguarda l'indice di Temperatura (T), tra la pecceta controllo e la fitocenosi che si afferma in seguito all'arrivo del bostrico, questo risulta sempre incrementato, spesso in modo statisticamente significativo (Figura 16-a). Questa variazione permette di affermare che la fitocenosi che si insedia in seguito all'avvento del bostrico è solitamente più termofila rispetto alla comunità vegetale presente prima del disturbo. L'avvento di fitocenosi più termofile ci può far ipotizzare che la formazione *climax* di molte delle aree analizzate potrebbe non corrispondere più alla formazione pre-disturbo, per via delle mutate condizioni climatiche.

Anche l'indicatore di Intensità luminosa (L) varia sensibilmente (Figura 18-a), nelle aree controllo questo indice assume valori molto bassi, spesso prossimi all'1 per arrivare a fitocenosi che si insediano in seguito al bostrico decisamente più eliofile. Questo passaggio potrebbe essere transitorio,

in quanto poi solitamente la successione porta ad una fitocenosi più sciafila rispetto a quella che si instaura in seguito alla morte delle piante arboree.

Un indice che subisce delle lievi variazioni è per esempio l'indice dei Nutrienti nel suolo N (Figura 21-a), che spesso aumenta nella condizione post-disturbo, la vegetazione che si afferma in seguito al disturbo è quindi più esigente in termini di nutrienti. Il legno morto di abete rosso rilascia i nutrimenti che aveva assorbito nel tempo e allo stesso tempo l'assenza del soprassuolo di abete rosso causa il mancato assorbimento di nutrimenti da parte di questo, che sono quindi disponibili per la fitocenosi che si instaura.

Il valore dell'indice di Humus nel suolo (H) (Figura 22-a) subisce una brusca variazione, in quanto nella situazione prima del disturbo questo valore è prossimo a 5, mentre nella fitocenosi in seguito al disturbo il valore scende notevolmente. Questo andamento sembra essere dovuto alla mancata produzione (e conseguentemente al mancato rilascio) di aghi e di altra necromassa fine di difficile degradabilità da parte dell'abete rosso, che continuerebbe a mantenere elevata la quantità di lettiera (il valore dell'indice di Landolt H di *P. abies* corrisponde a 5). La fitocenosi che si è instaurata nelle peccete colpite da bostrico al momento in cui sono stati svolti i rilievi fitosociologici probabilmente produce meno necromassa oppure questa è di rapida degradabilità e ciò comporta un decremento della sostanza organica del suolo, allo stesso tempo la ridotta copertura arborea può far ipotizzare ad una più rapida mineralizzazione della sostanza organica.

Un indice dal quale si può vedere un andamento meno chiaro è quello della continentalità (K) (Figura 17), che diminuisce leggermente in seguito al disturbo. Ciò potrebbe essere dovuto alla graduale riduzione della copertura arborea, che causa una continentalizzazione a livello locale.

Commentando gli indici *EIVE* è necessario precisare che a differenza degli indici di Landolt non tutte le specie presenti nei vari rilievi fitosociologici sono state impiegate nel calcolo dei vari parametri ecologici in quanto mancavano dei valori *EIVE*. Per questo motivo i dati ottenuti da questa rielaborazione risultano meno efficaci nell'esprimere la situazione effettiva presente in ciascun rilievo.

Con questa premessa si può comunque evidenziare la crescita dell'indicatore di Temperatura *EIVE* (T) (Figura 16-b), in linea con quanto risultato dallo studio degli indici di Landolt. L'andamento dell'indice di Intensità luminosa (L) (Figura 18-b) in seguito all'evento di disturbo subisce un aumento meno accentuato rispetto a quello di Landolt, ciò sembra dovuto al valore attribuito all'indice L di *P. abies*, che è più alto e causa valori maggiori per le peccete controllo. L'indice di Umidità del suolo (M) (Figura 19) e l'indice di Reazione del suolo (R) (Figura 20) mostrano un andamento comune, che porta all'abbassamento dei valori in seguito all'evento del disturbo. L'abbassamento dell'indice di reazione del suolo sembra dovuto alla situazione di partenza che è

quella di specie che prediligono suoli tendenzialmente acidi (l'abete rosso per l'appunto) e il disturbo comporta un graduale andamento delle fitocenosi verso specie che preferiscono suoli neutri. A causa del mancato apporto di nuovi aghi e di altra necromassa da parte di *Picea abies* e a causa della riduzione del potere acidificante degli aghi nella lettiera, con il passare del tempo il solo diventa più tendente a un pH neutro. Ciò permette l'insediamento di specie non strettamente acidofile.

Analizzando la ricchezza floristica prima e dopo il disturbo da scolitidi (Figura 23) si nota un aumento generalizzato di questo parametro. Questo fenomeno risulta essere dovuto al fatto che il numero di specie vegetali presenti in una vegetazione "climax" solitamente risulta essere inferiore rispetto al numero di specie presenti in una comunità vegetale da poco colpita da un disturbo, che consente l'ingresso temporaneo di molte specie opportuniste (Pignatti, 1995).

I risultati dell'analisi della ripartizione delle specie nelle rispettive classi fitosociologiche permettono di affermare che è presente un andamento comune in quasi tutte le macroaree, con diverse intensità. Generalizzando in seguito al disturbo per quanto riguarda la copertura delle classi fitosociologiche nelle macroaree, diminuisce la percentuale di copertura delle classi di *Vaccinio-Piceetea*, e di *Altro*, mentre aumentano le classi *Robinietea*, *Carpino-Fagetea sylvaticae*, *Epilobietea angustifolii*, a volte anche *Alno glutinosae-Populetea albae* e *Quercetea robori-petraeae*.

Analizzando invece i valori percentuali del numero di specie in seguito al disturbo diminuiscono le specie per le classi *Vaccinio-Piceetea*, *Carpino-Fagetea sylvaticae* e *Quercetea robori-petraeae*, aumentano invece le percentuali delle classi: *Robinietea*, *Epilobietea angustifolii* e in maniera minore *Alno glutinosae-Populetea albae* e *Molinio-Arrhenatheretea*. Quest'analisi ha permesso di comprendere che aumentano le percentuali delle classi delle specie colonizzatrici, tipiche di schiarite e di margini del bosco, confermando così che il bosco ha subito un fenomeno di degradazione.

Da un'attenta osservazione del dendrogramma restituito dalla *cluster analysis* è stata osservata una prima differenza tra il *cluster* di peccete sane (A) e quello delle peccete colpite da bostrico (B), infatti, il gruppo di rilievi con peccete sane si ramifica più in basso e ciò permette di avere una prima indicazione della maggiore diversità nelle aree colpite da bostrico rispetto alle aree controllo. Inoltre, i *clusters* principali (A e B) possiedono un numero di rilievi abbastanza differente tra di loro in quanto non tutti i *clusters* sono stati riscontrati con la stessa frequenza.

## 5.1 Modelli di successione

Sulla base degli otto *clusters* ottenuti dalla *cluster analysis* (e le loro caratteristiche ecologiche) sono stati ipotizzati quattro modelli di successione della vegetazione post-disturbo, ciascuno dei quali parte da un *cluster* della categoria B (peccete intatte). Per ogni *cluster* del gruppo B sono stati elaborati diversi andamenti della successione, al variare di alcuni fattori ecologici. Non tutte le fasi evidenziate dai modelli di successione sono effettivamente state osservate, in quanto le fitocenosi allo stadio di bosco maturo post-disturbo non sono presenti vista la recente diffusione di *I. typographus* ad uno stato epidemico. Si è potuta solo ipotizzare la loro tipologia forestale in base alle specie arboree che sono state individuate nella rinnovazione delle aree bostricate e in base alle caratteristiche ecologiche in queste rilevate (con gli indicatori ecologici).

Un altro aspetto che è importante rimarcare è che in alcune aree particolarmente esposte al sole e appartenenti al *cluster* B1 in seguito al disturbo è avvenuta un'invasione da parte di alcune specie neofite (esotiche) quali *Senecio inaequidens*, *Buddleja davidii* e *Impatiens parviflora*. L'invasione da parte di queste specie aliene e invasive sembra essere dovuta al trasporto antropico involontario di materiale di propagazione tramite il cantiere forestale adiacente all'area di studio dedicato all'esbosco di alberi schiantati dalla tempesta Vaia. Questo modello di successione, anche non essendo stato individuato nelle successioni degli altri *clusters* B nei rilievi svolti, è comunque stato segnalato come degenerazione delle fitocenosi possibile ma da evitare. In questi modelli di successione si ipotizza che l'avvento di specie neofite causi un ritardo nel raggiungimento della vegetazione *climax*, così come l'ingresso di *Rubus* spp. e di arbusti termofili tipici del *cluster* A4.

Il *cluster* B1 (*Peccete termofile con strato erbaceo e muscinale poco espresso*) (Figura 46) in seguito ai disturbi da scolitidi ha 3 differenti modalità di successione in base alla variazione dei parametri di intensità luminosa e di temperatura, può formare vegetazioni molto differenti al variare delle condizioni stazionali, dalle peccete alle faggete ai castagneti e querceti di rovere (*Quercus petraea*). Talvolta si osserva rinnovazione di faggio e castagno abbondante già nei rilievi del *cluster* controllo. Nel *cluster* B2 (*Peccete montane con briofite, Vaccinium myrtillus e rinnovazione e di latifoglie*) (Figura 47) sono effettivamente state registrate 2 modalità di successione alle quali è stata aggiunta la possibile successione caratterizzata dall'avvento di neofite. Le vegetazioni potenziali di queste aree sono legate all'abete rosso, all'abete bianco e al faggio, che possono avere coperture variabili che formano boschi della tipologia forestale del Piceo-faggeto (Del Favero, 2002), che possono evolvere in peccete o in faggete al variare di fattori ambientali quali intensità luminosa, temperatura e continentalità.

Il *cluster* B3 (*Peccete montane con Oxalis acetosella e rinnovazione di P. abies*) (Figura 48) racchiude boschi che presentano una rinnovazione naturale di abete rosso, accentuata dal bostrico e

rinnovazione scarsa di faggio e di altre specie arboree. Questo fenomeno permette di ipotizzare che il bosco futuro sia nuovamente la pecceta, raramente il piceo-faggeto. Anche in questo caso è stata inserita la possibilità di arrivo di specie neofite, nonostante si ritiene che l'arrivo delle specie aliene individuate sia un'ipotesi più remota in quanto queste sono specie molto termofile e le aree appartenenti a questo *cluster* presentano condizioni ambientali non propriamente adeguate.

Per quanto riguarda il *cluster* B4 (*Peccete montane dei suoli carbonatici con Fagus sylvatica*) (Figura 49) è stato individuato un modello di successione, al quale si aggiunge il possibile arrivo di neofite. Questa successione probabilmente porterà a boschi caratterizzati da un'elevata presenza di faggio e di abete bianco e una presenza più contenuta di abete rosso.

