

REPORT SULLO STATO DI CONSERVAZIONE DEGLI HABITAT NELLA RISERVA NATURALE DELLA VAL DI MELLO

ANALISI MULTIDISCIPLINARE IN
AMBITO FORESTALE, BOTANICO E
FAUNISTICO

2025



UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI
DI MILANO





Il presente documento è stato redatto grazie al contributo dei seguenti gruppi di ricerca:

- Gruppo di lavoro in ambito forestale: Romanato Federico, Malanchini Luca, Romagnano Vittoria, Oggioni Silvio, Brocco Sebastian, Vacchiano Giorgio
- Gruppo di lavoro in ambito botanico: Caccianiga Marco, Borgatti Marina Serena, Valle Barbara. Con la collaborazione di Grandi Alice e Malvezzi Leonardo
- Gruppo di lavoro in ambito faunistico: Romagnoli Samuele, Colombo Giovanni

L'esecuzione dei monitoraggi si è tenuta nel corso delle annate 2023-2024.

SOMMARIO

INTRODUZIONE	1
Forestale.....	1
Botanico	5
Faunistico	7
OBIETTIVI	10
MATERIALI E METODI	11
Forestali	11
Area studio.....	11
Rilievi	12
Rilievi dendrometrici	13
Rilievi dendrocronologici	13
Monitoraggio habitat e valutazione dello stato di conservazione.....	14
Botanici	16
Rilevamento della vegetazione	16
Studio della flora	17
Preparazione dell'erbario.....	18
Elaborazione dei dati	19
Rilevamento degli habitat 91E0* e 9180*	19
Rilevamento dell'habitat 6230*	23
Rilevamento dei muschi in Allegato II della Direttiva Habitat.....	27
Faunistici	29
Rettili	29
Rosalia alpina.....	30
Uccelli.....	31
RISULTATI	33
FORESTALI.....	33

Stato degli ecosistemi forestali.....	33
Stato di conservazione degli habitat forestali (non prioritari).....	37
Vulnerabilità all'erosione	40
Evoluzione forestale e stoccaggio di carbonio con cbm	45
Analisi sugli effetti della siccità.....	51
Vulnerabilità a danni da vento.....	61
Simulazione del rischio di infestazione da bostrico.....	67
Analisi dei microhabitat	74
BOTANICI	78
Flora.....	78
Habitat 6230*	86
Rilevamento muschi in allegato ii della direttiva habitat	93
Foto dei siti documentati.....	96
FAUNISTICI.....	103
Rettili	103
Rosalia alpina.....	104
Uccelli.....	104
DISCUSSIONE e CONSLUSIONI	107
Considerazioni e indirizzi gestionali forestali.....	107
Habitat 91E0* – Alnete:.....	107
Habitat 9180* – Acero-tiglieti e acero-frassineti.....	108
Habitat 9110 – Faggete	108
Habitat 9410 – Peccete.....	110
Habitat 9420 – Lariceti	114
Indirizzi gestionali in sintesi (obiettivo conservazione e azioni CSF).....	116
Considerazioni botaniche	120
Attribuzione delle tipologie individuate agli habitat natura2000 corrispondenti .	120
Criticità relative alla cartografia degli habitat.....	121

STATO DI CONSERVAZIONE DEGLI HABITAT PRIORITARI	122
Stato di conservazione delle specie floristiche di interesse comunitario (all. II direttiva 43/92 eec)	124
Considerazioni finali e prospettive future faunistiche	125
STATO DI CONSERVAZIONE	126
Habitat forestali	126
Habitat non forestali/erbacei	128
Conservazione della fauna	129
SUMMARY PER POLICY MAKER	130
BIBLIOGRAFIA.....	134
SITOGRAFIA	143



INTRODUZIONE

Forestale

Il presente Report si pone come **strumento conoscitivo in linea con gli obiettivi del progetto BioClima: Val di Mello Climate Change**. In particolare, per l'obiettivo "studi e monitoraggi naturalistici" che include: **studi forestali, studio delle formazioni erbose e di altri habitat di pregio, e studi faunistici**. Tali obiettivi sono, peraltro, ascrivibili alle analisi previste dal "Piano di Gestione della Riserva Naturale della Val di Mello".

In questo contesto sono stati analizzati nel dettaglio i relativi habitat attraverso campagne di rilievi e tecniche di remote sensing, come descritto nel capitolo "Materiali e metodi". Ovviamente le analisi mirano, oltre che ad una valutazione qualitativa dello stato dell'arte attuale dei diversi complessi ecologici della riserva, anche ad una quantificazione dei servizi ecosistemici (SE) e alla prescrizione di linee guida gestionali adeguate ad un loro mantenimento e/o miglioramento.

Lo studio gioca quindi un ruolo fondamentale in un'ottica di collegamento tra il concetto di conservazione della biodiversità e quello di sviluppo socioeconomico locale. È quindi importante specificare che gli indirizzi gestionali, oltre che a provenire da analisi eseguite specificamente per questo contesto, saranno da applicare solo all'esterno dei confini della riserva integrale, dove invece sarà garantita la naturale evoluzione dei sistemi naturali.

Ancora, tutte le azioni eseguite e previste dal presente studio sono in linea con le finalità e le prescrizioni di conservazione dei siti Natura 2000 che ricadono all'interno della Riserva (ZPS IT2040601 "Bagni di Masino - Pizzo Badile - Val di Mello - Val Torrone - Piano di Preda Rossa" e SIC IT2040020 "Val di Mello-Piano di Preda Rossa"), nonché con il piano di gestione della riserva.

Visto il principale obiettivo della Riserva, ossia la conservazione della biodiversità, è importante definire quest'ultima e identificarne le principali minacce. Con il termine biodiversità si intende la varietà di vita presente su un'area, più o meno vasta, e che può essere suddivisa su tre livelli (Kumar Verma, 2020):

- Genetica (relativa la diversità all'interno delle singole specie)

- Specifica (relativa la diversità tra le diverse specie)
- Ecosistemica (relativa le differenze tra i diversi complessi ecologici).

Nel contesto montano, e alpino in particolare, le principali minacce per la biodiversità sono legate ai cambi d'uso del suolo e agli effetti del cambiamento climatico (Korner, 2004). Tuttavia, all'interno di una riserva naturale come nel caso della Val di Mello, gli interventi gestionali sono estremamente ridotti e, talvolta, non adeguatamente pianificati. Pertanto, le principali minacce vanno ricondotte ad azioni avvenute nel passato (interventi selvicolturali ad alta intensità, eliminazione dei predatori, modificazione dei corsi d'acqua, ecc.), alla frammentazione degli habitat, all'ingresso di specie aliene invasive e agli effetti del Cambiamento Climatico (CC).

In merito a quest'ultimo è ormai noto come esso funga da driver per la perdita delle biodiversità. La migrazione di alcune specie verso quote maggiori (Pauli et al., 2012) dovuto all'aumento delle temperature causa una perdita di habitat per alcune specie, così come una maggior competizione tra di esse, aumentando il loro rischio di estinzione (Dullinger et al., 2012). Inoltre, i cambiamenti relativi il regime delle precipitazioni sta portando ad un aumento dei periodi di siccità, intervallati da eventi piovosi di forte intensità, con e il conseguente cambiamento dei cicli idrologici (Zhang et al., 2019). Tali effetti si ripercuotono sia sulle specie vegetali che sugli invertebrati legati a quegli habitat (Muhlfeld et al., 2011). Ancora, anche l'ingresso di specie aliene (ad es. insetti) ed invasive, causato dall'azione umana, è agevolato dagli effetti del CC che ne può agevolare l'espansione e la competizione (Wang et al., 2021).

Il CC è anche responsabile di numerosi effetti sui regimi di disturbo di natura biotica (insetti e patogeni) e abiotica (vento, siccità, fuoco, ecc.) (Seidl et al., 2017), alterandone la frequenza e la severità. Tutto questo causa degli effetti sugli habitat, che possono essere negativi (perdita di specie endemiche, perdita delle funzioni ecosistemiche, ecc.) o positivi (aumento di biodiversità in seguito all'avvenimento di un disturbo, ingresso di nuove specie, ecc.). Tuttavia, può rappresentare anche un aumento del rischio per l'incolumità della popolazione che frequenta più o meno abitualmente le aree montane (Mitchell, 2013; Ozturk et al., 2022; Synolakis & Karagiannis, 2024).

Per le ragioni appena descritte risulta quindi fondamentale una fase di analisi dello stato di conservazione degli habitat, in modo tale da avere una solida base conoscitiva e gli strumenti necessari per la programmazione di interventi di gestione forestale volti a

questo obiettivo (Noss, 1999), oltre che ad essere fondamentale all'adempimento della valutazione dello stato di conservazione di habitat e specie prevista dall'articolo 17 della Direttiva Habitat. In questo modo la gestione dovrà essere intesa solo come mezzo utile al raggiungimento di determinati obiettivi volti alla conservazione della biodiversità, ma da cui è possibile ricavare benefici anche dal punto di vista socioeconomico. Lo studio effettuato da Jandl del 2024 ha evidenziato diversi rapporti sinergici e conflittuali tra gestione selvicolturale e conservazione della biodiversità. Le principali sinergie si ritrovano nell'adozione di interventi che favoriscono una struttura forestale eterogenea che favorisce insieme l'approvvigionamento di diversi assortimenti legnosi, il mantenimento di diversi servizi ecosistemici (prodotti non legnosi, regolazione dei cicli bio-geo-chimici, ecc.) e la presenza di habitat (o ambienti) diversi utili anche da un punto di vista turistico e ricreativo. Mentre i principali conflitti sono dovuti al mantenimento di legno morto che può aumentare la vulnerabilità a incendi in aree suscettibili, alla pressione degli ungulati che danneggia la rinnovazione e quindi il mantenimento delle foreste nel tempo, così come l'introduzione di specie esotiche altamente produttive ma che degradano la diversità endemica di specifiche aree.

Nell'ottica di questo progetto risulta quindi intuitivo e consigliabile l'adozione dei metodi ascrivibili alla *Climate Smart Forestry* (CSF) (Bowditch et al., 2020) per favorire i rapporti sinergici appena descritti e limitare i conflitti. Recenti studi hanno evidenziato come la CSF possa bilanciare il sequestro di carbonio, la resilienza climatica e la conservazione della biodiversità, enfatizzando sull'importanza delle valutazioni del rischio specifiche per regione così da poter massimizzare i benefici per l'ecosistema e la mitigazione climatica (Muys & Messier, 2023). Inoltre, il rapporto FSC (FSC, 2019), che esplora l'impatto delle foreste certificate sulla conservazione della biodiversità e sullo stoccaggio di carbonio, mostra come alcune pratiche proposte proprio da FSC a tal proposito siano comparabili a quelle di CSF.

Un ulteriore strumento utile a soddisfare in modo ancora più accurato gli obiettivi di conservazione nelle aree protette è la cosiddetta *Closer-to-Nature Forest Management* (European Commission, 2023). Tra i principali obiettivi di questo tipo di selvicoltura si trovano, infatti, l'aumento della complessità strutturale e la promozione delle dinamiche forestali naturali, tramite tecniche come la promozione della rigenerazione naturale, la riduzione degli altri interventi di gestione, la protezione specie specifica in loco, o la tutela e il ripristino degli ecosistemi del suolo e delle acque nelle foreste.



Lo studio dei diversi ambiti naturali all'interno della Riserva si traduce, pertanto, nella costruzione di una base conoscitiva solida del territorio, in grado di agevolare i diversi portatori di interesse nelle scelte gestionali, anche attraverso la proposta di interventi precisi, frutto di un approccio sinergico tra i diversi sistemi di gestione appena descritti.

Botanico

Le attività di rilevamento botanico nel territorio della Riserva Naturale della Val di Mello si sono quindi focalizzate sugli habitat e le specie inserite negli allegati della direttiva sensi della Direttiva Habitat (Direttiva 92/43/CEE). In particolare, per quanto riguarda gli habitat inseriti in Allegato I lo studio ha riguardato gli habitat definiti prioritari nella direttiva stessa; gli habitat prioritari presenti nell'area di studio includono due habitat forestali, 91E0* - "Foreste alluvionali di *Alnus glutinosa* e *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*)", 9180* - "Foreste di versanti, ghiaioni e valloni del *Tilio-Acerion*", e un habitat erbaceo, 6230* - "Formazioni erbose a *Nardus*, ricche di specie, su substrato siliceo delle zone montane (e delle zone submontane dell'Europa continentale".

Per quanto riguarda le specie vegetali presenti negli allegati II e IV della direttiva, Nella Riserva Naturale della Val di Mello è segnalato come unica specie floristica in Allegato II il muschio *Orthotrichum rogeri* Brid; a partire dal 2023 è stato segnalato un altro muschio in Allegato II della Direttiva Habitat *Buxbaumia viridis* (Lam. & DC) Moug. & Nestl., specie non ancora riportata nei precedenti report ufficiali di monitoraggio a causa del recente rinvenimento.

Lo scopo delle attività di seguito presentate è stata la caratterizzazione floristica e fitosociologica degli habitat indagati, per confermarne la corretta attribuzione e valutarne lo stato e individuare eventuali emergenze floristiche e/o vegetazionali. Per quanto riguarda le specie di briofite, l'indagine ha mirato a confermarne la presenza nelle stazioni già note ed eventualmente individuarne di nuove e a valutare lo stato di conservazione ed eventuali trend in atto.

Le attività di rilevamento hanno permesso inoltre di valutare eventuali discrepanze tra la situazione rilevata su campo e la carta degli habitat aggiornata al IV Report della Direttiva Habitat (2013-2018), reperibile sul Geoportale della Regione Lombardia.

Tutte le attività sono state svolte in coordinamento con l'attività degli esperti forestali. In particolare, come indicato nella sezione materiali e metodi apposita, il piano di campionamento relativo agli habitat forestali è stato impostato a partire dai punti di rilevamento da essi definiti e condivisi.

L'elenco floristico, le tabelle fitosociologiche, i punti dei rilevamenti floristici e di presenza delle specie in allegato vengono fornite come fogli di lavoro Excel e costituiscono parte integrante della presente relazione.

Faunistico

L'aggiornamento dei piani di gestione di parchi e riserve è fondamentale per attuare le strategie conservazionistiche più appropriate. Accertare in una data area la presenza di specie di interesse conservazionistico e la consistenza delle loro popolazioni è uno degli obiettivi della Rete Natura 2000. All'interno del progetto *Val di Mello Climate Change*, sono stati programmati monitoraggi faunistici al fine di aggiornare le informazioni relative alla biodiversità in Riserva. In particolare, sono stati selezionati due taxa di interesse, uccelli e rettili, per la ricchezza specifica e l'importanza ecologica. In aggiunta, ci è sembrato importante valutare la presenza e l'idoneità ambientale della *Rosalia alpina*, dato mai verificato all'interno della Riserva.