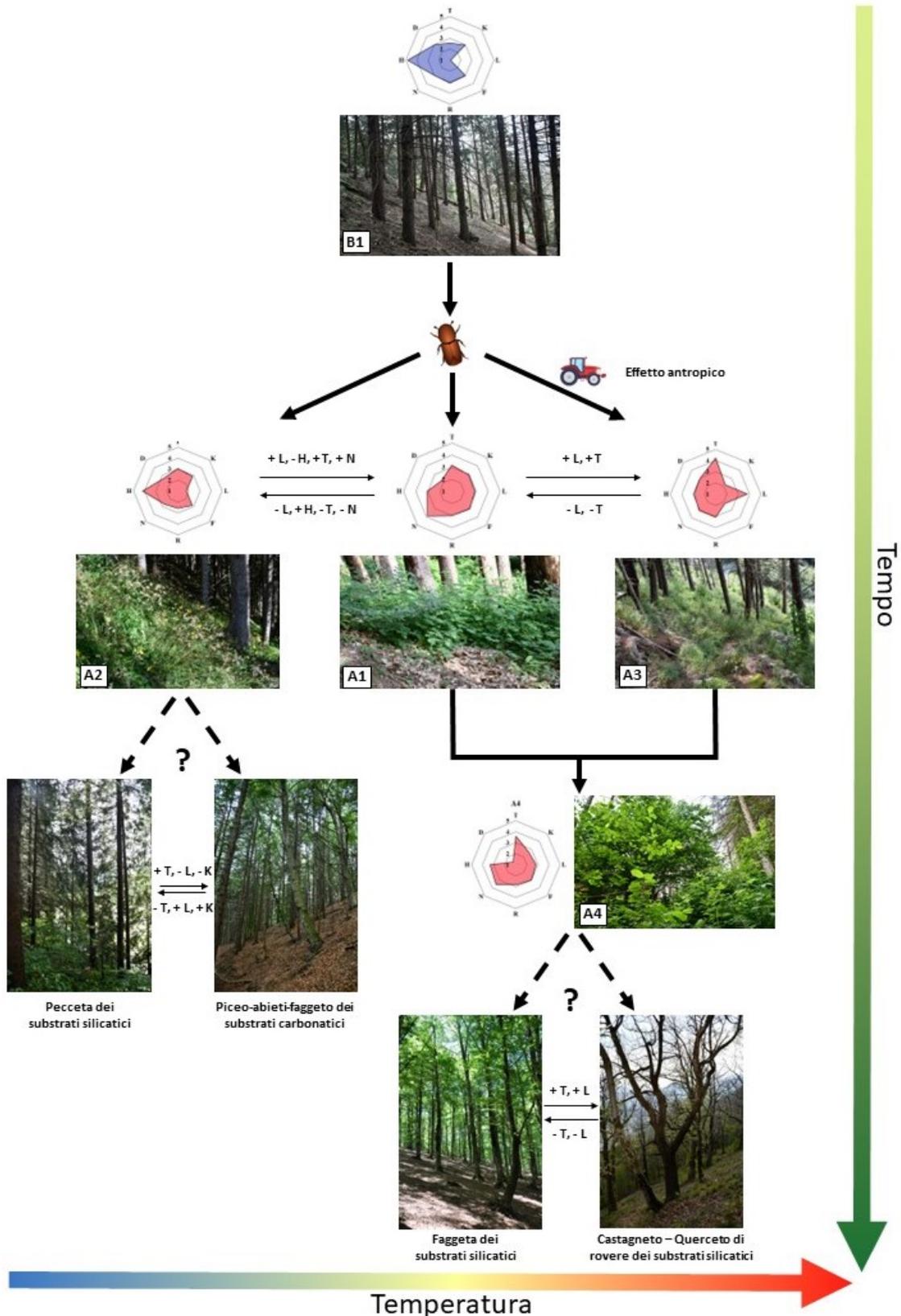


Figura 46 – Modello di successione dei boschi del cluster B1 (*Peccete termofile con strato erbaceo e muscinale poco espresso*) colpito da bostrico (A1, *Rubetum idaei*, A2, *Comunità a Luzula nivea, Vaccinium myrtillus* e rinnovazione di latifoglie; A3, *Comunità con Senecio inaequidens e Buddleja davidii*; A4, *Comunità di arbusti termofili*). Le figure orientate orizzontalmente sono rappresentative di un cluster e sono sempre adiacenti ad un grafico radar degli indicatori ecologici di Landolt. Le figure verticali si riferiscono alla condizione di bosco probabile nel futuro. Le frecce tratteggiate e i punti interrogativi sono presenti se il passaggio del bosco dalla fitocenosi sottostante non è stato effettivamente verificato nei rilievi fitosociologici.

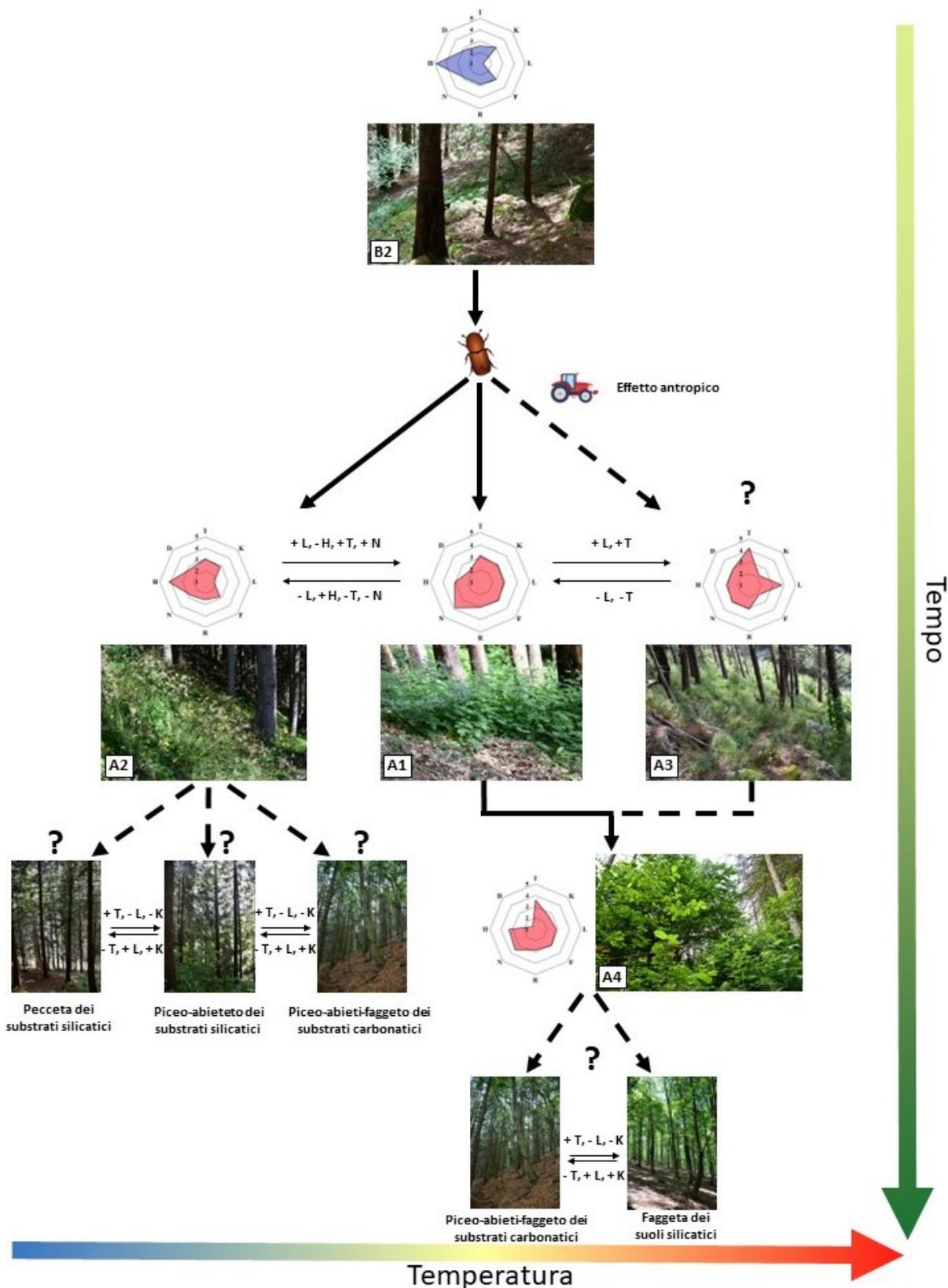


Figura 47 – Modello di successione dei boschi del cluster B2 (*Peccete montane con briofite, Vaccinium myrtillus e rinnovazione e di latifoglie*) in seguito all'arrivo di *I. typographus* (A1, *Rubetum idaei*, A2, *Comunità a Luzula nivea, Vaccinium myrtillus e rinnovazione di latifoglie*; A3, *Comunità con Senecio inaequidens e Buddleja davidii*; A4, *Comunità di arbusti termofili*). Le figure orientate orizzontalmente sono rappresentative di un cluster e sono sempre adiacenti ad un grafico radar degli indicatori ecologici di Landolt. Le figure verticali si riferiscono alla condizione di bosco probabile nel futuro. Le frecce tratteggiate e i punti interrogativi sono presenti se il passaggio del bosco dalla fitocenosi sottostante non è stato effettivamente verificato nei rilievi fitosociologici.

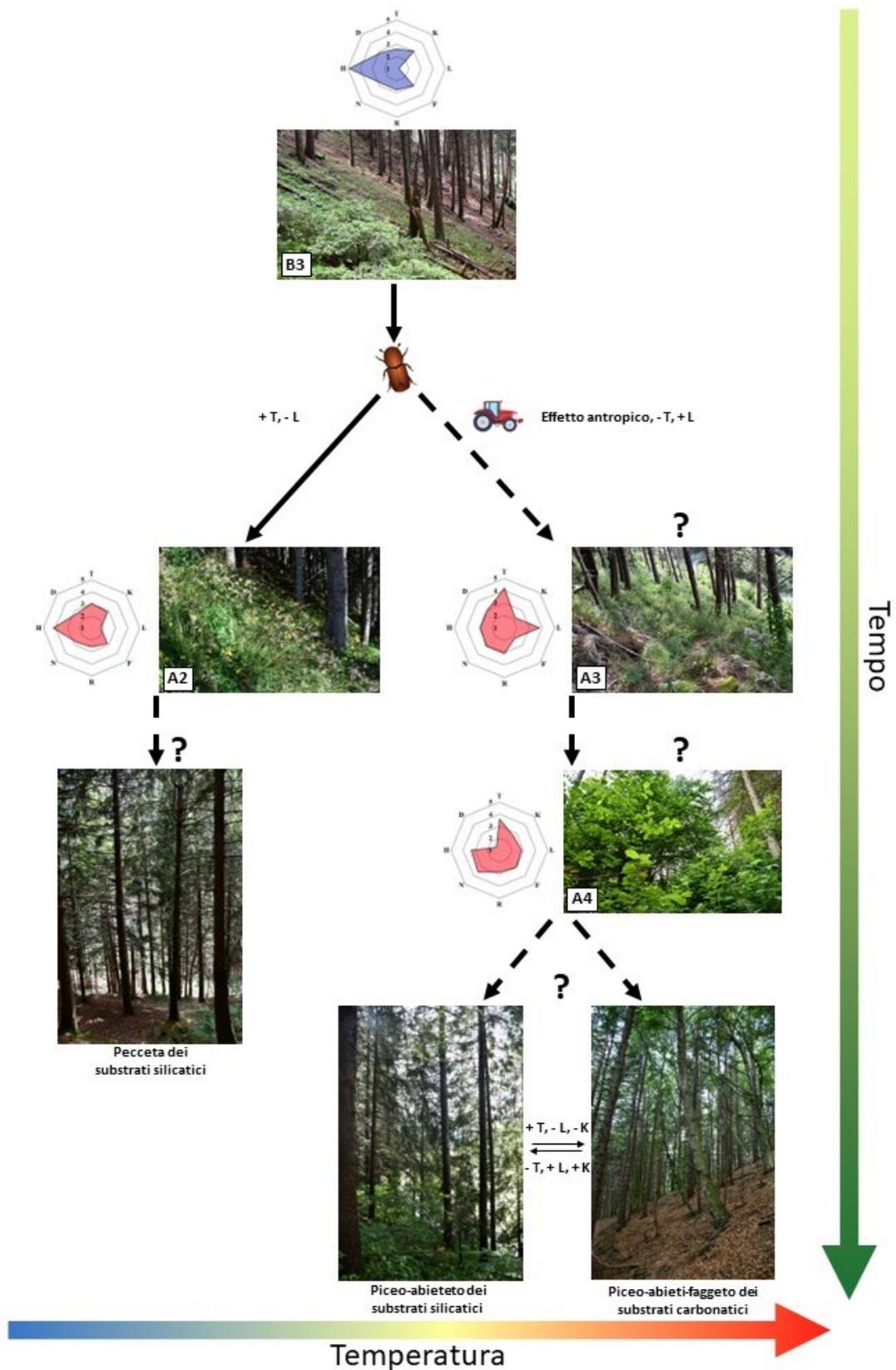


Figura 48 – Modello di successione dei boschi appartenenti al cluster B3 (*Peccete montane con Oxalis acetosella e rinnovazione di P. abies*) in seguito all'arrivo di *I. typographus* (A2, *Comunità a Luzula nivea, Vaccinium myrtillus e rinnovazione di latifoglie*; A3, *Comunità con Senecio inaequidens e Buddleja davidii*; A4, *Comunità di arbusti termofili*). Le figure orientate orizzontalmente sono rappresentative di un cluster e sono sempre adiacenti ad un grafico radar degli indicatori ecologici di Landolt. Le figure verticali si riferiscono alla condizione di bosco probabile nel futuro. Le frecce tratteggiate e i punti interrogativi sono presenti se il passaggio del bosco dalla fitocenosi sottostante non è stato effettivamente verificato nei rilievi fitosociologici.

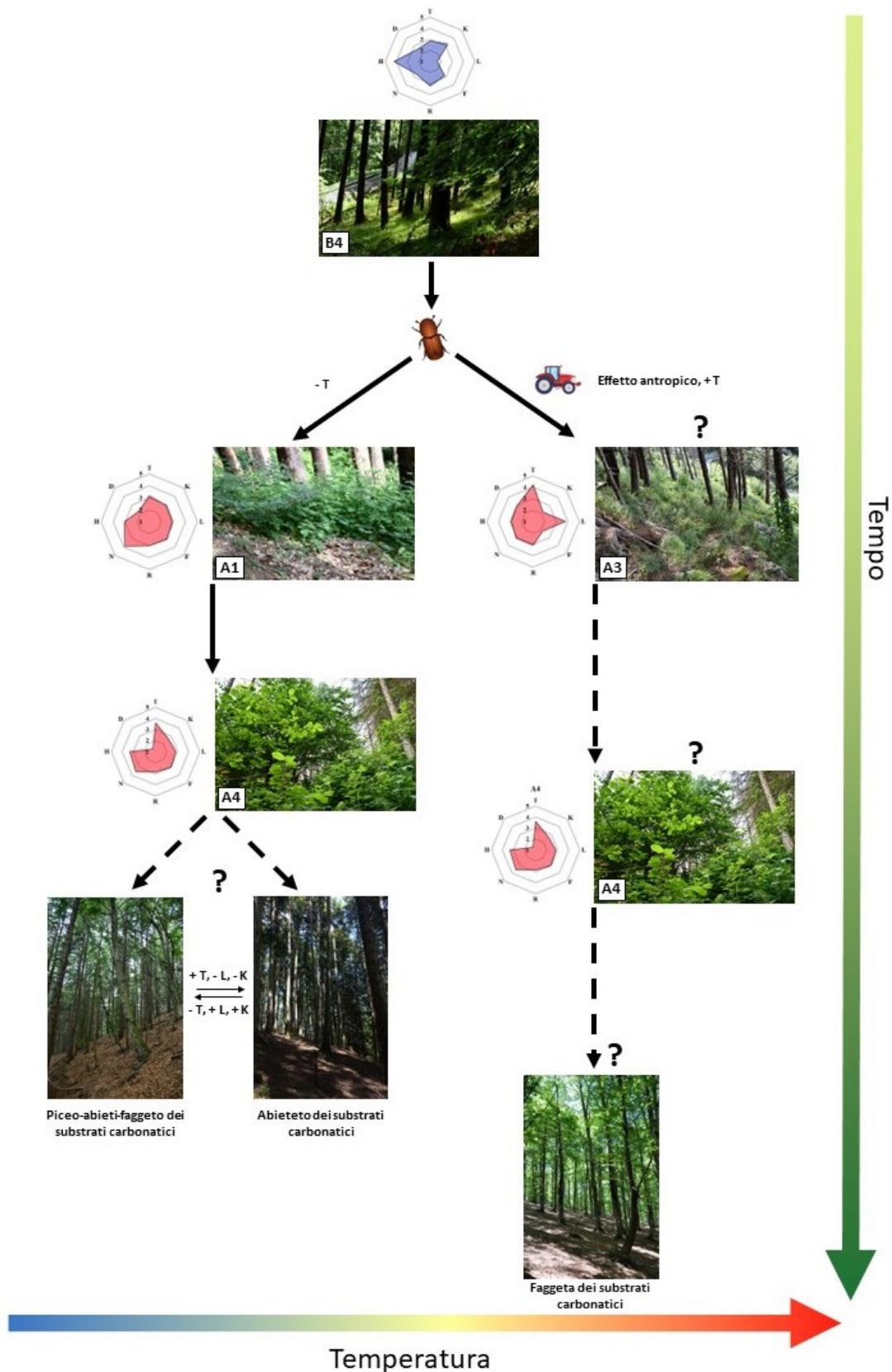


Figura 49 – Modello di successione dei boschi appartenenti al cluster B4 (*Peccete montane dei suoli carbonatici con Fagus sylvatica*), in seguito all'arrivo del bostrico (A1, *Rubetum idaei*, A3, *Comunità con Senecio inaequidens e Buddleja davidii*; A4, *Comunità di arbusti termofili*). Le figure orientate orizzontalmente sono rappresentative di un cluster e sono sempre adiacenti ad un grafico radar degli indicatori ecologici di Landolt. Le figure verticali si riferiscono alla condizione di bosco probabile nel futuro. Le frecce tratteggiate e i punti interrogativi sono presenti se il passaggio del bosco dalla fitocenosi sottostante non è stato effettivamente verificato nei rilievi fitosociologici.

## 5.2 Gestione selvicolturale proposta

Alla luce delle considerazioni espresse riguardanti i risultati delle elaborazioni dei dati *QGIS* e dell'analisi della vegetazione, vengono di seguito proposti dei suggerimenti per la gestione forestale sostenibile che possa limitare le infestazioni da bostrico. Si consiglia di applicare una gestione forestale "naturalistica", che ha come obiettivo l'imitazione dei processi naturali (Motta, 2018). La gestione forestale può essere analizzata sotto diversi aspetti, tutti ugualmente importanti, questi sono la prevenzione, la risposta immediata e la ripresa.

### Prevenzione

La prevenzione, che può essere intesa sotto vari aspetti. La prevenzione si esplica in parte nella riduzione della possibilità che si verificano schianti da vento, in quanto c'è una stretta relazione tra questi e il verificarsi di epidemie da bostrico (Gromtsev, 2002; Grodzki, 2006). Per limitare gli schianti da vento e ridurre la fonte d'inoculo per il bostrico è importante una gestione forestale attiva, che permette di limitare il fenomeno di invecchiamento eccessivo del soprassuolo, che renderebbe la fitocenosi maggiormente suscettibile a disturbi (Grodzki, 2006).

L'abete rosso è una specie da considerare vulnerabile agli schianti da vento, questa risulta però un'affermazione generica, in quanto la vulnerabilità varia molto in base al suolo e alla gestione passata (Gardiner et al., 2013).

Con i diradamenti e le utilizzazioni forestali si vuole ridurre la vulnerabilità di questi boschi attraverso il raggiungimento di vari obiettivi: formare una struttura a cespi, più resistente allo sradicamento (Quine et al., 1995; Berretti et al., 2006), o ad alberi singoli, stabili e con una chioma ampia (h/d inferiore a 80) (Vacik et al., 2010). Per ridurre gli schianti da vento è importante eseguire le utilizzazioni in sequenza controvento nelle aree in cui si conosce la direzione del vento dominante (Eriksson, 1986, Piussi, 1994). È solitamente da evitare l'abete rosso in purezza e coetaneiforme, che risulta formare soprassuoli monospecifici, spesso influenzati dall'impatto antropico, soggetti a sradicamento (Del Favero et al., 2019).

Per ridurre l'intensità degli attacchi di bostrico è importante agire limitando la quantità di substrato adatto, in particolare cercando di evitare che l'abete rosso sia presente fuori areale o in evidente stato di stress. Anche il fatto che in una pecceta sia presente esclusivamente rinnovazione di latifoglie e abete bianco deve essere un indicatore non trascurabile di pecceta fuori areale.

Nei casi in cui l'abete rosso sia in condizioni di stress si può intervenire tramite la gestione forestale, favorendo le specie che costituiscono le specie dominanti della vegetazione potenziale, (o almeno non ostacolando, com'è stato fatto in passato) (Dotta e Motta, 2000). La vegetazione potenziale può essere individuata in base alle condizioni stazionali, tramite l'utilizzo della fitosociologia e con lo

studio della rinnovazione che si osserva in campo in relazione alla quantità di piante portaseme presenti per ogni specie.

Considerando anche che in alcune aree in cui la specie principale della vegetazione *climax* potenziale non è presente né nella rinnovazione né sottoforma di piante adulte utili come portaseme, si può progettare l'inserimento di questa specie tramite interventi mirati di rimboschimento da eseguire in concomitanza con le utilizzazioni forestali. È possibile applicare la strategia dell'“*applied nucleation*”, che è una tecnica di rimboschimento intermedia tra la rigenerazione naturale di un bosco e la piantagione, in quanto vengono piantati dei piccoli nuclei di specie stabilite nei posti strategici in modo da permettere l'inserimento di specie assenti o scarse (Corbin e Holl, 2012). Questa tecnica di rimboschimento permette di avere una protezione rapida delle piante dagli attacchi della selvaggina o da attacchi fungini, si tiene inoltre nota delle differenze microstazionali laddove la morfologia del territorio è articolata (Schönenberger et al., 1990).