Parallelamente alle attività di monitoraggio sono state sviluppate, in collaborazione con la Cooperativa Koinè, diverse azioni di *citizen science* per coinvolgere la comunità locale nella conservazione dei taxa di interesse con serate ed escursioni divulgative e un gioco-quiz relativo alla conoscenza dei serpenti. Un'altra azione importante, l'organizzazione delle summer school, ha permesso di portare in riserva le energie e le competenze di giovani studenti e neolaureati in ambito biologico, naturalistico e ambientale. Gli studenti hanno partecipato alle attività di monitoraggio e raccolto altri dati di presenza di specie animali presenti in Riserva.

Tra i monitoraggi previsti, si è focalizzata l'attenzione sui rettili data la presenza in *checklist* di ben 9 specie tra ofidi e lacertidi (*Anguis fragilis*, *Coronella austriaca*, *Natrix helvetica*, *Podarcis muralis*, *Vipera aspis*, *V. berus*, *Zamenis longissimus*, *Zootoca vivipara*, *Hierophis viridiflavus*). Il territorio della riserva è molto complesso poiché si divide tra un fondovalle facilmente accessibile a una quota di circa 1000m s.l.m., in cui c'è un forte impatto dovuto alle attività escursionistiche, e diverse vallette "alte" che si dipartono dalla valle principale con prati e pascoli d'alta quota (oltre i 2000m s.l.m), dove l'attività più impattante è il pascolo estivo allo stato brado di bovini e ovicapri. Di notevole interesse è il dato di presenza di *Zootoca vivipara*, inserita nel formulario standard del piano di gestione del SIC IT2040020 "Val di Mello - Piano di Preda Rossa", che deve però ancora essere confermato da dati recenti sul campo. A causa dell'impossibilità di posizionare rifugi artificiali in bassa valle ci siamo concentrati sulle specie tipicamente alpine come *Zootoca vivipara* e *Vipera berus*.

Rosalia alpina è un coleottero cerambicide unica specie rappresentante del genere *Rosalia*. Anche detto cerambice del faggio poiché le femmine di questa specie

depongono le uova nel legno secco privo di corteccia di alberi di faggio. La larva si ciba di legno morto e infatti gli alberi prediletti per l'ovodeposizione sono maturi e senescenti, ma ancora vivi, ricchi di legno in vari stadi di decadimento. Ciò rende questa specie un ottimo bioindicatore di faggete mature. In Italia è largamente distribuita anche se in modo frammentato ed è assente solo in Valle d'Aosta e Sardegna. Segnalata nel territorio della ZPS IT2040601, "Bagni di Masino, Pizzo Badile, Val di Mello, Val Torrone, Piano di Preda", la sua presenza è accertata in un'unica stazione sopra i Bagni di Masino. La val di Mello contiene alcuni *patch* di faggete con alberi anche di notevoli dimensioni e ben assolati che sono stati valutati come possibilmente idonei alla specie.

L'altro taxon sul quale si sono concentrati i monitoraggi insieme ai rettili è quello degli uccelli. Al fine di aggiornare le conoscenze sulla popolazione ornitica nidificante all'interno della riserva dell'area del SIC IT2040020 "Val di Mello - Piano di Preda Rossa", si è deciso di procedere con il monitoraggio concentrandosi sull'area della val di Mello e le relative valli laterali.

L'eterogeneità degli ambienti presenti nell'area di indagine e il marcato gradiente altitudinale rappresentano un punto di forza, poiché favoriscono la presenza di specie con esigenze ecologiche differenti.

Gli uccelli sono particolarmente adatti al ruolo di indicatori della condizione di salute della biodiversità e degli ambienti che essi abitano (Andreotti, 2006). Per questo motivo, sono frequentemente utilizzati sia come indicatori per la valutazione degli impatti di cambiamenti o trasformazioni ambientali, sia per monitorare qualità o funzionalità ecologica di un ecosistema (Padoa-Schioppa et al., 2006).

Le ragioni che collocano gli uccelli tra gli indicatori biologici più utilizzati in assoluto possono essere così riassunte:

- associazione molto forte con la struttura paesaggistica (Padoa-Schioppa et al., 2006) e con le comunità

vegetali e animali presenti negli stessi contesti (Keast, 1990);

- presenza nella quasi totalità dei livelli trofici e facilità di censimento su aree ampie con metodi

relativamente speditivi (Wiens, 1989);

- forte correlazione con impatti relativi anche ad altri taxa (Tuck et al., 2014);
- risposta rapida alle modificazioni dell'ambiente, persino entro una singola stagione (Brambilla e Rubolini, 2009);
- elevata sensibilità agli effetti della gestione antropica degli habitat (Assandri et al., 2019; Brambilla et al., 2020a);
- inclusione di specie la cui sola presenza o abbondanza fornisce importanti informazioni sull'ambiente o sulla diversità biologica in un certo ecosistema (Bock and Jones, 2004; Brambilla et al., 2009; Morelli et al., 2014; Sergio et al., 2005).

OBIETTIVI

FORESTALI

- Analisi dello stato di conservazione degli habitat forestali
- Analisi della suscettibilità a disturbi di natura biotica e abiotica
- Formulazione di indirizzi gestionali pesati sulle analisi precedenti, valutando i migliori compromessi tra gestione e conservazione (Climate and Biodiversity Smart Forestry)

BOTANICI

- Caratterizzazione floristica, valutazione della consistenza e dello stato di conservazione degli habitat prioritari presenti nella riserva (6230* nardeti, 9180* boschi del Tilio-Acerion, 91E0* alnete di fondovalle)
- Valutazione di presenza e consistenza di specie floristiche di interesse comunitario (all. II Direttiva 43/92 EEC) e di specie indicate come di interesse nel piano di gestione
- Valutazione complessiva dello stato di conservazione degli habitat di interesse comunitario con particolare riferimento alle dinamiche in atto legate ai cambiamenti climatici

FAUNISTICI

- Aggiornamento delle informazioni sulla biodiversità per i *taxa* relativi a rettili e uccelli
- Valutazione di presenza e idoneità ambientale di *Rosalia alpina* all'interno della Riserva

MATERIALI E METODI

Forestali

AREA STUDIO

L'area di studio è quella inclusa entro i confini della Riserva Naturale della Val di Mello. L'area, già all'interno del Piano di Gestione della Riserva redatto nel 2010, era stata suddivisa secondo diverse tipologie di habitat.

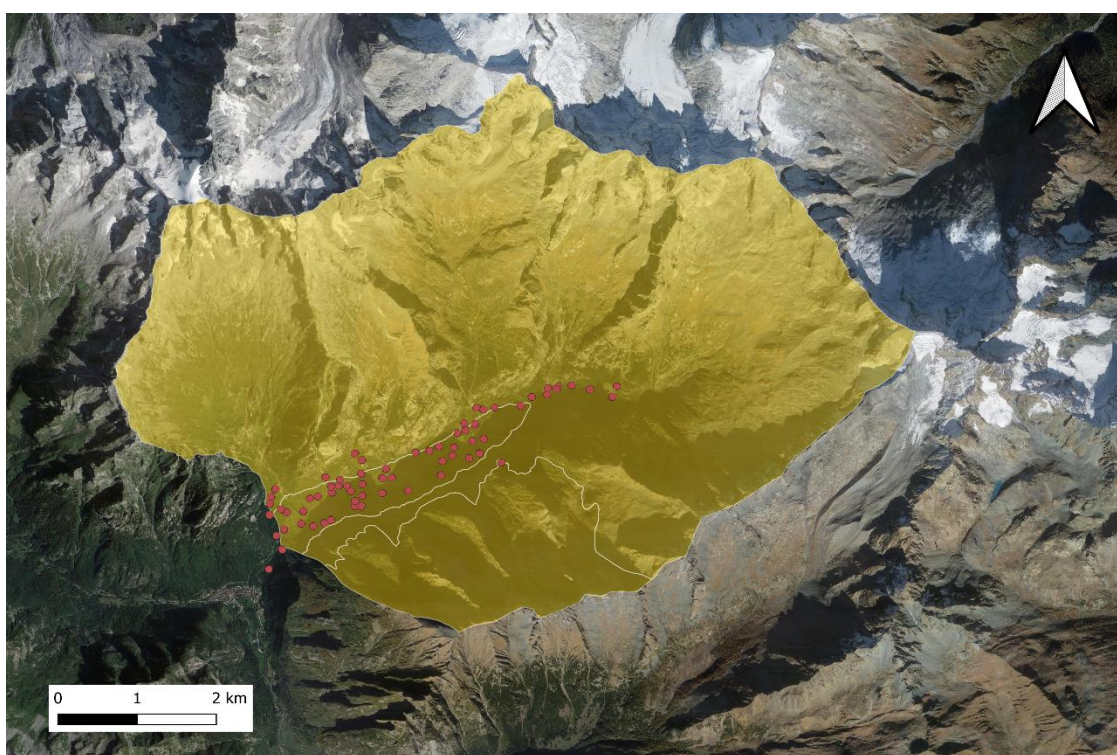


Figura 1. Collocazione dei plot all'interno della Riserva evidenziata in giallo

Con merito all'ambito forestale sono stati identificati cinque habitat principali:

- 9110, faggeti di *Luzulo-Fagetum*
- 9180, foreste di versanti, ghiaioni e Valloni del *Tilio-Acerion*
- 91E0, foreste alluvionali di *Alnus glutinosa* e *Fraxinus excelsior*
- 9410, foreste acidofile montane e alpine di *Picea*
- 9420, foreste alpine di *Larix decidua* e/o *Pinus cembra*.

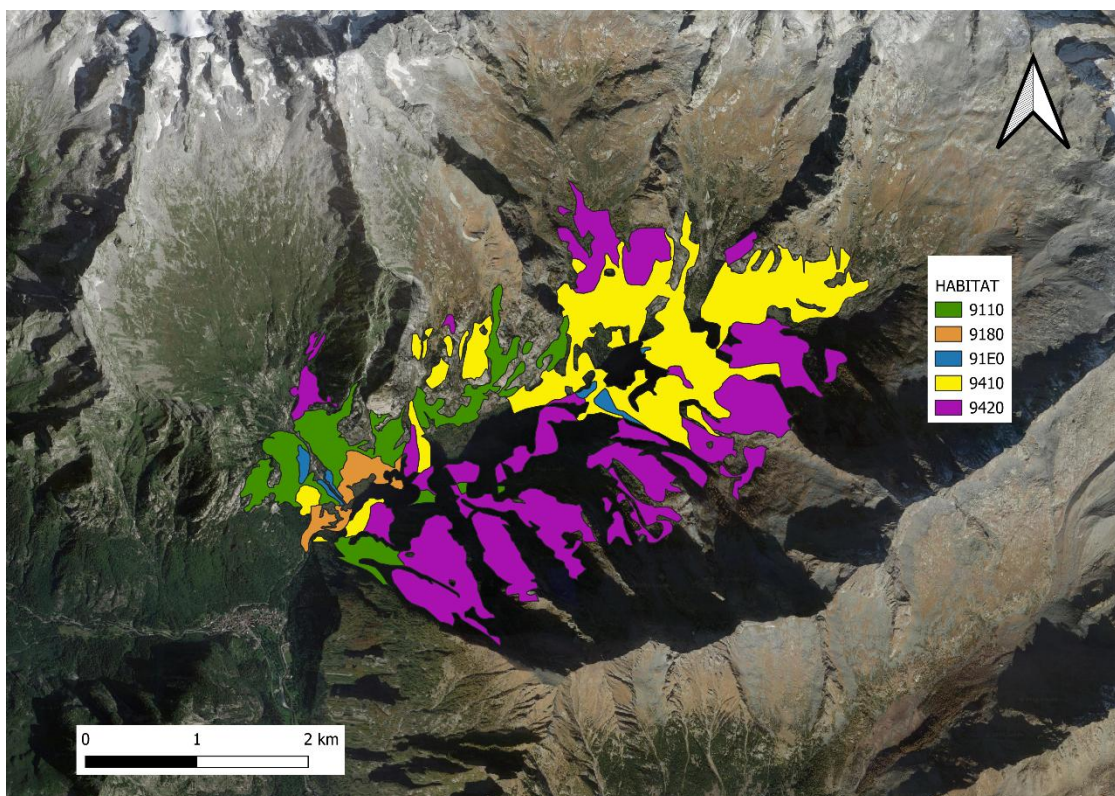


Figura 2. Suddivisione dei diversi habitat forestali all'interno della riserva

RILIEVI

I rilievi forestali sono stati eseguiti solo all'interno di questi habitat. Sono stati utilizzati 65 plot di studio posizionati in modo casuale all'interno dei poligoni relativi ai diversi habitat attraverso il software QGis. Per la definizione della posizione dei plot si è deciso di escludere le aree troppo pendenti ($>35^\circ$) in quanto difficili da raggiungere e pericolose per gli operatori. Pertanto, si può notare il loro posizionamento nei dintorni del fondovalle o, comunque, lungo la rete sentieristica principale. Con l'esecuzione dei rilievi all'interno dei plot è stato, inoltre, possibile eseguire un controllo della correttezza della carta habitat (è normale un certo grado di dinamicità degli habitat nel corso del tempo) e di suggerire alcune modifiche per la redazione della nuova versione. In ogni plot sono stati eseguiti dei rilievi secondo protocolli diversi:

- Rilievi dendrometrici,
- Rilievi dendrocronologici,
- Rilievi per il monitoraggio degli habitat, secondo il "Protocollo operativo per il monitoraggio regionale degli habitat di interesse comunitario in Lombardia" (Brusa G. et al., 2017),
- Analisi dei microhabitat, secondo il protocollo "Field Guide to Tree-related Microhabitats" (Bütler et al., 2020).

RILIEVI DENDROMETRICI

Con merito ai rilievi dendrometrici, in ogni plot è stata delineata un'area circolare di 12 m di raggio all'interno della quale sono stati misurati i diametri di tutte le piante presenti (cavallettamento totale), le specie, e l'altezza di alcune piante modello appartenenti alle diverse specie e al piano dominante (figura 3). Attraverso questi dati sono stati calcolati parametri quali il diametro medio, la biomassa epigea (tramite le equazioni proposte da Tabacchi G. et al., 2011), l'altezza media e dominante, e sono state costruite le curve ipsometriche per ciascuna specie. Questi parametri sono indispensabili per la fase di analisi dei popolamenti forestali e per l'applicazione dei modelli che verranno illustrati nei capitoli seguenti.