Dove invece le condizioni climatiche risultano ancora moderatamente favorevoli al peccio si può pensare di attuare un flusso genico con alleli preadattati provenienti da climi più caldi promuovendo l'adattamento e la migrazione all'avanguardia (Aitken et al., 2008). Questi metodi permettono il raggiungimento di strutture più naturaliformi, rimediando ad alterazioni causate dalla gestione forestale passata, inoltre consentono di mettere in atto strategie di mitigazione del cambiamento climatico, attraverso l'assestamento dell'innalzamento altitudinale degli areali delle varie specie. È inoltre importante stabilire le tipologie e le modalità degli interventi selvicolturali e delle utilizzazioni in modo che anch'essi favoriscano il più possibile la vegetazione potenziale.

Nel caso in cui la vegetazione potenziale risulti essere nuovamente il peccio è necessario interrogarsi se nell'optimum questa specie è presente in purezza o con una composizione mista ad abete bianco, faggio pino silvestre o in casi minori frassino maggiore o acero di monte. Certamente è da preferire un soprassuolo di abete rosso misto a latifoglie o a conifere resistenti all'atterramento, che riduce il rischio di schianti di tre volte ponendo in primo piano le specie favorite dall'ambiente (Schütz et al., 2006). Nel caso in cui la vegetazione potenziale risultasse nuovamente la pecceta monospecifica è comunque fondamentale la presenza nei soprassuoli di specie accessorie quali soprattutto *Betula pendula*, ma anche *Sorbus aucuparia*, *Corylus avellana*, che si instaurano naturalmente in seguito ai disturbi (Männistö, 2024), in modo da ottenere una composizione più naturaliforme e resiliente ai disturbi.

#### Risposta immediata

La risposta immediata è stata intesa sia come reazione all'attacco di *I. typographus*, che come *modus operandi* in un bosco recentemente schiantato a causa di forte ventosità.

In merito all'estrazione del legname dal bosco in seguito a schianti da vento la situazione risulta molto complessa, perciò, prima di operare una scelta occorre analizzare l'argomento in ogni aspetto. Per limitare l'avvento dello scolitide bisogna operare un pronto esbosco del legname, considerando attentamente anche le condizioni ecologiche che si vanno a generare e la loro compatibilità con la specie potenziale di ciascuna area. È stato dimostrato che per limitare la diffusione del bostrico in maniera significativa è necessaria la rimozione dal bosco di circa il 95 % del legname morto (Dobor et al., 2019), questo rende molto evidente la difficoltà di controllare efficacemente la popolazione da bostrico tramite l'esbosco del legname atterrato da tempeste. Dallo studio di Balazy (1966) è emerso che il taglio fitosanitario aveva un effetto negativo sulla popolazione di insetti xilofagi, antagonisti naturali di *I. typographus*, mentre dagli studi di Mazur et al. (1996) e di Hilszczański et al. (2007) non è stato evidenziato un cambiamento di popolazione tra aree gestite e non gestite. Risulta evidente però l'effetto del *salvage logging* sulla biodiversità specifica di insetti saproxilici (Spina et al., 2017), importanti nei processi di decomposizione della sostanza legnosa.

È stato inoltre segnalato un altro fattore predisponente per la pullulazione di scolitidi nei cantieri forestali con lunga durata o in pratiche di esbosco errate, che causano dei danni al calcio delle piante rimaste o danni seri alla rinnovazione (Angst et al., 2008). L'esbosco di soprassuoli atterrati genera inoltre problematiche legate ai danni generati prevalentemente sulla rinnovazione avanzata, fondamentale per la ricostituzione post-disturbo (Marangon e Lingua, 2023). La presenza degli alberi atterrati fornisce inoltre una protezione della rinnovazione nei confronti degli ungulati, le dinamiche che si instaurano vengono infatti alterate a causa della rimozione degli alberi atterrati (Berretti e Motta, 2005; Motta, 1999), ciò infatti rende la rinnovazione più esposta agli ungulati.

Nel caso in cui ci si chiedesse quale sia l'intervento adeguato da eseguire in seguito all'arrivo del bostrico le opzioni sono varie, bisogna però ricordare che il taglio fitosanitario (*sanitation*) deve essere svolto in maniera repentina altrimenti potrebbe incentivare la diffusione dello scolitide intervenendo nello sviluppo dei nemici di questo.

L'estrazione del legname in seguito ad un disturbo o *salvage logging* è una pratica abbastanza controversa, vengono qui riportate delle considerazioni riguardanti questa pratica in seguito ad un attacco di *I. typographus*. Prima di tutto è bene precisare che il tema è molto dibattuto perché va a interagire con molti aspetti. Prima di tutto è bene sottolineare che il legno morto di peccio deve però essere considerato come substrato di inoculo di *I. typographus* (Eriksson et al., 2005). Secondo vari studi è risultato come il legno morto è utile per la rinnovazione delle piante (Figura 50), in quanto crea dei microhabitat ideali per le prime fasi di vita della pianta (Jonášová e Prach, 2004), fornendo un'alta protezione dalla radiazione solare e riducendo la perdita di umidità del suolo (Marzano et al., 2013).



Figura 50 – Rinnovazione di *P. abies* molto vicina ad un fusto schiantato di peccio.

Un altro aspetto da considerare quando si svolge l'esbosco del legname bostricato è che questo spesso causa un aumento localizzato di parametri ambientali di intensità luminosa, di continentalità, generando spesso l'esposizione alla radiazione solare, velocizzando la mineralizzazione. Ciò in molti casi genera le condizioni ecologiche adatte alla diffusione abbondante di *Rubus* spp. e in seguito di specie pioniere quali *Corylus avellana*, *Salix caprea*, *Sorbus aucuparia*, *Betula pendula*, *Sambucus* spp., *Fraxinus excelsior* e a volte specie *climax* (come riscontrato in questo studio). Se il bosco seguisse una dinamica di successione senza interventi di rimozione di legname avverrebbero spesso dei fenomeni di *stand-replacing* ovvero di sostituzione dei popolamenti, con rinnovazione rapida della vegetazione potenziale (*cluster A2*), evitando spesso il passaggio transitorio per le specie pioniere (*cluster A3*) (Zeppenfeld et al., 2015).

Fornire un giudizio unico sul taglio fitosanitario è abbastanza complesso, possono variare notevolmente i parametri ambientali e possono cambiare le specie che si insediano e con loro le necessità microclimatiche per l'insediamento. È necessario valutare la compatibilità delle condizioni ecologiche che si generano in seguito all'intervento di esbosco in riferimento alle esigenze microclimatiche per l'insediamento delle specie da favorire (Tabella 15).

In conclusione, il *salvage logging* può essere valutato, anche per il suo ritorno economico, ma aspetti da considerare sono: la superficie della tagliata ridotta, per non favorire specie pioniere e le modalità di esbosco corrette che non danneggino specie vive e la rinnovazione.

Specie potenziale	Intervento di esbosco consigliato
Piceo-faggeto o Piceo-abieti-faggeto	Esbosco moderato per superfici piccole Esbosco basso per superfici ampie *
Pecceta	Esbosco totale per superfici piccole Esbosco moderato per superfici ampie
Faggeto o Abietetto	Esbosco moderato per superfici piccole * Esbosco basso o assente per superfici ampie *
Castagneto o Querceto di rovere	Esbosco totale per superfici piccole * Esbosco moderato per superfici ampie *
Aceri-tiglio-frassineto	Esbosco totale per superfici piccole * Esbosco moderato o totale per superfici ampie *
Lariceto	Esbosco totale per superfici piccole Esbosco moderato-totale per superfici ampie

Tabella 15 – Intensità di esbosco consigliate per le principali vegetazioni potenziali individuate. \*: è necessario valutare se siano presenti alberi portaseme delle specie dominanti per la tipologia rilevata nella vicinanza, altrimenti si può valutare di eseguire dei piccoli impianti di rimboschimento a nuclei (*applied nucleation*). Se la superficie esboscata supera i 3 ha, non sono presenti alberi vivi nel soprassuolo e non è visibile rinnovazione, allora è consigliato eseguire il rimboschimento a nuclei per favorire la formazione di un nuovo soprassuolo (Angst et al., 2008).

### Ripresa

La piantumazione di nuove piante per accelerare il ritorno del bosco in aree colpite da tempeste di elevata intensità è possibile ma specifica di determinati boschi come: le aree con una funzione protettiva, dove non sono presenti le specie *climax* nelle vicinanze dell'area schiantata, nell'orizzonte subalpino dove la rinnovazione è assente o molto ostacolata da rovi e megaforbie e infine dove l'area atterrata è molto vasta e supera i 3 ha (Angst et al., 2008) o ancora se le piante portaseme più vicine si trovano a distanze superiori a 50-80 m (Piano d'azione Vaia in Trentino, 2020).

La modalità di rimboschimento consigliata nelle aree che necessitano un rapido ripristino della copertura arborea è nuovamente la "*applied nucleation*", che permette di favorire il restauro di ecosistemi soggetti a disturbo (Corbin e Holl, 2012).

Per i rimboschimenti a nuclei e le piantagioni si sconsiglia fortemente l'utilizzo di *P. abies* nell'area di studio a quote inferiori a 1500 m. Da questa altitudine comincerebbe ad essere abbastanza sicuro il compimento del turno con successo (di circa 100-120 anni, per le peccete), prendendo come dato lo spostamento delle specie verso quote superiori di 29 m per decennio, calcolato da Lenoir et al. (2008). Si sconsiglia in ogni caso la realizzazione di un impianto monospecifico e si esorta l'inserimento di specie accessorie, che rendano il soprassuolo più resiliente.

La gestione forestale deve essere particolarmente attenta nei boschi di protezione, in quanto è fondamentale mantenere la funzione protettiva di questi. Spesso si preferisce lasciare il legname atterrato in bosco, in questi casi o anche gli alberi morti a causa del bostrico, in quanto la copertura arborea è fondamentale in quanto svolge un effetto antierosivo e regimante delle acque (Benini, 2000).

In questa dinamica si può eventualmente intervenire cercando di accelerare l'arrivo della specie *climax*, altrimenti si può seguire una dinamica naturale.

## 6 Conclusioni

Negli ultimi anni sull'arco alpino i soprassuoli forestali di alcune aree hanno subito una rapida variazione della composizione e della struttura in seguito alla tempesta Vaia e all'avvento di *I. typographus* (Andreatta 2021). Un altro fattore da considerare quando si cerca di prevedere le future fitocenosi delle aree colpite da bostrico è che non è avvenuta rinnovazione artificiale del soprassuolo per queste aree, ad esclusione di situazioni particolari.

Il presente lavoro ha permesso di comprendere l'attuale distribuzione delle aree bostricate nel BSFO e di studiare le fitocenosi che si instaurano in seguito all'avvento del bostrico.

Dallo studio tramite il *software QGIS* è emerso che la maggior parte delle aree bostricate è distribuita nella fascia altitudinale inferiore dell'areale in cui è diffuso l'abete rosso, quindi, solo una porzione delle peccete dell'area di studio risulta soggetta ad un elevato rischio di attacchi di bostrico.