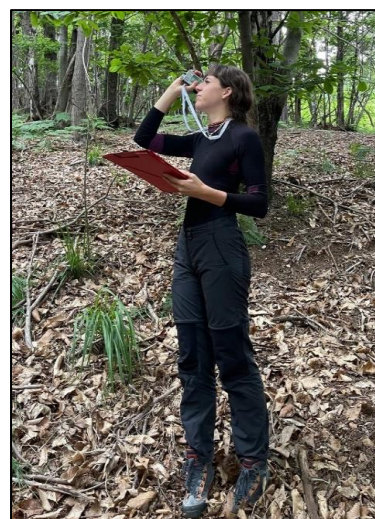


Figura 3. Dall'alto: cavallettamento per il rilievo dei diametri; misura dell'altezza con ipsometro Vertex; applicazione del transponder Vertex per il rilievo dell'altezza.

RILIEVI DENDROCRONOLOGICI

I rilievi dendrocronologici (figura 4) si basano sull'asportazione di carote legnose dai fusti di 45 alberi (15 per specie tra: abete rosso, larice, e faggio) con l'utilizzo del

succhiello di Pressler. In questo modo si ottiene un campione che permette di analizzare l'età della pianta e l'andamento degli incrementi legnosi nel corso del tempo. Per ogni pianta sono state prelevate due carote legnose posizionate a 90° rispetto al centro della pianta. Le carote sono state successivamente incollate agli appositi sostegni, levigate, scansionate e infine analizzate tramite l'utilizzo dei software CDendro e CooRecorder. Con il software CooRecorder si identificano i singoli anelli sulle carote e successivamente, tramite l'utilizzo di di CDendro, si ottiene la loro ampiezza e, quindi, la serie temporale completa.

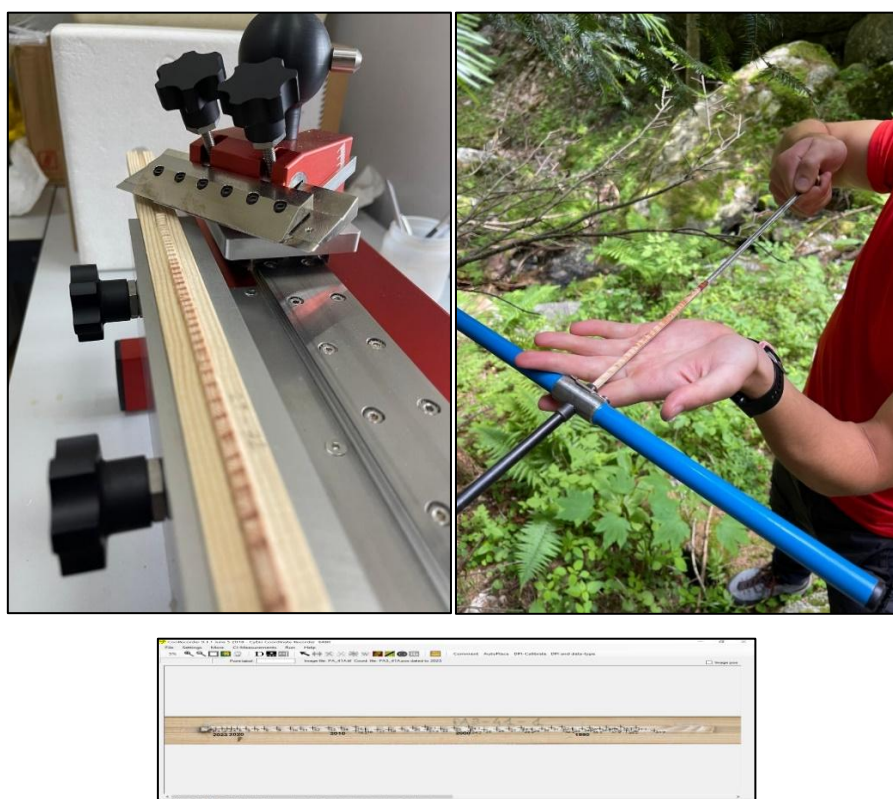


Figura 4. In alto a sinistra: estrazione della carota con succhiello di Pressler; in alto a destra: levigatura della carota con microtomo; In basso analisi della carota con CooRecorder

MONITORAGGIO HABITAT E VALUTAZIONE DELLO STATO DI CONSERVAZIONE

Per il monitoraggio degli habitat, secondo il protocollo proposto da Brusa G. et al., 2017, era possibile applicare due modalità di rilievo:

- specialistico che mira ad una valutazione dettagliata dello stato di conservazione dell'habitat,

- semplificato che adotta valutazioni di massima per lo stato di conservazione.

In questo studio si è deciso di applicare il monitoraggio di tipo specialistico per gli habitat prioritari (91E0 e 9180), mentre per gli altri tre habitat si è applicato il metodo semplificato con l'aggiunta della sezione "pressioni e minacce".

I rilievi prevedevano quindi l'analisi di:

- struttura,
- funzioni,
- prospettive (pressioni/minacce).

Al di fuori della copertura, tutti gli altri parametri sono stati classificati in: discreto, mediocre e ottimale. Dove, discreto indica che il fattore in esame determina una diretta e forte influenza negativa, discreto che il fattore determina una diretta e debole influenza negativa, mentre ottimale che il fattore determina una indiretta influenza negativa.

La valutazione finale dello stato di conservazione sarà fatta classificando i singoli fattori di ogni habitat secondo tre categorie:

- Favorevole (FV): condizione "ottimale" per la conservazione dell'habitat, che è in grado di prosperare senza alcun
- cambiamento della gestione e delle strategie attualmente in atto;
- sfavorevole-inadeguato (U1): condizione "discreta" per la conservazione dell'habitat, che richiede (eventualmente) un cambiamento delle politiche di gestione, ma non a rischio di estinzione;
- sfavorevole-cattivo (U2): condizione "mediocre" per la conservazione dell'habitat, che risulta in serio pericolo di estinzione (almeno a livello locale).

Infine, per il monitoraggio dei microhabitat, in accordo con il protocollo sopracitato sono stati contati, all'interno di ogni plot il numero di: cavità, lesioni/ferite, chiome morte, escrescenze, funghi, muschi/licheni/infestanti/nidi ed essudati.

Per le successive analisi dei dati, eseguite prima a scala di plot e, successivamente, per singolo habitat, sono stati usati il software Excel del pacchetto Office e Rstudio.

RILEVAMENTO DELLA VEGETAZIONE

La raccolta dei dati relativi alla vegetazione è stata effettuata tramite rilievi fitosociologici eseguiti secondo il metodo di Braun-Blanquet (1948-50). Tale metodologia consente da un lato di ottenere un dato floristico completo, e dall'altro di individuare, tramite opportune analisi numeriche, delle comunità vegetali ricorrenti che possono a loro volta essere ricondotte agli habitat Natura 2000.

L'esecuzione di un rilievo prevede l'individuazione di una superficie rappresentativa (minimo areale) omogenea dal punto di vista dei dati stazionali (quota, esposizione e inclinazione) e della copertura vegetale. Il minimo areale considerato è differente sulla base della struttura della vegetazione, coerentemente con quanto indicato dal manuale di monitoraggio degli habitat (Angelini et al., 2016). Per i rilievi effettuati in corrispondenza degli habitat 9180* e 91E0* la superficie considerata è stata, quindi, di circa 100 mq (ove possibile delimitata da un quadrato di 10 m per 10 m). Per i rilievi effettuati in corrispondenza dell'habitat 6230*, invece, il minimo areale considerato è di circa 25 mq (dove possibile delimitato da un quadrato di 5 m per 5 m). Per visualizzare facilmente i limiti delle aree considerate, i rilievi sono stati delimitati con una bidella.

Per ogni punto d'indagine sono state rilevate le coordinate GPS e i dati stazionali altitudine, inclinazione, esposizione. Sono stati poi raccolti dati relativi alla struttura della vegetazione, in particolare la copertura % dello strato arboreo, arbustivo, erbaceo e muscinale, la copertura % di roccia in posto e detrito. Per le vegetazioni forestali sono stati inoltre registrati numero di rami al suolo di lunghezza superiore al metro, numero di alberi morti in posizione di vita, attività antropica e copertura di lettiera, legno morto, acqua. Tutti i valori di copertura sono stati stimati in percentuale con un'approssimazione del 5% più i valori di 1% e 2%.

Per ogni rilievo sono poi state elencate tutte le specie presenti e la relativa copertura in percentuale come sopra, con l'aggiunta dei valori:

- + in caso di specie presenti con numerosi individui, ma che non arrivavano a coprire 1 m² (1%).

- R in caso di specie erbacee e arbustive con un numero di individui inferiore a tre e di specie arboree con un solo individuo con altezza inferiore ai 2m

Infine, per ogni rilievo è stato segnalato l'habitat di appartenenza secondo la carta degli habitat della Riserva.

Le informazioni specifiche relative alle metodologie di rilevamento e all'analisi dei dati degli habitat forestali e di quelli di pascolo sono descritte di seguito nei paragrafi dedicati.

STUDIO DELLA FLORA

La determinazione della maggior parte delle specie vascolari è avvenuta su campo con l'ausilio della guida floristica escursionistica [di Eggenberg](#) et al. (2022) editata per la flora svizzera, ma valevole per gran parte della flora alpina.

Nei casi in cui il riconoscimento non sia stato possibile su campo, la determinazione delle specie è avvenuta successivamente nella foresteria della Riserva o in laboratorio in Università utilizzando l'atlante fotografico Aeschimann et al. (2004) e le chiavi dicotomiche riportate in Pignatti (1982), Pignatti et al. (2017-2019), [Eggenberg & Möhl](#) (2020).

Per alcune specie appartenenti ai generi *Festuca* e *Lolium*, il riconoscimento è stato eseguito al microscopio ottico con l'osservazione della sezione trasversale della lamina fogliare che, tramite la localizzazione dei cordoni di sclerenchima, permette una determinazione certa a livello di specie (Fig. 5).

La nomenclatura dei taxa vascolari segue Bartolucci et al. (2024)

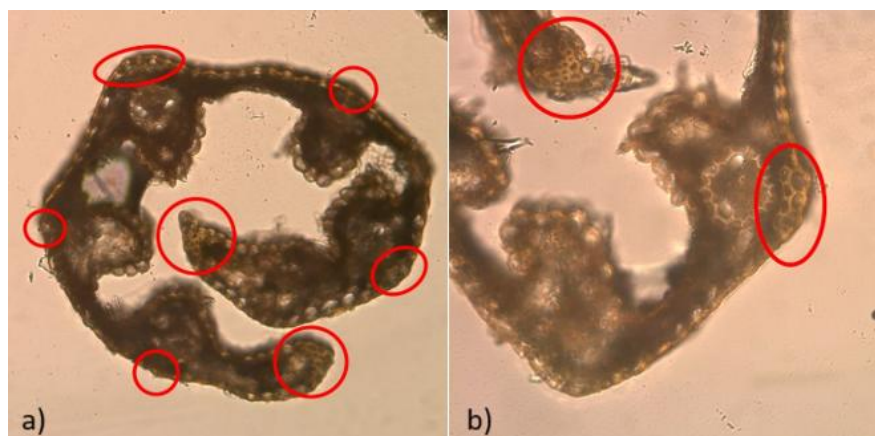


Figura 5. Sezione della lamina fogliare di *Festuca rubra* L. con evidenziazione dei cordoni sclerenchimatici alle terminazioni laterali e sotto ogni fascio. a) ingrandimento originale 10x. b) ingrandimento originale 20x.

Per quanto riguarda l'identificazione delle specie briofitiche in Allegato della Direttiva Habitat, si è fatto riferimento alle "Scheda per il riconoscimento" fornite da Regione Lombardia (riportate in sitografia), nonché alle chiavi di riconoscimento riportate in Cortini-Pedrotti (2005). Per *Buxbaumia viridis* si è fatto riferimento anche alle informazioni relative allo stadio protonemale riportate in Guillet et al. (2021).

PREPARAZIONE DELL'ERBARIO

Alcuni campioni di specie vascolari significative e rare, o che sono stati ritenuti utili per confronti futuri sono stati erborizzati per conservarli presso l'erbario dell'Università degli Studi di Milano.

Il processo di erborizzazione è consistito nell'essiccazione dei campioni fra pagine di giornale o di carta assorbente, al di sotto di un peso. Una volta essiccato, ogni campione è stato fissato ad un foglio tramite l'utilizzo di spilli e al foglio è stato appuntato un cartellino con indicati i seguenti dati:

- genere ed epiteto specifico
- famiglia d'appartenenza
- luogo e giorno del prelievo
- operatori che hanno raccolto e determinato la specie del campione

Ogni foglio è stato poi inserito in una cartelletta.

Il campione di *Botrychium matricariifolium* (A.Braun ex Döll) W.D.J.Koch, specie considerata "in pericolo" in Italia (Magrini et al., 2013) e di cui la presenza in Val di Mello era sconosciuta (v. capitolo risultati) è stato donato all'Erbario del Museo Civico di Storia Naturale di Morbegno, l'erbario di riferimento per la provincia di Sondrio.

ELABORAZIONE DEI DATI

Le informazioni di ogni rilievo, raccolte in campo su fogli cartacei, sono state unite in un'unica tabella su un foglio di calcolo di Excel in cui ogni colonna rappresenta un rilievo e ogni riga un suo attributo. (Allegato II).

I rilievi fitosociologici sono stati elaborati tramite cluster analysis, tecnica di analisi multivariata che raggruppa gli oggetti in base alla somiglianza relativa dei loro attributi, in questo caso le specie vegetali. Sono state eseguite due analisi. Un'analisi in binario, utilizzando una matrice di presenza/assenza delle specie, mediante l'indice di Jaccard, e una analisi con la matrice e i valori di copertura utilizzando l'indice di distanza cordale. In entrambe le analisi è stato utilizzato il metodo di agglomerazione UPGMA. Le matrici presentano solo i dati relativi alle specie presenti in almeno due rilievi. I valori di copertura R e + sono stati trasformati rispettivamente in 0,1 e 0,5 e l'assenza della specie è indicata con 0. Le analisi sono state eseguite con il software PAST (Paleontological Statistics; Hammer, 2001),

Per ogni gruppo principale del dendrogramma binario è stata calcolata la combinazione specifica caratteristica, che permette di ottenere un "rilievo tipo" di un gruppo, costituito dalle specie aventi maggior frequenza all'interno del gruppo selezionate in numero pari al numero medio di specie per rilievo; Questo ha reso possibile una rappresentazione sintetica di tutti i gruppi individuati, evidenziandone le differenze.

RILEVAMENTO DEGLI HABITAT 91E0* E 9180*

Il rilevamento degli habitat forestali (Fig.6) è stato svolto nei mesi estivi fra la fine di giugno e l'inizio di agosto 2024. Questo è il periodo favorevole per il riconoscimento delle specie vegetali degli ambienti in oggetto, in quanto molte di esse sono in fioritura o in uno stadio di sviluppo vegetativo avanzato.



Figura 6. Svolgimento di un rilievo fitosociologico (fotografia di Marina Borgatti).

PIANO DI CAMPIONAMENTO

I rilievi sono stati eseguiti a partire da 13 punti individuati dal gruppo dei rilevatori forestali. Le aree investigate erano state contrassegnate dai forestali su campo da un paletto a terra e un numero su un albero (Fig. 7). Il piano di campionamento messo a punto prevedeva due rilievi fitosociologici per ogni punto da loro realizzato, uno nello stesso plot e un altro poco distante, al fine di ottenere un numero maggiore di dati. Una volta su campo questa scelta non è stata messa in pratica in casi di:

- rilievi forestali troppo vicini e omogenei (4A, 5A, 23A)
- elevata frammentazione dell'habitat, di conseguenza nelle vicinanze del rilievo non era presente un'altra area con le caratteristiche vegetazionali adatte (3A, 21A)



Figura 7. Paletto e numero del rilievo lasciato dopo il monitoraggio dei forestali (fotografia di Marina Borgatti).

In altri casi il rilievo fitosociologico non è stato eseguito nel punto esatto, ma in zone limitrofe e non raddoppiato, per:

- impraticabilità (17A)
- poca rilevanza vegetazionale (6A)
- errore nelle coordinate GPS (il punto 12A, collocato erroneamente all'interno del Torrente Mello è stato sostituito con il punto 13B)

Il rilievo 15A non è stato eseguito, in quanto posto in corrispondenza di un solo filare di alberi sulla riva del torrente Mello in un'area di vegetazione erbacea.

Sono poi stati eseguiti otto rilievi aggiuntivi in porzioni di habitat forestale prioritario segnato sulla carta degli habitat della Riserva e lungo i corsi d'acqua dove è stata riscontrata una coerenza con la descrizione degli habitat indagati, arrivando ad un totale di 23 punti indagati distribuiti altitudinalmente da 955 a 1321 m s.l.m. I 4 rilievi inferiori si trovano al di fuori della Riserva Naturale Val di Mello.

Ad ogni rilievo è stato assegnato un codice riportante un numero e una lettera; con la lettera A sono indicati i punti dei forestali da noi ripetuti, con le lettere B e C i punti nuovi (Fig. 8 e Tab.1).

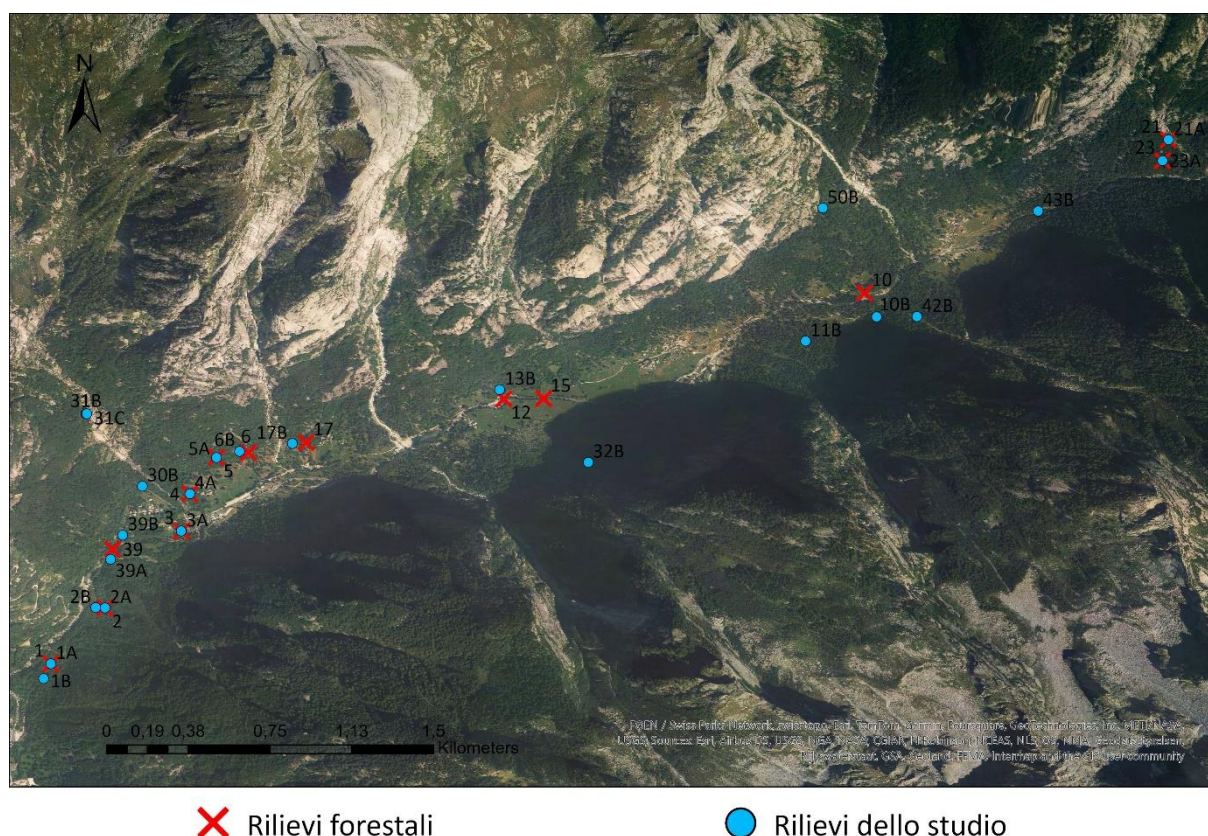


Figura 8. Rilievi eseguiti in questo studio e punti di rilevamento forestali su cui si è basato il piano di campionamento (ortofoto del 2012 da Geoportale Lombardia).

Tabella 1. Dati stazionali dei rilievi fitosociologici riferiti agli habitat 91E0* e 9180*. I rilievi 10B, 11B e 23A all'interno della Carta degli Habitat del Geoportale (IV Report) vengono fatti ricadere rispettivamente all'interno degli habitat cartografati 652

Rilievo	Data	Ora	Latitudine	Longitudine	Elevazione	Inclinazione	Esposizione	Carta Habitat (IV report)
1A	25 giu 2024	10.51	46,2436851	9,634226	966	14	320	-
1B	25 giu 2024	15.15	46,24308	9,63392	955	4	180	-
2A	25 giu 2024	16.50	46,245992	9,6364569	1007	11	250	-
2B	25 giu 2024	18.25	46,24593	9,63608	1001	10	300	-
39A	26/06/2024	9:38	46,24842	9,63668	1010	5	190	9180*
39B	26/06/2024	11:05	46,2486	9,63719	1010	5	180	9180*
3A	26/06/2024	12:22	46,2491602	9,6396083	1029	7	310	9180*
4A	26/06/2024	14:30	46,2507	9,6399518	1050	10	330	9180*
5A	26/06/2024	15:50	46,2521999	9,6410527	1078	30	200	9180*
6B	26/06/2024	17:05	46,25245	9,6423	1074	29	180	9180*
17B	26/06/2024	18:30	46,25277	9,64418	1084	14	-	9180*
13B	27/06/2024	10:36	46,25491	9,65273	1097	30	180	-
11B	27/06/2024	12:50	46,25704	9,66534	1142	22	4	9420
10B	27/06/2024	14:46	46,25828	9,66827	1133	6	240	6520
23A	27/06/2024	17:22	46,2644342	9,6800587	1276	18	190	9410
21A	27/06/2024	18:08	46,2653031	9,6803061	1318	28	190	-
30B	28/06/2024	11:21	46,25102	9,638	1074	25	60	91E0*
31B	27/06/2024	14:52	46,2539	9,63567	1270	28	120	91E0*
31C	27/06/2024	14:52	46,253995	9,635708	1270	10	150	91E0*
32B	27/06/2024	17:31	46,2525	9,65638	1119	32	20	6230*
42B	30/07/2024	14:05	46,25801	9,66994	1181	25	300	91E0*
43B	30/07/2024	15:56	46,26237	9,67493	1170	5	200	91E0*
50B	1/08/2024	15:52	46,26249	9,66605	1321	30	180	-

RILEVAMENTO DELL'HABITAT 6230*

L'attività di rilevamento della vegetazione di pascolo attribuita all'habitat 6230* è stata svolta tra la fine di luglio e l’inizio del mese di agosto 2024. Anche in questo caso si è fatto coincidere il periodo di rilevamento con il picco fenologico degli ambienti oggetto di studio.

Sono stati eseguiti 9 rilievi fitosociologici, localizzati in punti distribuiti a quote variabili nella Valle del Ferro, in Val di Zocca e in Val Cameraccio nei pressi della casera Pioda (Fig. 9).

La determinazione dei punti di rilevamento è stata eseguita sul campo con il supporto della carta degli habitat aggiornata al IV Report della Direttiva Habitat (2013-2018), reperibile sul Geoportale della Regione Lombardia.

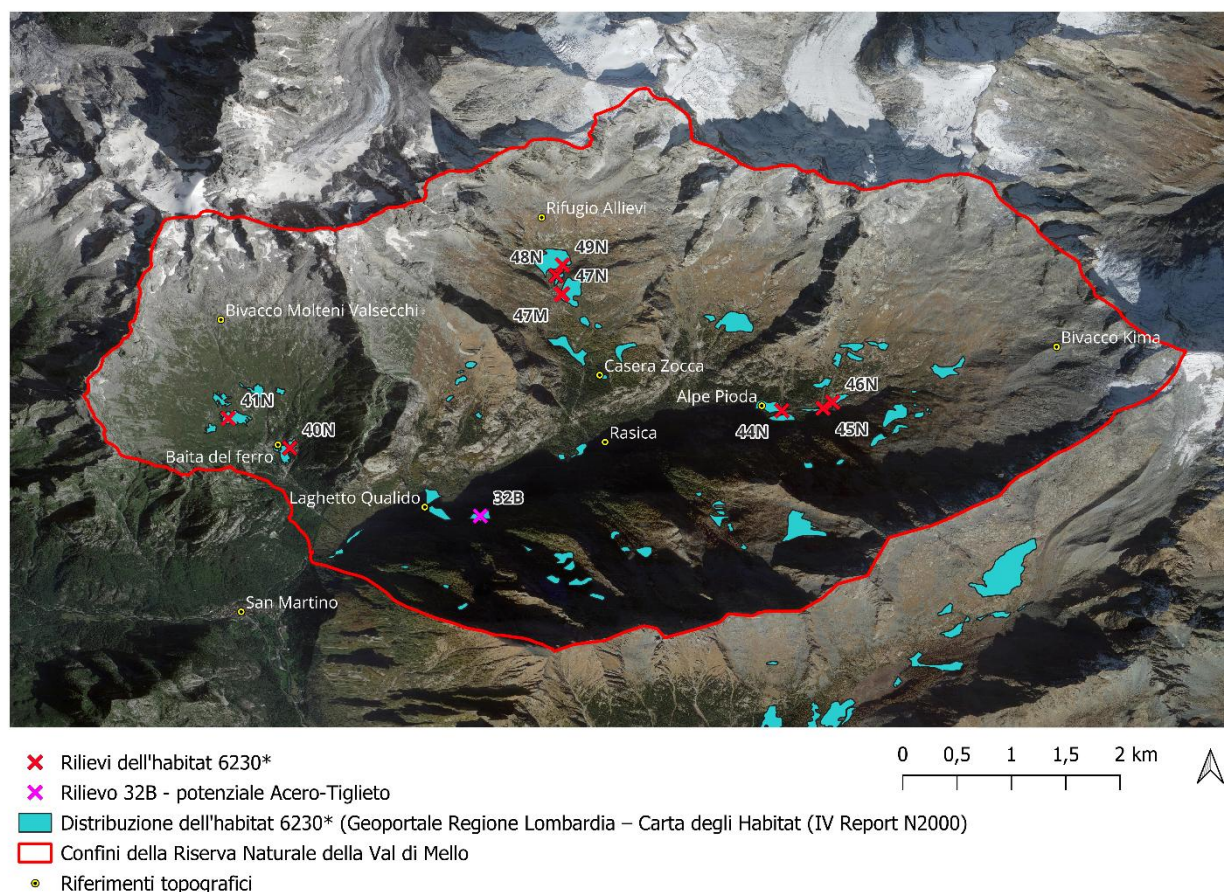


Figura 9. Localizzazione dei rilievi fitosociologici relativi all'habitat 6230*.

Data la preponderanza della componente nitrofila, la vegetazione nei pressi della Casera Zocca non è stata rilevata nonostante questa fosse segnalata nella carta degli habitat come occupata dall'habitat 6230*. È evidente in questo caso come lo stato di conservazione dell'habitat sia ormai compromesso per via dell'eccessivo carico del bestiame

Nel giugno 2024 è stato eseguito un rilievo in un punto del fondovalle dove la carta degli habitat riporta un poligono al quale è stato assegnato l'habitat 6230* (Rilievo 32B; cfr. carta dei rilievi dell'habitat 6230* Fig. 9). Per contro si segnala che in quel punto è

stata rilevata una vegetazione di bosco riconosciuta come potenziale acero-tiglieto, ascrivibile all'habitat 9180* (cfr. fotografia Fig. 10 seguente).



Figura 10. Immagine scattata nei pressi del rilievo 32B, fotografia di Marina Borgatti.

I dati stazionali dei punti dove sono stati eseguiti i rilievi fitosociologici relativi all'habitat 6230* sono indicati nella tabella seguente (Tab. 2).

Tabella 2. Dati stazionali dei rilievi fitosociologici riferiti all'habitat 6230*.