In base ai risultati di questo studio è probabile che anche nel BSFO il cambiamento climatico provocherà un graduale spostamento delle comunità vegetali verso aree occupate al momento da fitocenosi meno termofile, attraverso la moria degli alberi causata da eventi di siccità più intensi e temperature superiori alla media (Breshears et al., 2009). Questo processo è oggi noto come termofilizzazione e i disturbi possono influenzare questo fenomeno accelerando la velocità di variazione della fitocenosi (Stevens et al., 2015). In particolare, i disturbi da bostrico causano una riduzione della copertura dello strato arboreo che consente la rinnovazione naturale del bosco. Ciò vedrà favorite le specie più adatte alle condizioni ambientali che si instaurano.

Per la maggior parte delle aree bostricate del BSFO, è stato notato che la successione che si può sviluppare varia sensibilmente in base alla quantità di Intensità luminosa che raggiunge il suolo.

Dove la copertura arborea (solitamente dello stesso *P. abies* morto) rimane elevata, allora permane lo strato erbaceo di specie tipiche di peccete-faggete (*Oxalis acetosella*, *Luzula nivea*, *Hieraceum murorum*, *Vaccinium myrtillus*) e gradualmente si afferma una quantità di rinnovazione arborea sufficiente per il rinnovamento rapido del soprassuolo (Zeppenfeld et al., 2015). La rinnovazione osservata in questi casi è di *Fagus sylvatica*, *Abies alba*, di altre latifoglie nonché di *Picea abies*.

In aree bostricate con una scarsa copertura di *P. abies* morto o ancora dove è stato rimosso il legname bostricato, a causa dell'elevata intensità luminosa si sviluppano piante eliofile, primo fra tutti il *Rubus* spp., in seguito specie pioniere come *Corylus avellana*, *Salix caprea*, *Betula pendula*, *Sambucus* spp. e *Fraxinus excelsior*. Questa seconda dinamica rallenta lo sviluppo delle specie climax, in quanto l'insediamento di queste non è possibile a causa della limitata intensità luminosa che raggiunge il suolo per la copertura causata dalle chiome delle specie pioniere.

Le pullulazioni di scolitidi assieme agli schianti da vento e agli incendi sono i fattori ecologici di maggior rilevanza per le peccete e altri boschi di conifere, sono perciò fondamentali per uno sviluppo delle fitocenosi forestali (Gromtsev, 2002). È necessaria, tuttavia, una gestione attiva del bosco per poter massimizzare i servizi ecosistemici che questo può fornire. Gli eventi di disturbo, tra cui le pullulazioni da bostrico, spesso limitano questi servizi, riducendo la produttività, rendendolo inefficace dal punto di vista protettivo o riducendo molti altri servizi ecosistemici (Messier e Puettmann, 2011).

Dallo studio della vegetazione è emerso che le fitocenosi che si insediano in seguito al disturbo sono solitamente più termofile ed eliofile. Data la presenza nella rinnovazione di *Fagus sylvatica*, *Abies alba* e *Castanea sativa* (Raramente anche *Quercus petraea*) la vegetazione potenziale post-disturbo sembrerebbe corrispondere al piceo-abieti-faggeto, alla faggeta, o all'abetina, talvolta persino al castagneto o al querceto di rovere (nelle aree bostricate termofile ed eliofile) e raramente all'aceri-frassineto (in impluvi e bassi versanti). Nei rilievi a quote superiori, esposti a Nord, dove si osserva abbondante rinnovazione di *Picea abies* e di *Sorbus aucuparia*, la vegetazione potenziale post-disturbo sembrerebbe essere nuovamente la pecceta, probabilmente con una presenza maggiore di specie accessorie.

Il presente lavoro rappresenta il primo studio relativo alla vegetazione delle peccete bostricate del BSFO. In tal senso si suggerisce di continuare ad analizzare e studiare il fenomeno in atto, possibilmente allargando l'area di studio e comparando le fitocenosi che si instaurano nelle aree bostricate lasciate ad una dinamica naturale con quelle visibili in aree soggette all'intervento antropico di rimozione del legname degli alberi attaccati dallo scolitide.

La prosecuzione di questi studi e l'aumento di conoscenza delle dinamiche presenti nelle fitocenosi colpite da *I. typographus* si propone di fornire conoscenze più dettagliate a chi si occupa di gestire le foreste di abete rosso del BSFO, in modo che possano essere messe in atto delle scelte/azioni basate su una maggiore consapevolezza dettata dai risultati di ricerche scientifiche.

## 7 Ringraziamenti

Ringrazio prima di tutto il Dott. Luca Giupponi, per il suo aiuto fondamentale nei rilievi fitosociologici nell'area di studio, nonché per il grande supporto mostrato in ogni fase di elaborazione dei dati e di stesura della tesi.

Ringrazio poi la Prof.ssa Annamaria Giorgi per la collaborazione.

Ringrazio L'Architetto Fabio Maffezzoni, che tramite una utile collaborazione mi ha trasmesso molte conoscenze sul *software QGIS* e ha reso possibile parte dell'elaborazione svolta sul *software*.

Ringrazio il Prof. Giorgio Vacchiano e il Dott. Gianfranco Gregorini, con i quali mi sono consultato prima della stesura del paragrafo "Gestione selvicolturale proposta" e tutti coloro mi hanno aiutato nella revisione della tesi e nel controllo ortografico.

Un ringraziamento particolare va ai miei genitori, che mi hanno supportato in quest'esperienza da fuorisede e a mia sorella, che c'è sempre quando serve.

Ringrazio infine Rosanna, Michele, Giacomo, Claudia e gli altri amici di Edolo per tutti i bellissimi momenti passati insieme durante questi anni.

## 8 Bibliografia

- Acta Plantarum, consultato per le schede botaniche. [Actaplantarum](#). (Ultimo accesso il: 09.01.2024).
- Aitken S. N., Neaman S., Holliday J. A., Wang T., Curtis-McLane S., 2008. Adaptation, migration or extirpation: climate change outcomes for tree populations. *Evolutionary adaptation*. 1, 95-111.
- Andreatta G., 2005. Problemi di instabilità meccanica in popolamenti forestali della regione alpina. *Italian Society of Silviculture and Forest Ecology*. 2, 166-171.
- Andreatta G., 2019. Tempesta Vaia. Riflessioni sulla gestione passata dei popolamenti forestali e sulle colpe attribuite alla selvicoltura. *L'Italia Forestale e Montana*. 74, 47-55.
- Andreatta G., 2021 - Tempesta Vaia e attacchi da bostrico: riflessioni sul bosco coetaneo o disetaneo e sul taglio a raso. *L'Italia Forestale e Montana*. 76, 337-345.
- Andreis C., Armiraglio S., Caccianiga M., 2009. Forest vegetation of the order *Piceetalia excelsae* Pawl., in Pawl. et al. 1928, in the Lombardy Alps. *Fitosociologia*. 46, 49-74.
- Andrus R. A., Chai R. K., Harvey B. J., Rodman K. C., Veblen T. T., 2021. Increasing rates of subalpine tree mortality linked to warmer and drier summers. *Journal of Ecology*. 109, 2203-2218.
- Angst C., Arnold M., Baumann R., Beer W., Bernasconi A., Breitenstein M., Brunner M., Clément J., Engesser R., Fisch C. et al., 2008. Manuale relativo ai danni da tempesta, aiuto all'esecuzione per far fronte ai danni alle foreste provocati da tempeste d'importanza nazionale. UFAM, Berna.
- Arietti N., 1968. Aspetti vegetazionali e floristici del lago d'Iseo e della Valle Camonica. *Natura Bresciana* 5, 100-107.
- Balazy S., 1966. Organizmy rywe jako regulatory liczebności populacji korników w drzewostanach miewkowych ze szczególnym uwzględnieniem owadobójczych grzybów (in Polish). *I Pr Kom Nauk Rol i Lemn*. 21, 3-50.
- Barkman, J.J. 1989. Fidelity and character-species, a critical evaluation. *Vegetatio*. 85, 105-116.
- Baronio P., Baldassari N., 1997. Insetti dannosi ai boschi di conifere. Edagricole, Bologna.
- Battisti A., 2023. Clima e abete rosso: una difficile convivenza. *L'Italia forestale e montana*. 78, 69-76.
- Benini G., 2000. Sistemazioni idraulico-forestali. UTET, Torino.
- Bentz, B. J., Jönsson A. M., 2015. Modeling bark beetle responses to climate change. Vega, F., Hofstetter R. *Bark beetles: biology and ecology of native and invasive species*. Elsevier Academic Press. 533–553.

- Bentz B. J., Régnière J., Fettig C. J., Hansen E. M., Hayes J. L., Hicke J. A., Kelsey R. J., Negrón J. F., Seybold S. J., 2010. Climate Change and Bark Beetles of the Western United States and Canada: Direct and Indirect Effects. *BioScience*. 60, 602–613.
- Bernetti G., 1995. *Selvicoltura speciale*. UTET, Torino.
- Bernetti G., 2015. *Le piante del bosco*. Compagnia delle foreste.
- Berretti R., Caffo L., Camerano P., De Ferrari F., Domaine A., Dotta A., Gottero F., Haudemand J., Letey C., Meloni F., Motta R., Terzuolo P. G., 2006. *Selvicoltura nelle foreste di protezione, esperienze gestionali in Piemonte e Valle d'Aosta*. Compagnia delle foreste.
- Berretti R., Motta R., 2005. *Ungulati selvatici e Foresta. I danni prodotti alla rinnovazione forestale del Parco*. I quaderni del Parco. Ente Parco Naturale Paneveggio, Pale di San Martino, 130.
- Boone C. K., Aukema B.H., Bohlmann J., Carroll A. L., Raffa K. F., 2011. Efficacy of tree defense physiology varies with bark beetle population density: A basis for positive feedback in eruptive species. *Canadian Journal of Forest Research*, 41, 1174-1188.
- Braun-Blanquet J., 1964. *Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde* Springer-Verlag, Berlino.
- Breshears D. D., Myers O. B., Meyer C. W., Barnes F. J., Zou C. B., Allen C. D. et al., 2009. Tree die-off in response to global change-type drought: Mortality insights from a decade of plant water potential measurements. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 7, 185–189.
- Caccianiga M., Armiraglio S., Andreis C., Sartori F. (eds.) 2011. *Vegetazione forestale della Lombardia. Inquadramento fitosociologico*. *Archivio Geobotanico*. 12-13, 71-84.
- Caccianiga M., Andreis C., Armiraglio S., Leonelli G., Pelfini M., Sala D., 2008. Climate continentality and treeline species distribution in the Alps. *Plant Biosystems*. 142, 66-78.
- Canullo R., Allegrini M.C. & Campetella G. (2012). Reference field manual for vegetation surveys on the Conecofor Lii network. National Programme of Forest Ecosystems Control-Unaec, ICP Forests. *Braun-Blanquetia*. 48, 5-65.
- Cerabolini B., Armiraglio S., Caccianiga M., Verginella A., 2012. *Aspetti bioclimatici: 33-40*. In: Martini F., (Ed.) Bona E., Federici G., Fenaroli F., Perico G., 2012. *Flora vascolare della Lombardia centro orientale*. 1, 1-602.
- Chirici G., Giannetti F., Travaglini D., Nocentini S., Francini S., D'Amico G., Calvo E., Fasolini D., Broll M., Maistrelli F., Tonner J., Pietrogiovanna M., Oberlechner K., Andriolo A., Comino R., Faidiga A., Pasutto I., Carraro G., Zen S., Contarin F., Alfonsi L., Wolynski A., Zanin M., Gagliano C., Tonolli S., Zoanetti R., Tonetti R., Cavalli R., Lingua E., Pirotti F., Grigolato S., Bellingeri D., Zini E., Gianelle D., Dalponte M., Pompei E., Stefani A., Motta R., Morresi D.,