Rilievo	Data	Ora	Latitudine	Longitudine	Elevazione	Inclinazione	Esposizione	Carta Habitat (IV report)
40N	29/07/2024	14:57	46,26012	9,63365	1629	20	170	-
41N	29/07/2024	18:16	46,26365	9,62631	1987	15	210	6230*
44N	31/07/2024	08:46	46,26459	9,69236	1584	23	190	-
45N	31/07/2024	10:19	46,26488	9,69726	1664	10	270	6230*
46N	31/07/2024	11:49	46,26588	9,69842	1703	20	230	-
47N	01/08/2024	12:46	46,27852	9,66616	2026	10	235	6230*
48N	01/08/2024	12:59	46,28073	9,66542	2057	10	10	-
47M	01/08/2024	14:03	46,27849	9,66604	2022	17	180	6230*
49N	01/08/2024	13:45	46,28199	9,66618	2065	10	230	6230*

ANALISI DELLO STATO DI CONSERVAZIONE DELLE VEGETAZIONI DI PASCOLO

Come supporto per la valutazione dello stato di conservazione dell'habitat 6230* all'interno della riserva, i dati dei rilievi sono stati elaborati attraverso il calcolo di indici relativi a struttura, funzione e prospettive future della vegetazione. Questi indici sono stati introdotti nel lavoro di Dalle Fratte & Cerabolini (2023), dove è stata eseguita una valutazione della distribuzione spaziale e dello stato di conservazione dell'habitat 6230* per la Lombardia, tenendo anche in considerazione alcune criticità che emergono nella sua definizione all'interno della Direttiva Habitat.

Di seguito viene riportata la definizione degli indici (Dalle Fratte & Cerabolini 2023):

INDICI DI STRUTTURA

- Copertura totale (%): somma della copertura di ogni specie presente nel rilievo.
- Ricchezza floristica (n): numero di specie presenti nel rilievo, escludendo le specie arboree, le specie arbustive e le specie con numero N di Landolt ≥ 4 (i.e. le specie nitrofile).
- Dominanza delle specie tipiche (%): rapporto tra la somma delle coperture delle specie tipiche e la somma delle coperture di tutte le specie presenti nel rilievo.

INDICI DI FUNZIONE

- Frequenza delle specie tipiche (%): rapporto tra il numero di specie tipiche e il numero di tutte le specie presenti nel rilievo (cfr. Tab. 3 in Dalle Fratte & Cerabolini 2023).
- Specie early warning (n): numero di specie early warning presenti nel rilievo (cfr. Tab. 3 in Dalle Fratte & Cerabolini 2023). Si tratta di specie tipiche dell'habitat, caratterizzate dall'avere un'elevata sensibilità alla variazione delle condizioni ecologiche. Dunque, un dato di assenza di queste specie indica una stabilità nelle condizioni ecologiche (Dalle Fratte et al. 2022).
- Specie di interesse conservazionistico (n): numero di specie di importanza conservazionistica presenti in ciascun rilievo. In particolare, per il calcolo di questo indice, si tratta delle specie riportate in almeno una di queste liste: Allegato II e IV della Direttiva Habitat, Lista Rossa delle piante vascolari minacciate in Italia (Orsenigo et al. 2021) o lista delle piante protette a livello regionale (legge regionale n. 10/2008, Regione Lombardia - elenco aggiornato con il DGR 8/11102 del 27 gennaio 2010.).

INDICI DELLE PROSPETTIVE FUTURE

- Ricolonizzazione arbustiva (%): rapporto tra la somma della copertura di specie arboree e arbustive e la somma delle coperture di tutte le specie presenti nel rilievo.
- Eutrofizzazione (%): rapporto della somma della copertura delle specie con N di Landolt ≥ 4 e la somma delle coperture di ogni specie presente nel rilievo.
- Degradazione floristica (%): Copertura di *Nardus stricta* all'interno del rilievo.

Successivamente sono stati applicati i valori delle soglie percentili, assegnando le categorie che indicano lo stato di conservazione (Tab. 4 in Dalle Fratte & Cerabolini 2023). Le categorie sono U2: sfavorevole-scarso; U1: sfavorevole-insufficiente; FV: favorevole).

RILEVAMENTO DEI MUSCHI IN ALLEGATO II DELLA DIRETTIVA HABITAT

Nella Riserva Naturale della Val di Mello è segnalato come unica specie floristica in Allegato II della Direttiva Habitat il muschio ***Orthotrichum rogeri* Brid.** a distribuzione europea. Questa specie cresce solo sulle cortecce delle latifoglie, in particolare su *Salix caprea* e *Acer pseudoplatanus*, in boscaglie aperte, generalmente tra i 1000 e i 1500 m di quota (Brusa & Raimondi 2020). A seguito di uno scambio di mail con Guido Brusa che ha effettuato il medesimo rilevamento nella Riserva negli anni precedenti, ci è stato comunicato che un'altra specie in Direttiva è presente nel territorio in esame, anche se non ancora riportata nei precedenti report ufficiali di monitoraggio a causa del recente rinvenimento: a partire dal 2023 è stato segnalato un altro muschio in Allegato II della Direttiva Habitat ***Buxbaumia viridis* (Lam. & DC) Moug. & Nestl.,** ottimo indicatore di peccete ben conservate, tra gli 800 e i 2000 metri di quota (come riportato nella "Scheda per il riconoscimento di *Buxbaumia viridis*" preparata da Regione Lombardia:

<https://www.biodiversita.lombardia.it/images/FLORA/pdf/buxbaumia-viridis.pdf>).

Per entrambe le specie, sono state ricercate le stazioni precedentemente segnalate (dati forniti da Guido Brusa). Dove possibile, soprattutto per *Buxbaumia viridis*, si sono cercate altre stazioni in siti ritenuti idonei.

Il rilevamento è stato effettuato il 30-31 luglio 2024

RICONOSCIMENTO DELLE SPECIE DI MUSCHI IN ESAME

Entrambe le specie da monitorare, *Orthotrichum rogeri* e *Buxbaumia viridis*, non necessitano di essere campionate per essere riconosciute, presentando caratteristiche diagnostiche riconoscibili direttamente sul campo con lenti di ingrandimento o foto macro.

Per effettuare il monitoraggio, si è fatto riferimento alle “Scheda per il riconoscimento” fornite da Regione Lombardia (riportate in sitografia), nonché alle chiavi di riconoscimento riportate in Cortini-Pedrotti (2005). Per *Buxbaumia viridis* si è fatto riferimento anche alle informazioni relative allo stadio protonemale riportate in Guillet et al. (2021).

Orthotrichum rogeri è stato sempre riconosciuto grazie alla presenza della generazione sporofitica. *Buxbaumia viridis* non era in fase di sporificazione data la stagione precoce, ma il riconoscimento è stato possibile grazie alla presenza delle gemme protonemali, in accordo con quanto riportato da Guillet et al. (2021).

Per entrambe le specie sono state scattate foto documentative, sia di singoli siti di ritrovamento che delle specie in generale.

Rettili

VISUAL ENCOUNTER SURVEY

Sono stati individuati 5 transetti lungo 5 valli laterali della Val di Mello in modo da coprire più territorio e più habitat idonei possibile (vedi fig11). Lo sforzo di campionamento dedicato è stato di 33 giornate VES sui 5 transetti, i quali sono stati ripetuti almeno 2 volte ciascuno nelle due stagioni (giugno/luglio 2023/24). Circa 200 km percorsi con un totale di 40 000m d+.

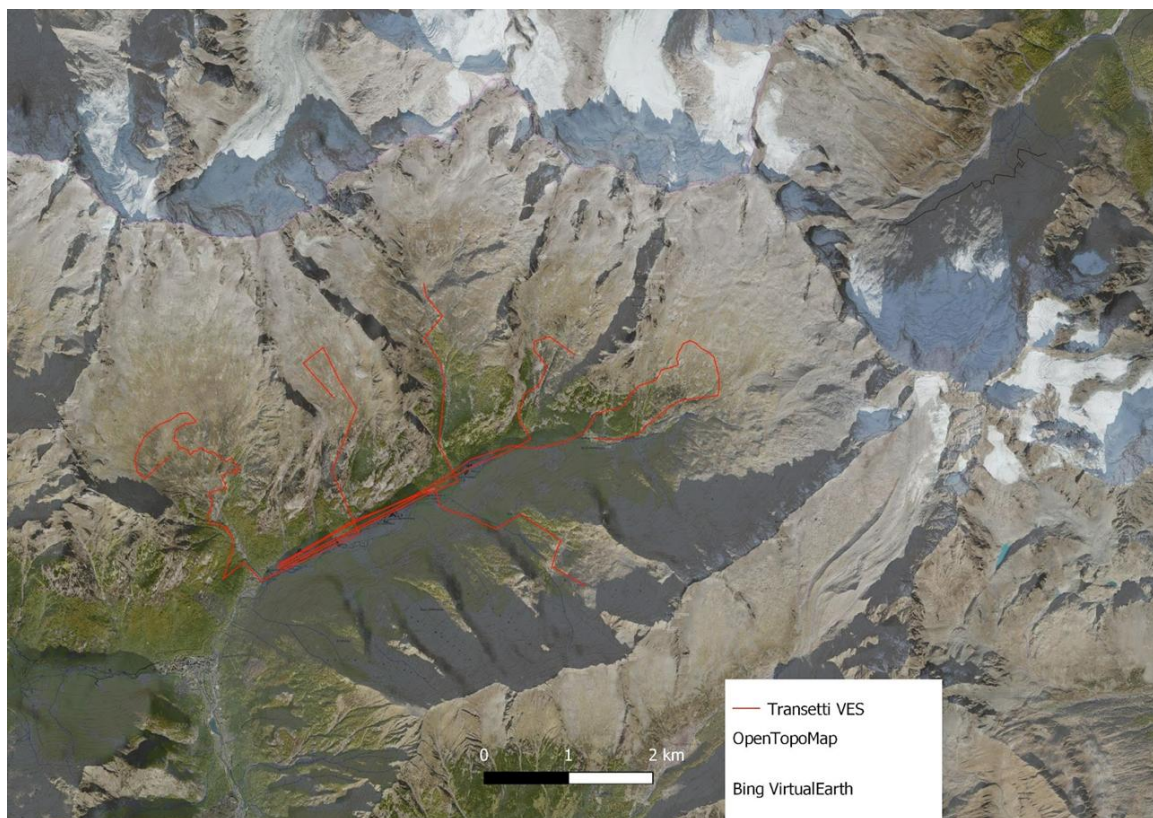


Figura 11. Transetti per monitoraggio rettili

SHELTER

Nell'estate 2023 sono stati posizionati 68 rifugi artificiali (onduline 50x120cm) distribuiti in 5 spot diversi cercando di prediligere gli ambienti di torbiera di transizione, habitat particolarmente vocato per la lucertola vivipara (vedi fig.12); in alcuni luoghi particolarmente vocati per le specie abbiamo posizionato un maggior numero di onduline ravvicinate (3m di distanza) formando griglie che comprendessero vari

microhabitat presenti. In ciascuno dei luoghi selezionati abbiamo anche raccolto alcune variabili ambientali quali la presenza di rifugi, la quota, l'esposizione, la pendenza, la tipologia di habitat, la distanza da corpi idrici. Questa caratterizzazione mira a valutare le preferenze ambientali delle specie nei luoghi di presenza. Durante la seconda stagione di campionamento le onduline ritrovate in posto sono state 41. Le mancanti sono state ritrovate spostate e parzialmente o completamente consumate dal bestiame presente nei pascoli.

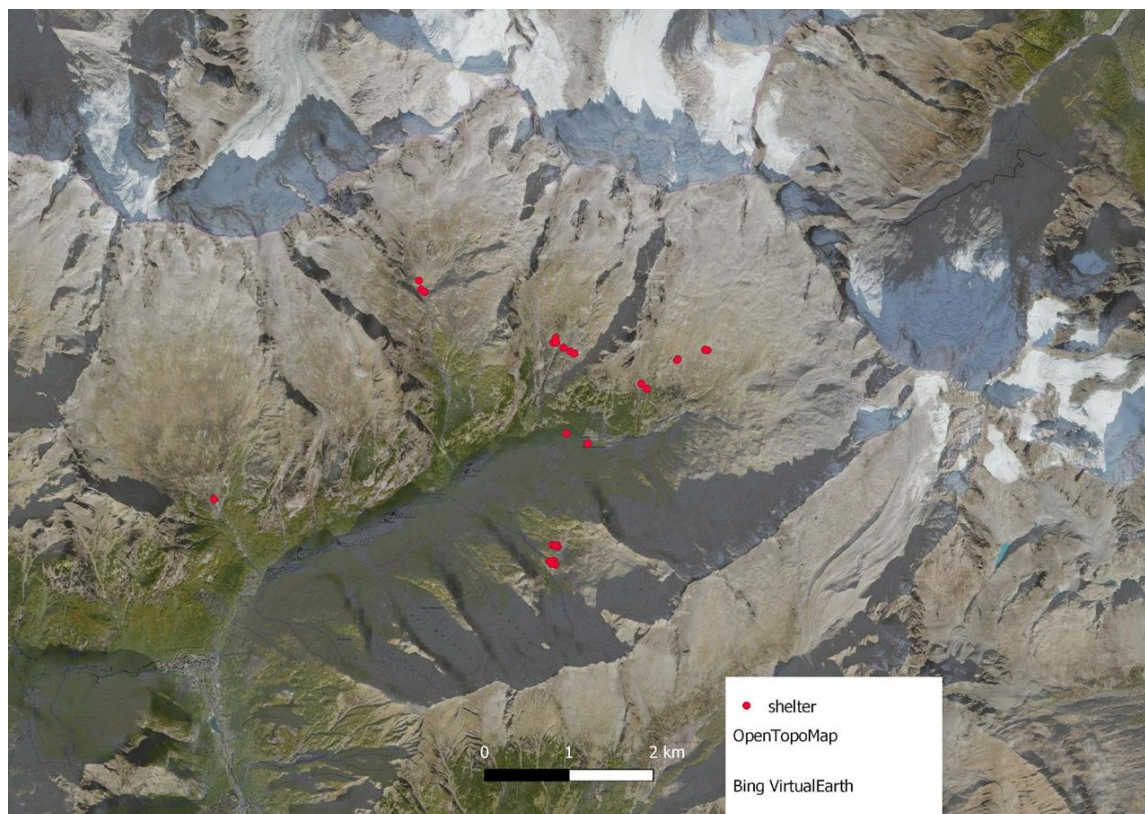


Figura 12. Posizione degli shelter utilizzati nel monitoraggio

In totale si sono effettuati 19 passaggi totali nel 2024 nei 5 spot rimasti con almeno 2 visite in ogni spot, in alcune fino a 5. Si è proceduto con i sopralluoghi nelle prime ore del giorno quando le onduline ma quando le onduline erano già calde, fattore che ottimizza i risultati.

ROSALIA ALPINA

Grazie ad informazioni raccolte dai guide e abitanti del luogo unite all'analisi di foto autunnali e analisi in GIS delle carte degli habitat e di foto satellitari, abbiamo individuato le aree di faggeta laddove erano presenti faggi maturi e vetusti. Con sopralluoghi sul campo abbiamo poi individuato e georeferenziato tutti gli alberi di

notevoli dimensioni e con rami marcescenti che erano quindi potenzialmente idonei per la specie (vedi fig.13). Contestualmente, per ciascun albero, abbiamo operato un rilievo in posto nel mese di luglio, periodo di sfarfallamento e di attività degli adulti, come da protocollo dei manuali ISPRA per il monitoraggio della fauna in direttiva "habitat". Il protocollo prevede la ricerca attiva nell'area adiacente all'albero e sull'albero stesso di adulti in attività e, sugli alberi, di fori di uscita degli adulti sfarfallati. Allo stesso tempo abbiamo anche raccolto dati sull'esposizione del versante, la presenza di legno morto a terra di notevoli dimensioni e quindi la potenziale idoneità per la specie.

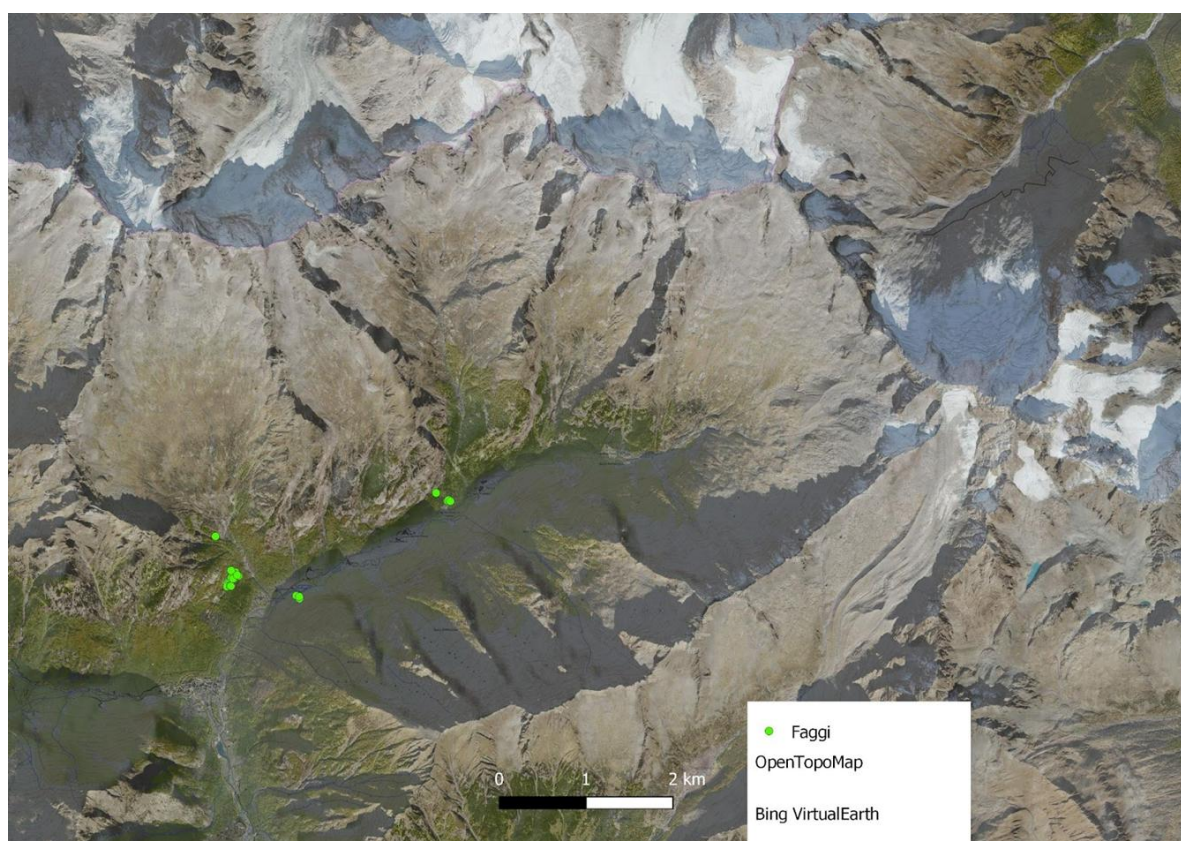


Figura 13. Posizione degli individui di faggio vetusti

Uccelli

La comunità ornitica è stata indagata per mezzo di punti di ascolto su transetti altitudinali. La tecnica dei punti d'ascolto rappresenta una metodologia che permette di descrivere le comunità ornitiche nel loro complesso ed ottenere dati molto significativi per le specie relativamente diffuse nell'area di campionamento. Inoltre, rappresenta un metodo ben collaudato a livello internazionale (Bibby et al., 2002). La raccolta dati si basa su stazioni puntiformi di rilevamento, i cosiddetti "punti d'ascolto", presso le quali

vengono registrate le presenze di tutte le specie ornitiche suddividendo le osservazioni in due ordini di distanza rispetto un buffer di 100 metri.

Data la conformazione del territorio, ci siamo basati sulla tecnica di punti d'ascolto su transetti altitudinali. I punti sono stati uniformemente distribuiti per fascia altitudinale in modo da coprire e indagare tutti gli ambienti presenti dal fondovalle alla prateria alpina.

In totale, sono stati effettuati 55 punti di ascolto, posizionati tra i 1050 e i 2609 s.l.m., suddivisi in 5 transetti altitudinali. Il censimento è stato ripetuto due volte. La prima ripetizione è stata condotta tra il 10 e il 14 giugno 2024 e la seconda tra il 9 e il 13 luglio 2024 (Fig.14).

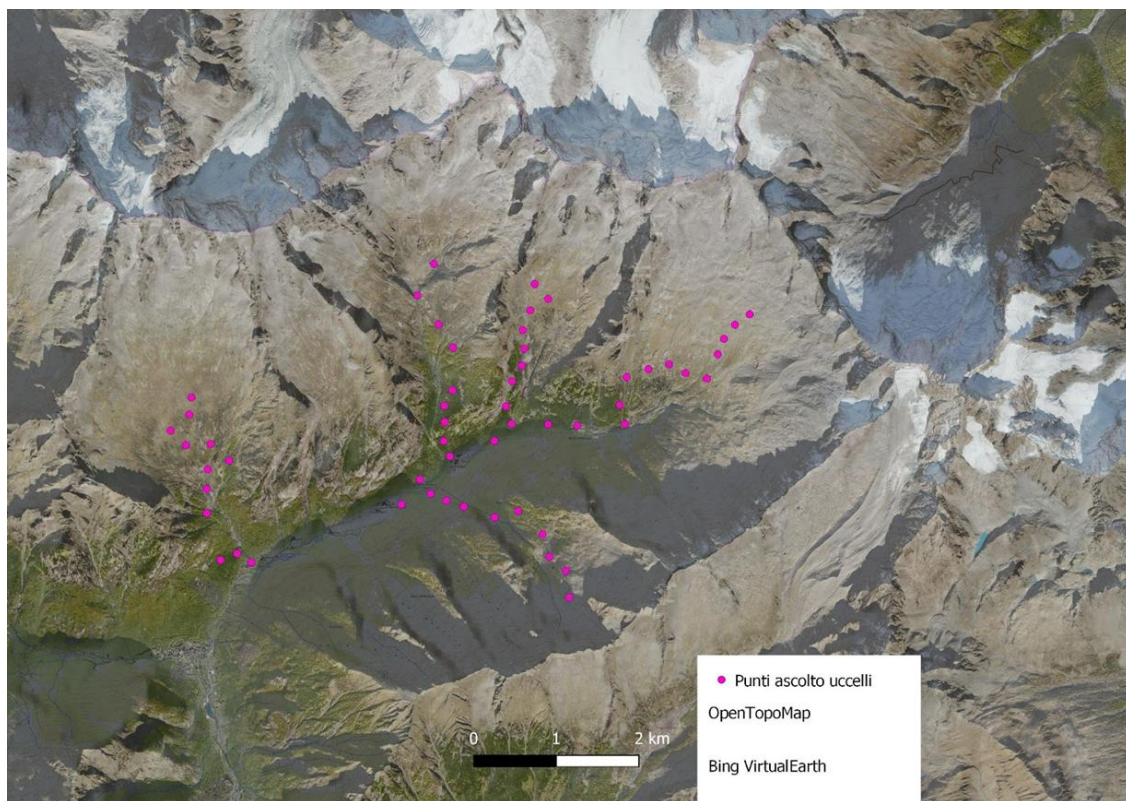


Figura 14. Posizione dei plot relativi il monitoraggio uccelli

Per la scelta delle aree ci siamo basati sulle valli laterali alla principale valle di Mello già prese in esame dai monitoraggi erpetologici.

Le valli in esame sono risultate 5: val del Ferro, val Torrone, val di Zocca, val Cameraccio e val Romilla.

RISULTATI

FORESTALI

Stato degli ecosistemi forestali

I protocolli di campionamento previsti per le specie forestali hanno permesso di identificare la condizione attuale dei popolamenti ascrivibili ai diversi habitat forestali.

Nella tabella 3 vengono riportati i valori medi relativi ai parametri descrittivi principali per i diversi habitat, considerando tutte le piante presenti.

Habitat	Piante/ha	Volume/ha (m3)	G/ha (m2)	DBH (cm)	Altezza (m)	Biomassa/ha (kg)
91E0 – Alneto	409	132	15	21	15	85296
9110 – Faggeta	573	201	24	23	14	144856
9180 – Acero- frassineto	442	110	14	22	16	90727
9410 – Pecceta	671	537	48	30	20	272651
9420 - Lariceto	248	264	25	32	20	144753

Tabella 3. Risultati medi per habitat dei principali parametri forestali. G/ha indica l'area basimetrica ad ettaro e DBH il diametro medio

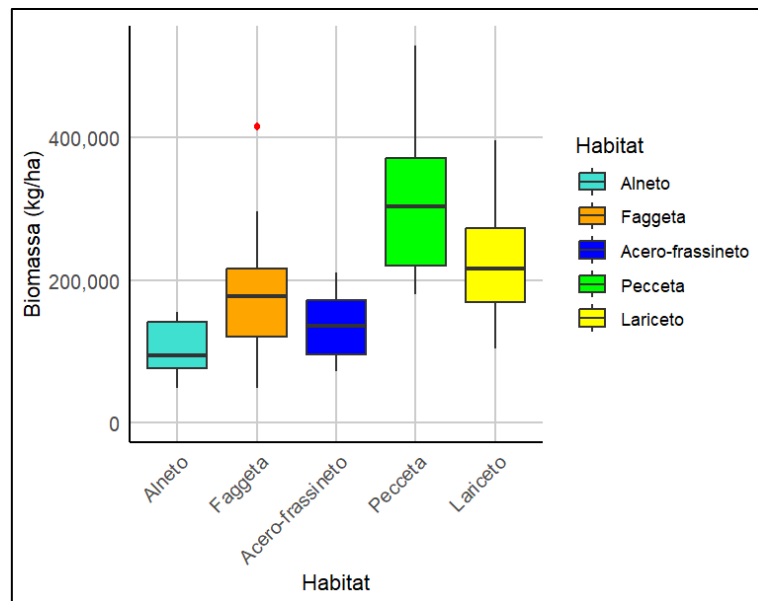


Figura 15. Grafico relativo i risultati di biomassa per habitat di tutte le specie presenti

Nella tabella 4 sono stati indicati i valori medi per ogni habitat relativi alle sole specie dominanti. Per ogni plot, infatti, è stata identificata una specie dominante, ossia quella che presenta valori di Area basimetrica più elevati. Le specie dominanti rilevate nei diversi habitat sono:

- 91E0: frassino, ontano bianco e abete rosso
- 9110: abete rosso, faggio e pioppo tremolo
- 9180: frassino, acero montano e pioppo tremolo
- 9410: abete rosso e larice
- 9420: abete rosso, faggio e larice

Habitat	Piante/ha	Volume/ha (m ³)	G/ha (m ²)	DBH (cm)	Altezza (m)	Biomassa/ha (kg)
91E0 – Alneto	409	132	15	21	15	85296
9110 – Faggeta	573	201	24	23	14	144856
9180 – Acero- frassineto	442	110	14	22	16	90727
9410 – Pecceta	671	537	48	30	20	272651
9420 - Lariceto	248	264	25	32	20	144753

Tabella 4. Risultati medi per habitat dei principali parametri forestali relativi le sole specie dominanti.

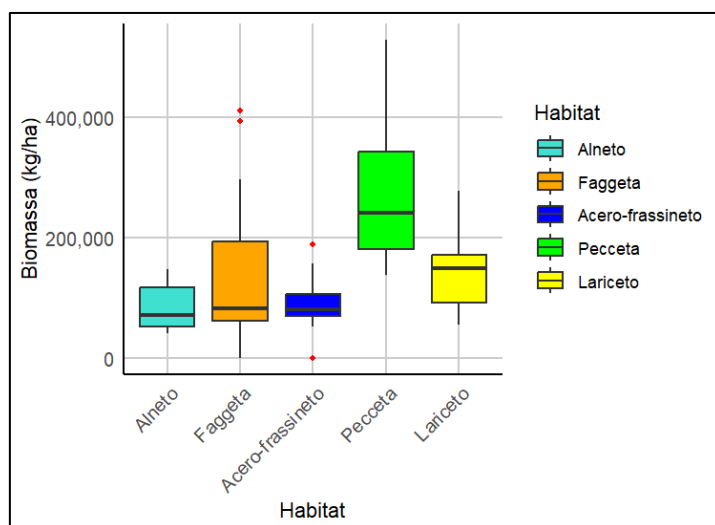


Figura 16. Grafico relativo i risultati di biomassa per habitat delle sole specie dominanti

I risultati mostrano chiaramente come le peccete siano l'habitat più ricco in termini di biomassa, sia considerando tutte le specie presenti, sia solo quelle dominanti, con valori totali medi di 311 t/ha.

IMPLICAZIONI

Questi risultati fungono da base principale per una successiva fase di programmazione degli interventi di gestione. È chiaro come la pecceta, considerando la sua origine antropica, l'elevata quantità di biomassa di cui dispone, e una maggiore suscettibilità a danni da vento e bostrico (che verrà dimostrata nei capitoli successivi), risulta essere l'habitat verso cui rivolgere la maggior attenzione in termini di interventi con asportazione del materiale. Mentre alnete e acero-frassineti, vista anche l'importanza dal punto di vista della conservazione della biodiversità, non richiedono alcun intervento di asportazione. Nel caso delle faggete e dei lariceti invece, si possono definire degli interventi, quando e dove necessari, anche se è consigliabile prescrivere prelievi di ridotta entità.