- Garbarino M., Alberti G., Valdevit F., Tomelleri E., Torresani M., Tonon G., Marchi M., Corona P., Marchetti M., 2019. Forest damage inventory after the "Vaia" storm in Italy. *Forest@ - Journal of Silviculture and Forest Ecology*. 16, 3-9.
- Christiansen E., Bakke A., 1988. The spruce bark beetle in Eurasia. In: *Dynamics of Forest Insect Populations. Patterns, Causes, Implications*. Ed. by Berryman A.A., New York: Plenum Press, 479-503.
  - Clements F. E., 1916. *Plant succession, An analysis of the development of vegetation*. 98-100. Washington.
  - Comunità Montana di Valle Camonica. (2015). *Studio Idrogeologico a scala di sottobacino idrografico della Valle Camonica. Tavola 00 - Relazione Tecnica*. Tratto dal sito della [Comunità Montana di Valle Camonica](#). (Ultimo accesso il: 28.04.2024).
  - Corbin J. D., Holl K., 2012. Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest ecology and management*. 265, 37-46.
  - Cristea V., Gafta D., Pedrotti F., 2004. *Fitosociologia*. Tipografia Editrice Temi. Trento.
  - Dale V. H., Joyce L. A., McNulty S., Neilson R. P., Ayres M. P., Flannigan M. D., Hanson P. J., Irland L. C., Lugo A. E., Peterson C. J., Simberloff D., Swanson F. J., Stocks B. J., Wotton B. M., 2001. Climate Change and Forest Disturbances: Climate change can affect forests by altering the frequency, intensity, duration, and timing of fire, drought, introduced species, insect and pathogen outbreaks, hurricanes, windstorms, ice storms, or landslides. *BioScience*, 51, 723–734.
  - Del Favero R., 2002. *I tipi forestali della Lombardia. Inquadramento ecologico per la gestione dei boschi lombardi*. Regione Lombardia. Cierre Edizioni.
  - Del Favero R., Lingua E., Pivitori M., 2019. *Selvicoltura per la prevenzione dai disturbi*. Compagnia delle foreste, Arezzo.
  - Dengler J., Jansen F., Chusova O., Hüllbusch E., Nobis M. P., Van Meerbeek K., Axmanová I., Bruun H. H., Chytrý M., Guarino R., Karrer G., Moeys K., Raus T., Steinbauer M. J., Tichý L., Tyler T., Batsatsashvili K., Bitá-Nicolae C., Didukh Y., Diekmann M., Englisch T., Fernández-Pascual E., Frank D., Graf U., Hájek M., Jelaska S. D., Jiménez-Alfaro B., Julve P., Nakhutsrishvili G., Ozinga W. A., Ruprecht E., Šilc U., Theurillat J., Gillet F., 2023. Ecological Indicator Values for Europe (EIVE) 1.0. *Vegetation Classification and Survey*. 4, 7–29.
  - Dobor L., Hlásny T., Rammer W., Zimová S., Barka I., Seidl R., 2019. Is salvage logging effectively dampening bark beetle outbreaks and preserving forest carbon stocks?. *Journal of Applied Ecology*. 57, 67-76.
  - Dotta A., Motta R., 2000. *Interventi selvicolturali boschi di conifere montani*.

- Ducoli A., Parco Adamello, 2016. Modelli di gestione forestale per il Parco dell'Adamello. Breno.
- Eriksson H., 1986. Windthrow damage in forests in relation to stand treatment - present state of knowledge in Sweden. Minimizing Wind Damage to Coniferous Stands. Proceedings of the workshop organized jointly by the Danish Forest Experiment Station and the Commission of the European Communities at Løvenholm Castle, 21–26.
- Eriksson M., Pouttu A. and Roininen H., 2005. The influence of windthrow area and timber characteristics on colonization of wind-felled spruces by *Ips typographus* (L.). For. Ecol. Manage. 216, 105-116.
- Furniss M., Solheim H., Christiansen E., 1990. Transmission of Blue-Stain Fungi by *Ips typographus* (Coleoptera: Scolytidae) in Norway Spruce. Annali della Entomological Society of America. 83, 712–716.
- Faccoli M., 2002. Winter mortality in sub-corticolous populations of *Ips typographus* and its parasitoids in the south-eastern Alps. Journal of pest science. 75, 62-68.
- Faccoli M., Bernardelli I., 2014. Composition and Elevation of Spruce Forests Affect Susceptibility to Bark Beetle Attacks: Implications for Forest Management. Forests. 5, 88-102.
- Felicijan M., Novak M., Krasevec N., Krajnc A. U., 2015. Antioxidant defences of Norway spruce bark against bark beetles and its associated blue-stain fungus. Agricultura. 12, 9-18.
- Fenaroli L., 2017. Flora delle Alpi, Vegetazione e flora delle alpi e degli altri monti d'Italia. Giunti Editore, Firenze.
- Franceschi V. R., Krokene P., Krekling T., Christiansen E., 2000. Phloem parenchyma cells are involved in local and distant defense responses to fungal inoculation or bark-beetle attack in Norway spruce (Pinaceae). Am. J. Bot. 87, 314–326.
- Franceschi V. R., Krokene P., Christiansen E., Krekling T., 2005. Anatomical and chemical defenses of conifer bark against bark beetles and other pests. New phytol. 167, 353-376.
- Gardiner B., Schuck A. R., Schelhaas M.-J., Orazio C., Blennow K., Nicoll B., 2013. What science can tell us (Vol. 3), Living with storm damage to forests. European Forest Institute, Joensuu, Finland.
- Gellini R., Grossoni P., 1996. Botanica forestale I, Gimnosperme. Cedam. Padova.
- Geoportale Lombardia, cartografia. (Ultimo accesso il: 10.05.2024).
- Graphpad. Calcolo del t test. Graphpad (Ultimo accesso il: 21.09.2023).
- Grassi W., 2015. Termoenergetica e Risparmio Energetico in Edilizia. La radiazione solare. Cap. 1.

- Grodzki W., Jakus R., Lajzová E., Sitková Z., Maczka T. and Skvarenina J., 2006. Effects of intensive versus no management strategies during an outbreak of the bark beetle *Ips typographus* (L.) (Col.: Curculionidae, Scolytinae) in the Tatra Mts. in Poland and Slovakia. *Ann. For. Sci.* 63, 55-61.
- Gromtsev A., 2002. Natural Disturbance Dynamics in the Boreal Forests of European Russia: a Review. *Silva Fennica.* 36, 1.
- Hilszczański L., Gibb H., Bystrowski C., 2007. Insect natural enemies of *Ips typographus* (L.) (Coleoptera, Scolytinae) in managed and unmanaged stands of mixed lowland forest in Poland. *Journal of Pest Science.* 80, 99-107.
- Hlásny T., König L., Krokene P., Lindner M., Montagné-Huck C., Müller J., Qin H., Raffa K. F., Schelhaas M. J. Svoboda M., Viiri H., Seidl R., 2021 Bark beetle outbreaks in Europe: state of knowledge and ways forward for management. *Current forestry reports.* 7, 138-165.
- Jactel, H., Branco, M., Gonzalez-Olabarria, J.R., Grodzki, W., Långström, B., Moreira, F., Netherer, S., Nicoll, B., Orazio, C., Piou, D., Santos, H., Schelhaas, M.J., Tojic, K., Vodde, F., 2011. Forest stands management and vulnerability to biotic and abiotic hazards EFI Technical Report 64.
- Jonášová, M. & Prach, K. (2004) Central-European mountain spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) forests: regeneration of tree species after a bark beetle outbreak. *Ecological Engineering.* 23, 15–27.
- Landolt, E. 1977. Oekologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. *Ber. Geobot. Inst. ETH,* 64: 163- 197.
- Landolt E., Bäumler B., Erhardt A., Hegg O., Klötzli F., Lämmle W., Nobis M., Rudmann-Maurer K., Schweingruber F. H., Theurillat J-P., et al., 2010. *Flora Indicativa. Ecological Indicator Values and Biological Attributes of the Flora of Switzerland and the Alps.* Haupt Verlag. Berna, Svizzera.
- Legendre P., Gallagher E. D., 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia.* 129, 271–280.
- Lenoir J., Gégout J. C., Marquet P. A., De Ruffray P., Brisse H., 2008. A Significant Upward Shift in Plant Species Optimum Elevation During the 20th Century. *Science,* 320, 1768-1771.
- Männistö L., Miina J., Huuskonen S., 2024. How to utilize natural regeneration of birch to establish mixed spruce-birch forests in Finland? *Silva Fennica.* 58, 3.
- Mariani L., Paolillo P. L. & Rasio R., 2001. *Climi e suoli lombardi.* Rubattino. Catanzaro.
- Marini L., Ayres M., Battisti A., Faccoli M., 2012. Climate affects severity and altitudinal distribution of outbreaks in an eruptive bark beetle. *Climatic Change.* 115, 327–341.

- Marini L., Økland B., Jönsson A. M., Schroeder M., et al., 2016. Climate drivers of bark beetle outbreak dynamics in Norway spruce forests. *Ecography*. 40, 12.
- Marzano R., Garbarino M., Marcolin E., Pividori M, Lingua E., 2013. Deadwood anisotropic facilitation on seedling establishment after a stand-replacing wildfire in Aosta Valley (NW Italy). *Ecological engineering*. 51, 117-122.
- Mazur S, Borowski J, Byk A, Mokrzycki T (1996) The diversity of predatory beetles complex living under spruce bark in the Biaiewiera Primeval Forest. *Ann Warsaw Agric UnivSGGW For Wood Technol*. 47, 27-37.
- Messier C., Puettmann K., 2011. Forests as complex adaptive systems: Implications for forest management and modeling. *L'Italia forestale e montana*. Vol 66, 249-258.
- Netherer S., Lehmannski L., Bachlehner A., Rosner S., Savi T., Schmidt A., Huang J., Paiva M. R., Mateus E., Hartmann H., Gershenson J., 2024. Drought increases Norway spruce susceptibility to the Eurasian spruce bark beetle and its associated fungi. *New Phytologist*.
- Motta R., 1999. Wild Ungulate Browsing, Natural Regeneration and Silviculture in the Italian Alps. *Journal of Sustainable Forestry*. 8, 35-53.
- Motta R., 2018. The balance of nature does not exist (and has never existed!). *Forest@ - Journal of Silviculture and Forest Ecology*. 15, 56-58.
- Motta R., Ascoli D., Corona P., Marchetti M., Vacchiano G., 2018. Silviculture and wind damages. The storm “Vaia”. *Forest@ - Journal of Silviculture and Forest Ecology*. 15, 94-98.
- Økland B., Berryman A., 2004. Resource dynamic plays a key role in regional fluctuations of the spruce bark beetles *Ips typographus*. *Agricultural and Forest Entomology*. 6, 141–146.
- Økland B., Netherer S., Marini L., 2015. The Eurasian spruce bark beetle: The role of climate. *Climate change and insect pests*, 202-219.
- Pignatti S., 1995. *Ecologia vegetale*. UTET, Torino.
- Pignatti S., 2017. *Flora d'Italia, Edagricole*, Bologna.
- Piussi P., 1994. *Selvicoltura generale*, UTET, Torino.
- Prodromo della vegetazione europea. [Floraveg.eu](http://Floraveg.eu). (Ultimo accesso il: 07.06.2024).
- Provincia Autonoma di Trento, 2020. Piano d'azione Vaia in Trentino. L'evento, gli interventi, i risultati. *Compagnia delle foreste*.
- Pulgarin D., Melin M., Ylioja T., Lyytikäinen-Saarenmaa P., Peltola H., Tikkanen O. P., 2024. Relationship between stand and landscape attributes and *Ips typographus* salvage loggings in Finland. *Silva Fennica*, 58, 3.
- Quine C.P., Coutts M.P., Gardiner B.A. and Pyatt D.G., 1995. Forests and wind: Management to minimise damage. *Forestry Commission Bulletin*. 114, 1-27.