Stato di conservazione degli habitat forestali (non prioritari)

Per gli habitat forestali non prioritari (9110, 9410, 9420), in concomitanza con i rilievi forestali è stato applicato il monitoraggio semplificato previsto dal "Protocollo operativo per il monitoraggio regionale degli habitat di interesse comunitario in Lombardia", al fine di valutarne lo stato di conservazione.

Per questi habitat è stato adottato il monitoraggio semplificato poiché ricoprono ampie superfici e, pertanto, il loro sostentamento non desta particolari preoccupazioni.

In particolare, sono stati rilevati i parametri relativi a:

- Distribuzione (area);
- Struttura;
- Funzioni;
- Prospettive.

Questi parametri consentono di valutare lo stato di conservazione degli habitat e, se necessario, di prescrivere l'applicazione del monitoraggio specialistico.

Habitat 9110

Struttura: copertura totale del faggio nello strato arboreo:

- Ottimale: $\geq 50\%$
- Discreta: $\geq 20\%$
- Mediocre: $< 20\%$

Funzioni: presenza di specie erbacee e muschi nel sottobosco:

- Ottimale: sottobosco rigoglioso con numerose specie differenti diffuse.
- Discreta: sottobosco rigoglioso, ma con una o due specie dominanti.
- Mediocre: sottobosco poco rigoglioso.

Prospettive: indicatori di evoluzione-rinnovazione del faggio:

- Ottimale: presenza di giovani alberi.

- Discreta: solo semenzali con altezza <20 cm.
- Mediocre: solo ricacci dal piede o assente.

Habitat 9410

Struttura: copertura totale di abete bianco (*Abies alba*) e abete rosso (*Picea abies*), e nelle pinete anche di pino silvestre (*Pinus sylvestris*) nello strato arboreo:

- Ottimale: $\geq 75\%$
- Discreta: $\geq 50\%$
- Mediocre: $< 50\%$

Funzioni: presenza di specie erbacee e muschi nel sottobosco:

- Ottimale: sottobosco rigoglioso con numerose specie differenti diffuse.
- Discreta: sottobosco rigoglioso, ma con una o due specie dominanti.
- Mediocre: sottobosco poco rigoglioso.

Prospettive: indicatori di evoluzione-rinnovazione di abete bianco, abete rosso e pino silvestre:

- Ottimale: presenza in tre strati.
- Discreta: presenza in due strati.
- Mediocre: presenza in un solo strato.

Habitat 9420

Struttura: copertura totale di larice (*Larix decidua*) e pino cembro (*Pinus cembra*) nello strato arboreo:

- Ottimale: $\geq 75\%$
- Discreta: $\geq 50\%$
- Mediocre: $< 50\%$

Funzioni: presenza di specie erbacee e muschi nel sottobosco:

- Ottimale: sottobosco rigoglioso con numerose specie differenti diffuse.

- Discreta: sottobosco rigoglioso, ma con una o due specie dominanti.
- Mediocre: sottobosco poco rigoglioso.

Prospettive: indicatori di evoluzione-rinnovazione di larice e pino cembro:

- Ottimale: presenza in tre strati.
- Discreta: presenza in due strati.
- Mediocre: presenza in un solo strato.

I risultati medi del monitoraggio hanno evidenziato le seguenti conclusioni:

HABITAT	STRUTTURA	FUNZIONI	PROSPETTIVE
9110	Ottimale	Discreto	Discreto
9410	Ottimale	Discreto	Discreto
9420	Discreto	Ottimale	Mediocre

Tabella 5. Stato dei parametri relativi lo stato di conservazione degli habitat forestali

IMPLICAZIONI

Gli habitat monitorati presentano condizioni mediamente buone, senza particolari minacce per il loro sostentamento futuro, ad eccezione dell'habitat 9420, le cui prospettive risultano in condizioni "mediocri". Questo può essere legato alle caratteristiche intrinseche del larice che, essendo una specie pioniera, richiede condizioni particolari per la sua rinnovazione (radure, assenza di suolo, ecc.).

Tale parametro, tuttavia, non deve destare eccessive preoccupazioni poiché gli ambienti attualmente occupati da questo habitat potrebbero risultare difficilmente colonizzati da altre specie.

In caso di un progressivo deterioramento rilevato nei futuri aggiornamenti dello stato di conservazione, si consiglia:

- L'adozione del monitoraggio specialistico.
- L'eventuale prescrizione di interventi specifici volti alla creazione di aree favorevoli alla rinnovazione (ad esempio, tagli a buche o strisce su piccole superfici).

Vulnerabilità all'erosione

Con merito alla gestione del territorio, uno degli aspetti di maggior importanza nel contesto montano è sicuramente quello che riguarda il dissesto idrogeologico. L'erosione operata dall'acqua porta alla rimozione e al trasporto di suolo verso zone con minor pendenza dove si deposita e accumula. In questo modo, con il passare degli anni, si possono verificare fenomeni di cambiamento delle pendenze, in aree anche circoscritte, ma soprattutto di occlusione o deviazione dei corsi d'acqua. In questo modo, in caso di eventi meteorologici di forte entità, essendo il normale deflusso limitato è possibile incorrere in fenomeni alluvionali anche gravi.

Inoltre, il dissesto idrogeologico ha un impatto significativo sulla conservazione degli habitat e delle specie. L'erosione del suolo porta alla perdita di strati superficiali ricchi di nutrienti, compromettendo la fertilità del terreno e la capacità di sostenere la vegetazione. Questo degrado del suolo può causare la scomparsa di habitat naturali, riducendo la biodiversità e mettendo a rischio le specie che dipendono da tali ambienti (ISPRA).

Al fine di identificare le aree maggiormente interessate da fenomeni erosivi, e di quantificare la perdita di suolo, è possibile adottare modelli matematici che sfruttano strumenti di telerilevamento (Remote Sensing).

Il modello più diffuso è il RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation), inizialmente introdotto da Wischmeier e Smith nel 1978 (con il nome USLE) e successivamente rivisto e modificato nel corso degli anni fino alla versione attuale. Questo modello è in grado di prevedere l'entità dell'erosione del suolo tenendo conto di fattori come il tipo di suolo, l'intensità delle precipitazioni, la pendenza, la copertura vegetale, l'uso del suolo e i metodi di controllo dell'erosione.

Il modello si basa sull'utilizzo di cinque fattori che sono ritenuti comportare importanti influenze sul tasso di perdita di suolo (Demir e Dursun, 2023):

$R = \text{fattore di erosività delle piogge (intensità delle precipitazioni)} [(MJ \cdot mm) / (ha \cdot h \cdot y)],$

$K = \text{fattore di erodibilità del suolo} [(t \cdot ha \cdot h) / (ha \cdot MJ \cdot mm)]$

$LS = \text{lunghezza e ripidità della pendenza},$

C = copertura del suolo,

P = tecniche sistematorie.

Sulla base di tali fattori il modello calcola

A = perdita annua stimata di suolo [t/(ha · y)]

mediante la formula:

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P$$

per unità di area durante un periodo di tempo specificato.

Più dettagliatamente, il fattore R è un indice che, tenendo conto dell'ammontare, dell'intensità, della velocità terminale, delle dimensioni e della loro distribuzione delle gocce di pioggia, quantifica la capacità potenziale della pioggia di causare erosione (Renard, 1997).

Il fattore K è un parametro empirico basato sulle misurazioni della specifica erodibilità del suolo (Wischmeier, 1978) misurato sulla base della tessitura, della materia organica, della struttura e permeabilità del profilo superficiale del suolo. I valori che può assumere sono compresi tra 0 e 1 e crescono al crescere della suscettibilità all'erosione.

I valori di riferimento dei fattori K e R sono quelli ottenuti dal dataset ad alta risoluzione "Soil Erodibility in Europe - High Resolution Dataset" fornito dal Joint Research Centre (JRC) dell'European Soil Data Centre (ESDAC), con risoluzione 500 x 500 m, e sono stati ritagliati per le aree di studio utilizzando QGIS. Per l'applicazione del fattore R è necessaria la conversione del valore dividendolo per 17.02 (Almas & Jamal, 2000).

I fattori L (lunghezza del pendio, definita come distanza tra il punto in cui inizia il deflusso superficiale fino al punto in cui si verifica la deposizione o le acque di deflusso vengono canalizzate) (Panagos et al., 2015) e S (ripidità del pendio, descrive come l'erosione aumenti all'aumentare della pendenza) si combinano nel fattore adimensionale LS che rappresenta l'influenza della topografia del terreno sulla capacità di trasporto dei sedimenti del deflusso superficiale (Wischmeier, 1978) e descrive il potenziale del deflusso superficiale nell'accelerare il tasso di perdita del suolo (Panagos et al., 2015). Anche questo fattore è stato ottenuto da un raster a risoluzione 25 x25 m fornito dal JRC.

Essendo la copertura vegetale uno dei più importanti indicatori biofisici per l'erosione del suolo, il fattore di gestione della copertura (C) vuole rappresentare l'effetto che tutte le variabili tra loro interagenti di gestione e di copertura del suolo fornita dalle piante, dissipando l'energia delle gocce di pioggia prima che raggiungano la superficie del suolo riducendone la velocità di caduta e frapponendo ostacoli che rallentano il ruscellamento, raggiungono nel proteggere i pori superficiali del suolo ed è il fattore che più facilmente si presta ad essere modificato dalle attività umane (Karaburun, 2010). Nel caso di aree coperte da foresta il fattore di gestione della copertura si può ottenere tramite il NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) così calcolato:

$$NDVI = \frac{(NIR - RED)}{(NIR + RED)}$$

Dove: NIR e RED sono rispettivamente la misura di riflettanza spettrale del vicino infrarosso e del rosso.

Il tutto è stato eseguito con il software Google Earth Engine, utilizzando le immagini satellitari ottenute da Landsat, ed in particolare il valore mediano dei pixel (risoluzione 30m) per i mesi di giugno, luglio e agosto 2023.

Per il computo finale del valore del fattore C è stata applicata la seguente formula

$$C = 1.02 - 1.21 * NDVI$$

RISULTATI:

Di seguito viene riportata la carta dell'erosione finale dalla quale si nota fin da subito che il trasporto maggiore si localizza negli impluvi e nei corsi d'acqua principale. Inoltre, le aree che presentano un tasso di erosione più elevato si trovano lungo la linea spartiacque, dove normalmente la pendenza maggiore è associata ad all'assenza di copertura forestale.

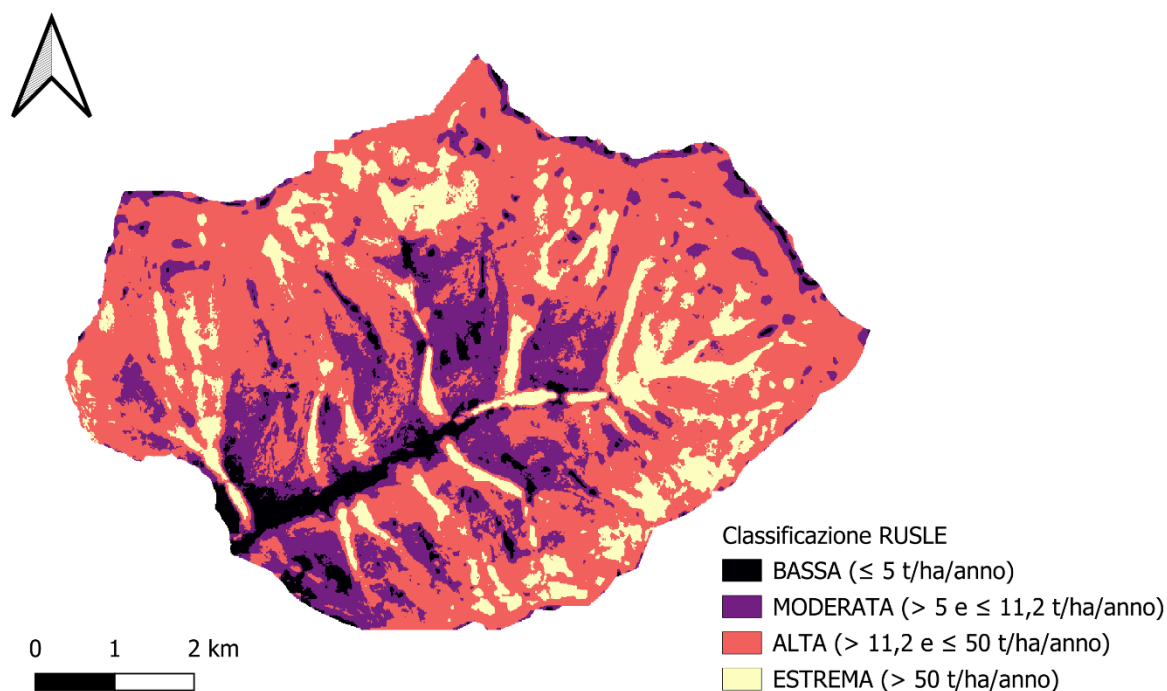


Figura 17. Carta dell'erosione

In relazione ai singoli habitat i risultati non evidenziano differenze rilevanti tra loro, con valori medi variabili tra 21,7 e 30,8 t ha⁻¹ anno⁻¹. Ovviamente bisogna tenere in considerazione che habitat come 91E0* (foreste alluvionali di *Alnus glutinosa* e *Fraxinus excelsior*) essendo legati ai contesti torrentizi e ripariali, saranno più suscettibili a fenomeni di erosione connessi alle aste fluviali.

COD_HABITA	min	max	mean
9110	5,8	113,2	25,4
91E0*	2,8	172,0	30,8
9410	0,8	182,1	24,8
9420	0,6	175,8	21,7

Tabella 6. Tasso di erosione minimo, massimo e medio per ogni habitat. I valori sono espressi in t ha⁻¹ anno⁻¹

IMPLICAZIONI

I risultati evidenziano come le aree con maggiore suscettibilità all'erosione siano concentrate lungo gli impluvi e i corsi d'acqua principali, con un impatto significativo anche in prossimità delle linee spartiacque. Questo indica che tali zone sono particolarmente vulnerabili agli effetti del cambiamento climatico, come l'aumento dell'intensità e della frequenza degli eventi meteorologici estremi. La combinazione di pendenze elevate, ridotta copertura forestale e regimi idrici alterati può amplificare il rischio di dissesto idrogeologico, con gravi conseguenze per gli ecosistemi e le infrastrutture umane.

Le priorità suggerite includono:

1. **Rafforzamento della copertura vegetale:** Interventi di riforestazione e gestione sostenibile per migliorare la protezione del suolo.
2. **Ripristino delle aree ripariali:** Implementazione di fasce tampone e interventi per stabilizzare i versanti lungo i corsi d'acqua.
3. **Pianificazione integrata del territorio:** Utilizzo dei dati RUSLE per identificare le aree critiche e progettare interventi mirati che prevengano l'erosione e favoriscano la resilienza climatica degli habitat.