- Raffaia 2017-2018, Rapporto sullo stato delle foreste e del settore forestale in Italia. 2019. Ed. Compagnia delle Foreste.
- San-Miguel-Ayanz J., de Rigo D., Caudullo G., Houston Durrant T., Mauri A., 2016. European Atlas of Forest Tree Species. Publication Office of the European Union, Luxembourg.
- Schlyter F., Byers J. A., 2012. Semiochemical Diversity in Practice: Antiattractant Semiochemicals Reduce Bark Beetle Attacks on Standing Trees - A First Meta-Analysis.
- Schönenberger W., Frey W., Leuenberger F., 1990. Ecologia e tecnica dei rimboschimenti in montagna. 325, Bericthe W.S.L.
- Schütz J., Götz M., Schmid W., Mandallaz D., 2006. Vulnerability of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) forest stands to storms and consequences for silviculture. European Journal of Forest Research, 125, 291-302.
- Six D. L, Wingfield M. J., 2010. The Role of Phytopathogenicity in Bark Beetle–Fungus Symbioses: A Challenge to the Classic Paradigm. Annu. Rev. Entomol. 56, 255-272.
- Solaritaly.Enea. Calcolo Radiazione Globale annua su superficie inclina. [Solaritaly.Enea](#). (Ultimo accesso il: 12.03.2024).
- Spina S., Bässler C., Brandl R., Burton P. J., Cahall R., Campbell J. L., Castro J., Choi C., Cobb T., Donato D. C., Durska E., Fontaine J. B., Gauthier S., Hebert C., Hothorn T., Hutto R. L., Lee E., Leverkus E. B., Lindenmayer D. B., Obrist M. K., Rost J., Seibold S., Seidl R., Thom D., Waldron K., Wermelinger B., Inverno M., Zmihorski M., Müller J., 2017. Impacts of salvage logging on biodiversity: A meta-analysis. Journal of Applied Ecology. 55, 279-289.
- Stevens J. T., Safford H. D., Harrison S., Latimer A. M., 2015. Forest disturbance accelerates thermophilization of understory plant communities. Journal of Ecology. 103, 1253-1263.
- Szafer, W. & Pawlowski, B. 1927. Die Pflanzenassoziationen des Tatra-Gebirges. Bemerkungen über die angewandte Arbeitstechnik. Bull. Int. Acad. Pol. Sci. Lett. B 3, Suppl. 2, 1-12.
- Tikkanen O., Lehtonen I., 2023. Changing climatic drivers of European spruce bark beetle outbreaks: a comparison of locations around the Northern Baltic Sea. Silva Fennica, 57.
- Vacik H., De Jel S., Ruprecht H., Gruber G., Pivotori M., Del Favero R., Klosterhuber R., Hotter M., Plettenbacher T., Aschaber R., Hintner C., Pircher G., Leiter L., Unterthiner G., Gruber W., Maistrelli F., Noggler W., 2010. Tipologie forestali dell'Alto Adige. Edit. Ripartizione per le foreste, Provincia Autonoma di Bolzano-Alto Adige. Lana.
- Wermelinger B., Seifert M., 1998. Analysis of the temperature dependent development of the spruce bark beetle *Ips typographus* (L) (Col., Scolytidae). Journal of Applied Entomology. 122, 185-191.

- Wermelinger B., 2004. Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus* - a review of recent research. *Forest Ecol Manag.* 202, 67-82.
- Wermelinger B., Seifert M., 1999. Temperature-dependent reproduction of the spruce bark beetle *Ips typographus*, and analysis of the potential population growth. *Ecological Entomology.* 24, 103-110.
- Westhoff V., Van der Maarel E., 1973. The Braun Blanquet approach.
- Whittaker, R. H., 1962. Classification of natural communities. *Bot. Rev.* 28, 1-239.
- Zeppenfeld T., Svoboda M., DeRose R. J., Heurich M. Müller J., Čížková P., Starý M., Bače R., Donato D. C., 2015. Response of mountain *Picea abies* forests to stand-replacing bark beetle outbreaks: neighbourhood effects lead to self-replacement. *Journal of Applied Ecology.* 52, 1402-1411.

## 9 Allegato

Tabella sinottica

Cod. cluster	Descrizione fitocenosi
<b>A1</b>	<i>Rubetum idaei</i>
<b>A2</b>	Comunità a <i>Luzula nivea</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i> e rinnovazione di latifoglie
<b>A3</b>	Comunità con <i>Senecio inaequidens</i> e <i>Buddleja davidii</i>
<b>A4</b>	Comunità di arbusti termofili
<b>B1</b>	Peccete termofile con strato erbaceo e muscinale poco espresso
<b>B2</b>	Peccete montane con briofite, <i>Vaccinium myrtillus</i> e rinnovazione e di latifoglie
<b>B3</b>	Peccete montane con <i>Oxalis acetosella</i> e rinnovazione di <i>P. abies</i>
<b>B4</b>	Peccete montane dei suoli carbonatici con faggio

	Cod. cluster	A1	A2	A3	A4	B1	B2	B3	B4
	Quota media (m)	1021	1183	1037	1097	1073	1152	1197	1020
	n° rilievi	10	17	3	3	12	9	9	3
	n° medio specie	27±10	22±5	23±3	20±6	12±7	20±9	16±4	32±1
n°	Specie								
1	<i>Briofite-</i>	IV	V	V	II	V	V	V	V
2	<i>Sorbus aucuparia</i> L.	V	V	II	IV	IV	IV	IV	V
3	<i>Corylus avellana</i> L.	IV	IV	II	V	II	IV	IV	V
4	<i>Oxalis acetosella</i> L.	IV	IV	II	IV	III	III	V	V
5	<i>Hieracium murorum</i> L.	III	IV	V	II	II	V	V	II
6	<i>Dryopteris filix-mas</i> (L.) Schott	IV	III	II	II	I	II	I	IV
7	<i>Solidago virgaurea</i> L.	I	III	II	II	I	III	IV	II
8	<i>Picea abies</i> (L.) H. Karst. <b>(VIVO)</b>	V	V	.	IV	V	V	V	V
9	<i>Luzula nivea</i> (L.) D.C.	IV	V	.	IV	III	V	V	V
10	<i>Rubus idaeus</i> L.	V	IV	V	V	I	II	.	II
11	<i>Athyrium filix-femina</i> (L) Roth	III	III	.	V	II	II	III	IV
12	<i>Fraxinus excelsior</i> L.	III	II	IV	.	I	III	II	V
13	<i>Polypodium vulgare</i> L.	II	III	V	.	I	IV	III	II
14	<i>Prenanthes purpurea</i> L.	III	III	.	II	I	III	IV	IV
15	<i>Rubus ulmifolius</i> Schott	IV	III	II	V	II	II	.	II
16	<i>Larix decidua</i> Mill.	II	II	.	II	II	III	III	V
17	<i>Fagus sylvatica</i> L.	IV	III	.	V	III	III	.	V
18	<i>Maianthemum bifolium</i> (L.) F.W.Schmidt	II	IV	.	.	III	V	IV	V
19	<i>Mycelis muralis</i> (L.) Dumort.	V	II	V	.	II	.	II	IV
20	<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	I	V	.	II	III	V	III	.
21	<i>Gymnocarpium robertianum</i> (Hoffm.) Newman	I	II	.	IV	.	II	IV	IV
22	<i>Lamium galeobdolon</i> L.	II	I	.	.	I	II	I	V
23	<i>Erica carnea</i> L.	.	I	IV	II	I	II	I	.
24	<i>Veronica officinalis</i> L.	II	II	II	.	I	II	II	.
25	<i>Geranium robertianum</i> L.	IV	I	V	.	I	.	.	IV
26	<i>Betula pendula</i> Roth	III	II	II	V	.	II	.	.
27	<i>Castanea sativa</i> Mill.	II	I	V	.	III	II	.	.
28	<i>Saxifraga cuneifolia</i> L.	I	I	.	.	.	I	III	V
29	<i>Veronica urticifolia</i> Jacq.	.	II	.	.	I	II	IV	II

n°	Specie	A1	A2	A3	A4	B1	B2	B3	B4
30	<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	III	I	II	.	.	II	.	II
31	<i>Fraxinus ornus</i> L.	II	.	IV	.	I	I	.	II
32	<i>Phegopteris connectivis</i> (Michx.) Watt	I	II	.	II	.	II	II	.
33	<i>Phyteuma scheuchzeri</i>	I	I	IV	.	I	.	I	.
34	<i>Viola</i> spp.	II	II	.	.	II	I	I	.
35	<i>Luzula sylvatica</i> subsp. <i>sieberi</i> (Tausch) Cif. & Giacom.	.	I	.	II	.	I	I	II
36	<i>Picea abies</i> (L.) H. Karst. <b>(MORTO)</b>	V	V	V	V	.	.	.	.
37	<i>Buddleja davidii</i> Franch	II	I	V	II	.	.	.	.
38	<i>Dryopteris dilatata</i> (Hoffin.) A. Gray	II	III	.	.	.	II	III	.
39	<i>Hepatica nobilis</i> Mill.	II	.	.	.	I	II	.	V
40	<i>Sambucus racemosa</i> L.	II	II	.	V	I	.	.	.
41	<i>Carex digitata</i> L.	II	.	.	.	I	II	.	IV
42	<i>Fragaria vesca</i> L.	V	I	.	.	I	II	.	.
43	<i>Asplenium trichomanes</i> L.	II	I	.	.	I	.	.	IV
44	<i>Abies alba</i> Mill.	.	II	.	.	II	I	I	.
45	<i>Juglans regia</i> L.	II	I	II	.	I	.	.	.
46	<i>Lonicera xylosteum</i> L.	.	I	.	.	I	II	.	II
47	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	.	I	II	.	I	II	.	.
48	<i>Aruncus dioicus</i> (Walter) Fernald	I	I	.	.	I	I	.	.
49	<i>Sambucus nigra</i> L.	III	II	V	.	.	.	.	.
50	<i>Salix caprea</i> L.	II	II	.	V	.	.	.	.
51	<i>Cyclamen purpurascens</i> Mill.	II	.	.	.	.	I	.	V
52	<i>Salvia glutinosa</i> L.	II	I	.	.	.	.	.	IV
53	<i>Taraxacum officinale</i> (Group)	II	I	IV	.	.	.	.	.
54	<i>Galeopsis tetrahit</i> L.	II	III	.	.	.	I	.	.
55	<i>Lathyrus vernus</i> (L.) Bernh.	I	I	.	.	.	.	.	IV
56	<i>Urtica dioica</i> L.	III	I	.	II	.	.	.	.
57	<i>Festuca heterophylla</i> Lam.	.	I	II	.	.	II	.	.
58	<i>Huperzia selago</i> (L.) Bernh.	.	I	.	II	.	II	.	.
59	<i>Ostria carpinifolia</i> Scop.	II	I	.	.	.	.	.	II
60	<i>Senecio ovatus</i> (G.Gaertn., B.Mey. & Scherb.) Willd. subsp. <i>ovatus</i>	II	I	.	.	.	.	.	II
61	<i>Agrostis gigantea</i> Roth.	I	I	.	.	.	.	II	.
62	<i>Agrostis schraderiana</i> Bech.	.	I	.	.	I	.	II	.
63	<i>Arctostaphylos uva-ursi</i> L.	.	I	.	.	I	II	.	.
64	<i>Avenella flexuosa</i> L. Drejer	.	I	.	II	.	.	I	.
65	<i>Cardamine impatiens</i> L.	I	.	.	.	I	.	.	II
66	<i>Phyteuma betonicifolium</i> Vill.	.	I	.	.	.	I	.	II
67	<i>Petasites albus</i> (L.) Gaertn.	I	I	.	.	.	.	I	.
68	<i>Polygonatum verticillatum</i> (L.) All.	.	I	.	.	I	.	I	.
69	<i>Carex Alba</i> Scop.	II	.	.	.	.	.	.	V
70	<i>Helleborus niger</i> L.	II	.	.	.	.	.	.	V
71	<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	.	.	IV	II	.	.	.	.
72	<i>Clematis vitalba</i> L.	II	.	IV	.	.	.	.	.
73	<i>Senecio inaequidens</i> DC.	.	I	V	.	.	.	.	.
74	<i>Sesleria caerulea</i> (L.) Ard.	II	.	.	.	.	.	.	IV
75	<i>Aegopodium podagraria</i> L.	I	.	.	.	.	.	.	IV
76	<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull	.	I	.	IV	.	.	.	.
77	<i>Erigeron canadensis</i> L.	.	.	IV	.	I	.	.	.

n°	Specie	A1	A2	A3	A4	B1	B2	B3	B4
78	<i>Populus tremula</i> L.	.	I	.	IV	.	.	.	.
79	<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.) Beauv.	II	.	.	II	.	.	.	.
80	<i>Galium aparine</i> L.	II	II	.	.	.	.	.	.
81	<i>Solanum dulcamara</i> L.	III	I	.	.	.	.	.	.
82	<i>Carex pilulifera</i> L.	.	I	.	.	.	II	.	.
83	<i>Convolvulus arvensis</i> L.	I	.	II	.	.	.	.	.
84	<i>Cytisus scoparius</i> L. Link	.	I	.	II	.	.	.	.
85	<i>Dactylis glomerata</i> L.	II	I	.	.	.	.	.	.
86	<i>Hedera helix</i> L.	.	.	.	.	II	I	.	.
87	<i>Impatiens parviflora</i> DC.	II	I	.	.	.	.	.	.
88	<i>Laburnum alpinum</i> (Mill.) Bercht. & J.Presl	.	I	.	.	.	II	.	.
89	<i>Lactuca sativa</i> L. subsp. <i>serriola</i> (L.) Galasso, Banfi, Bartolucci & Ardenghi	.	.	II	.	I	.	.	.
90	<i>Moehringia trinervia</i> (L.) Clairv.	.	I	.	II	.	.	.	.
91	<i>Saxifraga oppositifolia</i> L.	II	.	.	.	.	.	I	.
92	<i>Stellaria nemorum</i> L.	.	I	II	.	.	.	.	.
93	<i>Quercus petraea</i> (Matt.) Liebl.	I	.	.	.	.	I	.	.
94	<i>Sorbus aria</i> (L.) Crantz	I	.	.	.	.	I	.	.
95	<i>Viola biflora</i> L.	.	.	.	.	.	I	I	.
96	<i>Carex sylvatica</i> Huds.	.	.	.	.	.	.	.	IV
97	<i>Daphne mezereum</i> L.	.	.	.	.	.	.	.	IV
98	<i>Galium sylvaticum</i> L.	.	.	.	.	.	.	.	IV
99	<i>Prunus avium</i> L.	.	.	IV	.	.	.	.	.
100	<i>Aquilegia atrata</i> W.D.J.Koch	II	.	.	.	.	.	.	.
101	<i>Campanula trachelium</i> L.	.	.	.	.	.	.	.	II
102	<i>Digitalis lutea</i> L.	II	.	.	.	.	.	.	.
103	<i>Erythronium repens</i> (L.) Gould	II	.	.	.	.	.	.	.
104	<i>Epilobium montanum</i> L.	II	.	.	.	.	.	.	.
105	<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	.	.	II	.	.	.	.	.
106	<i>Geum urbanum</i> L.	II	.	.	.	.	.	.	.
107	<i>Lathyrus pratensis</i> L.	II	.	.	.	.	.	.	.
108	<i>Lysimachia vulgaris</i> L.	.	.	.	II	.	.	.	.
109	<i>Melampyrum pratense</i> L.	.	.	.	.	.	II	.	.
110	<i>Moehringia muscosa</i> L.	.	.	.	.	.	.	.	II
111	<i>Molinia arundinacea</i> Schrank	.	.	II	.	.	.	.	.
112	<i>Polygala chamaebuxus</i> L.	.	.	.	.	.	II	.	.
113	<i>Polystichum lonchitis</i> (L.) Roth.	.	.	.	.	.	.	.	II
114	<i>Potentilla erecta</i> (L.) Rausch.	.	.	.	II	.	.	.	.
115	<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke	.	.	II	.	.	.	.	.
116	<i>Tanacetum corymbosum</i> (L.) Sch.Bip.	.	.	II	.	.	.	.	.
117	<i>Tussilago farfara</i> L.	II	.	.	.	.	.	.	.
118	<i>Valeriana tripteris</i> L.	.	.	.	.	.	II	.	.
119	<i>Alnus incana</i> (L.) Moench	.	I	.	.	.	.	.	.
120	<i>Anemonoides nemorosa</i> L.	.	.	.	.	I	.	.	.
121	<i>Aposeris foetida</i> (L.) Less.	I	.	.	.	.	.	.	.
122	<i>Asperula taurina</i> L.	.	.	.	.	.	.	I	.
123	<i>Astrantia major</i> L.	I	.	.	.	.	.	.	.
124	<i>Calamagrostis varia</i> (Schrad.) Host	.	.	.	.	.	I	.	.
125	<i>Calamagrostis villosa</i> (Chaix.) J. F. Gmel.	.	I	.	.	.	.	.	.

n°	Specie	A1	A2	A3	A4	B1	B2	B3	B4
126	<i>Cerastium fontanum</i> Baumg.	I	.	.	.	.	.	.	.
127	<i>Cirsium arvense</i> L.	I	.	.	.	.	.	.	.
128	<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	I	.	.	.	.	.	.	.
129	<i>Cystopteris fragilis</i> L.	I	.	.	.	.	.	.	.
130	<i>Dactylorhiza maculata</i> (L.) subsp. <i>Fuchsii</i> (Druce) Hyl.	.	.	.	.	.	.	I	.
131	<i>Epipactis</i> spp.	.	.	.	.	I	.	.	.
132	<i>Euphorbia</i> spp.	.	.	.	.	I	.	.	.
133	<i>Gentiana asclepiadea</i> L.	.	I	.	.	.	.	.	.
134	<i>Gymnocarpium dryopteris</i> (L.) Newman	.	.	.	.	I	.	.	.
135	<i>Hippocrepis emerus</i> Mill.	.	.	.	.	I	.	.	.
136	<i>Holcus lanatus</i> L.	I	.	.	.	.	.	.	.
137	<i>Humulus lupulus</i> L.	I	.	.	.	.	.	.	.
138	<i>Ilex aquifolium</i> L.	.	.	.	.	I	.	.	.
139	<i>Impatiens noli-tangere</i> L.	I	.	.	.	.	.	.	.
140	<i>Imperatoria ostruthium</i> L.	.	I	.	.	.	.	.	.
141	<i>Lamium purpureum</i> L.	I	.	.	.	.	.	.	.
142	<i>Lolium perenne</i> L.	I	.	.	.	.	.	.	.
143	<i>Lonicera nigra</i> L.	.	I	.	.	.	.	.	.
144	<i>Melica nutans</i> L.	I	.	.	.	.	.	.	.
145	<i>Orthilia secunda</i> L. House	.	.	.	.	.	.	I	.
146	<i>Paris quadrifolia</i> L.	.	.	.	.	.	.	I	.
147	<i>Phleum pratense</i> L.	I	.	.	.	.	.	.	.
148	<i>Pinus sylvestris</i> L.	I	.	.	.	.	.	.	.
149	<i>Plantago major</i> L.	I	.	.	.	.	.	.	.
150	<i>Poa annua</i> L.	I	.	.	.	.	.	.	.
151	<i>Prunella grandiflora</i> (L.) Scholler	I	.	.	.	.	.	.	.
152	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	I	.	.	.	.	.	.	.
153	<i>Rosa</i> spp.	.	.	.	.	.	I	.	.
154	<i>Salix purpurea</i> L.	I	.	.	.	.	.	.	.
155	<i>Sanguisorba dodecandra</i> Moretti	I	.	.	.	.	.	.	.
156	<i>Senecio pterophorus</i> NC.	.	I	.	.	.	.	.	.
157	<i>Silene dioica</i> (L.) Clairv.	I	.	.	.	.	.	.	.
158	<i>Silene rupestris</i> L.	.	I	.	.	.	.	.	.
159	<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	.	I	.	.	.	.	.	.
160	<i>Taxus baccata</i> L.	I	.	.	.	.	.	.	.
161	<i>Tilia cordata</i> Mill.	.	.	.	.	I	.	.	.
162	<i>Trifolium pratense</i> L. subsp. <i>pratense</i>	I	.	.	.	.	.	.	.
163	<i>Trifolium repens</i> L.	I	.	.	.	.	.	.	.
164	<i>Vinca minor</i> L.	.	I	.	.	.	.	.	.
165	<i>Vincetoxicum hirundinaria</i> Medik.	.	.	.	.	I	.	.	.
166	<i>Ajuga reptans</i> L.	.	.	I	.	.	.	.	.
167	<i>Poa trivialis</i> L.	.	I	.	.	.	.	.	.