L'approccio deve combinare il mantenimento della biodiversità con strategie di mitigazione e adattamento, garantendo una gestione sostenibile delle risorse idriche e del territorio.

Evoluzione forestale e stoccaggio di carbonio con cbm

Una delle principali funzioni che lega le foreste al tema dei cambiamenti climatici è lo stoccaggio della CO₂ atmosferica attraverso il processo di fotosintesi clorofilliana. Per questo motivo, tra i servizi ecosistemici forniti dai popolamenti forestali spicca sicuramente lo stoccaggio del carbonio. È noto, tuttavia, che non tutte le foreste riescono ad assorbire la stessa quantità di carbonio e alla stessa velocità. Per poter fare un bilancio complessivo è importante, quindi, studiare singolarmente le singole specie e le loro interazioni all'interno delle diverse particelle.

Applicando le formule proposte da Tabacchi G. et al. (2011), è stato possibile calcolare prima la biomassa epigea e totale delle singole piante di cui si disponeva dei dati dendrometrici raccolti con i rilievi, la quantità di C relativa applicando il coefficiente di conversione 0.46 e, infine, la quantità di CO₂ applicando il coefficiente 3.66, secondo il procedimento descritto nel report IPCC.

I risultati sono da interpretare in ottica cautelativa in quanto per le specie minoritarie (7% sul totale, in termini di area basimetrica), meno rappresentate, in cui non è stato possibile rilevare abbastanza dati per la costruzione delle curve ipsometriche, non è stato possibile eseguire il calcolo della biomassa.

Utilizzando come base informativa i dati di biomassa così calcolati si è deciso di adottare un approccio modellistico per la previsione dell'evoluzione dei popolamenti forestali nei prossimi 80 anni tramite l'applicazione di "Carbon Budget Model" (CBM). Questo modello è in grado di simulare la crescita degli alberi a partire da curve di crescita età/volume, che in questo caso sono state calibrate da (Vizzarri & Pilli, 2020) per le tipologie forestali italiane a scala regionale. Per le simulazioni in esame è stato considerato il carbonio stoccato in fusto, rami, foglie e radici. I valori di necromassa e il carbonio del suolo sono quelli di default del modello in quanto non sono stati inclusi nelle analisi a causa di protocolli di rilievo diversi e molto più complessi.

Le simulazioni riguardano i cinque habitat forestali presenti nella riserva, per i quali si è usato uno stand-tipo ottenuto come media delle caratteristiche delle aree di saggio studiate. Gli stand-tipo hanno una superficie di un ettaro, quindi tutti i valori di carbonio sono già riportati alla scala di ettaro.

Sono state eseguite 27 simulazioni derivanti dall'incrocio di 6 scenari:

- tre gestionali (nessun intervento, prelievo del 10% di volume ogni 15 anni, prelievo del 30% di volume ogni 15 anni)
- tre di disturbo (nessun disturbo, schianto con mortalità al 50% nel 2040, e schianto con mortalità al 100% nel 2050).

Gli schianti sono stati applicati solo a larice e abete rosso, in quanto i risultati delle analisi relative gli schianti da vento hanno evidenziato come le latifoglie presentassero una vulnerabilità assai ridotta.

Inoltre, in tutti gli stand simulati è stato imposto un limite al taglio per evitare che un taglio avvenisse prima di 40 anni dall'ultimo disturbo.

RISULTATI

Nella tabella 7 vengono riportati i risultati di biomassa, carbonio e CO₂ per ciascun habitat, ad ettaro:

I risultati mettono in luce come le peccete siano l'habitat con il maggior pool di carbonio, seguite da lariceti e faggete. Mentre alnete e acero-tiglio-frassineti hanno valori più bassi a causa delle dimensioni più ridotte degli individui, e delle condizioni stazionali in cui si sviluppano.

Habitat	Piante/ha	Volume/ha (m3)	Biomassa/ha (kg)	C/ha (kg)	CO ₂ /ha (kg)
91 E0	740	146	103521	47619,6	174605,4
9110	952	249	190908	87817,6	321998,1
9180	940	170	136726	62893,9	230611,1
9410	902	551	311045	143080,7	524629,2
9420	643	357	218715	100608,9	368899,3

Tabella 7. Dati medi relativi ai popolamenti dei diversi habitat.

I risultati relativi alle simulazioni con CBM, riportati di seguito, mostrano come lo sviluppo dei diversi pool di carbonio cambi nel tempo nei diversi habitat.

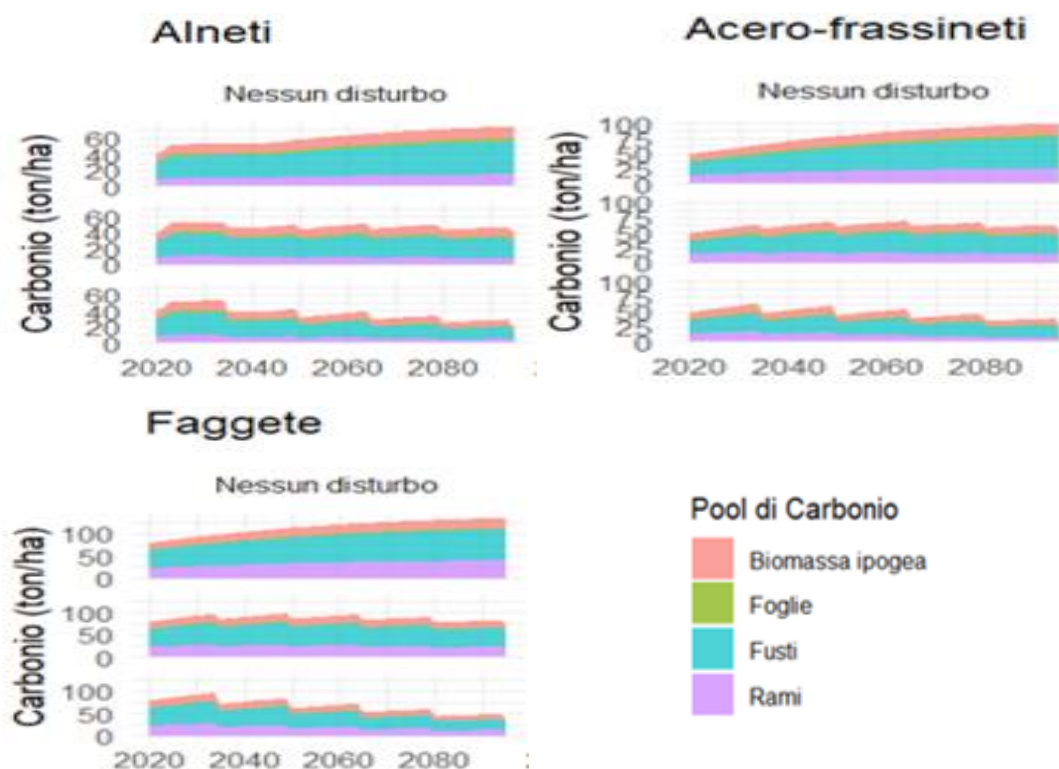


Figura 18. Andamento dei pool di carbonio per le latifoglie. Per ogni habitat si riportano i tre scenari di intervento: nessun intervento (in alto), prelievo 10% (al centro), prelievo 30% (in basso).

Come mostrato dai grafici, in tutti i casi l'esecuzione di interventi selvicolturali porta ad una riduzione dei pool di carbonio che non viene compensata della ricrescita nel corso del tempo. Pertanto, nel caso degli habitat prioritari 91E0 e 9180, e per 9110 è consigliabile la naturale evoluzione.

Infine, vengono di seguito riportati i risultati per le conifere, in cui è stato inserito anche l'impatto degli schianti da vento (figura 19).

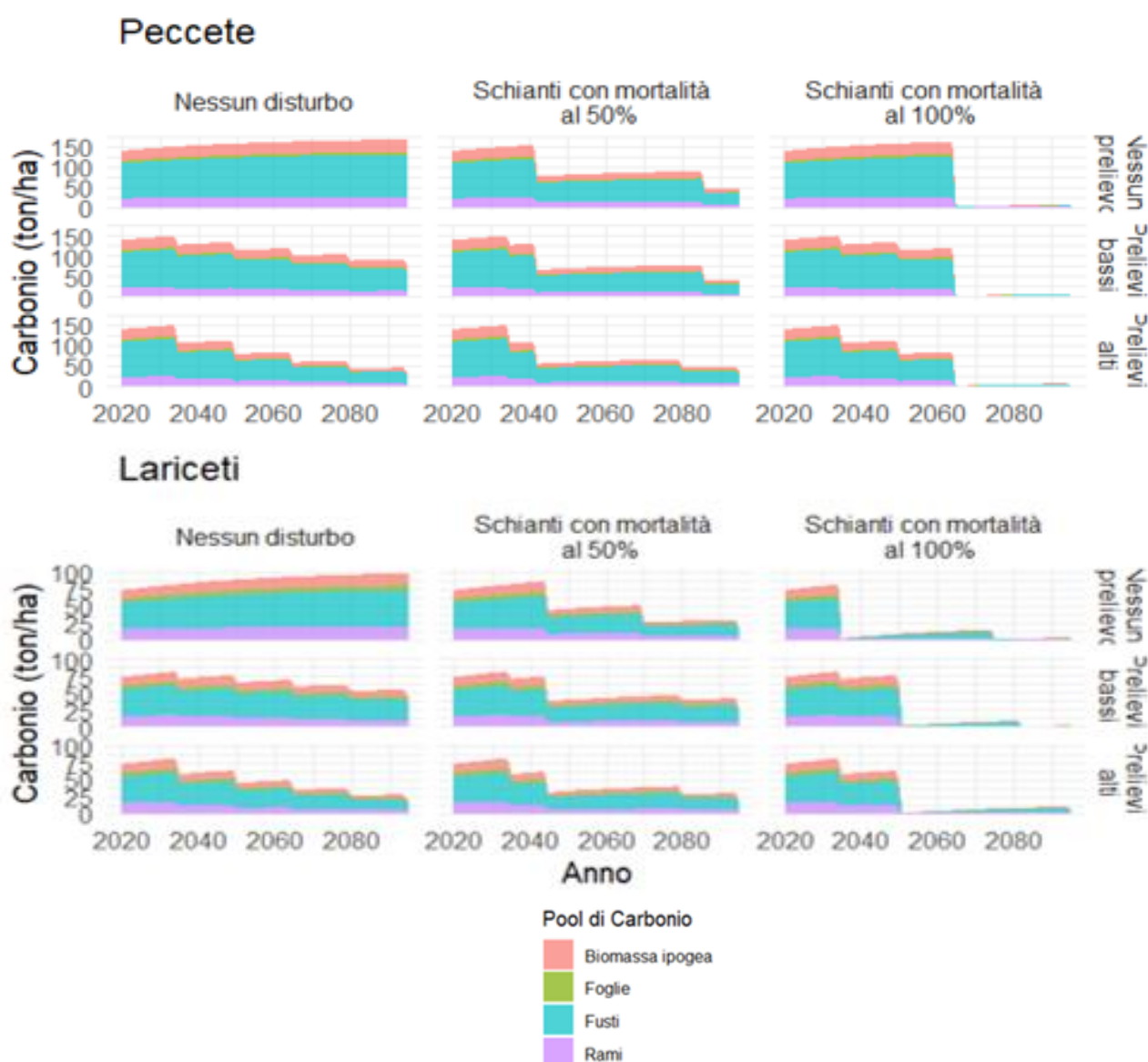


Figura 19. Andamento dei pool di carbonio per le conifere. Per ogni habitat si riportano i tre scenari di intervento: nessun intervento (in alto), prelievo 10% (al centro), prelievo 30% (in basso), e i tre scenari di disturbo (nessun disturbo, schianti con mortalità).

Nel caso delle conifere si nota subito come l'impatto degli schianti sia particolarmente importante e ciò precluda l'esecuzione degli interventi selvicolturali successivi. Tuttavia, anche se lo scenario in assenza di interventi rimane quello che garantisce un maggior accumulo di C, anche lo scenario a basso prelievo mostra un impatto ridotto, pertanto, può essere considerato come possibile soluzione gestionale.

Va specificato che per queste simulazioni non sono stati inclusi gli effetti della selvicoltura preventiva sull'impatto degli schianti da vento. Inoltre, essendo i cicli di

calcolo del modello di 100 anni, dopo il verificarsi di uno schianto non ne sono stati simulati altri, in quanto le caratteristiche del bosco dopo un evento di questo tipo cambiano completamente, insieme anche alla sua vulnerabilità.

In tutti i casi, comunque, i risultati migliori in termini di stoccaggio di C si ritrovano nello scenario senza gestione, e questo ovviamente si trova in disaccordo con tutti i consigli gestionali che mirano ad incrementare la resistenza e la resilienza dei popolamenti agli effetti dei CC, così come alla tutela della biodiversità. Va quindi specificato che lo stoccaggio di carbonio rappresenta solo un servizio ecosistemico ulteriore insieme ad altri e, pertanto, va considerato in un'ottica olistica, con la necessità di valutare nello specifico ogni situazione che richieda interventi (selvicoltura preventiva), in modo tale da poter applicare la scelta più corretta caso per caso.

IMPLICAZIONI

I risultati del capitolo evidenziano come lo stoccaggio di carbonio e le dinamiche di crescita delle specie forestali siano fortemente influenzati da pratiche gestionali e fattori climatici. Habitat come le peccete e i lariceti mostrano il maggior potenziale di stoccaggio, ma anche una vulnerabilità elevata a disturbi come schianti da vento e cambiamenti climatici. Habitat meno produttivi, come alneti e acero-frassineto, richiedono approcci conservativi per tutelare biodiversità e servizi ecosistemici.

Questi risultati sottolineano la necessità di priorità gestionali differenziate per massimizzare i benefici ecosistemici e ridurre i rischi climatici:

1. Gestione mirata nelle peccete e nei lariceti (9410, 9420)

- Favorire interventi leggeri, come il diradamento dall'alto debole, per ridurre la vulnerabilità agli schianti e mantenere un buon accumulo di carbonio.
- Integrare strategie che combinino prevenzione dei disturbi e mitigazione climatica (diradamenti a favore di individui sani e vigorosi, in grado di stoccare grandi quantità di carbonio).

2. Conservazione naturale degli habitat prioritari (91E0, 9180)

- Promuovere la naturale evoluzione in habitat sensibili per garantire il mantenimento della biodiversità e di altri servizi ecosistemici, evitando interventi selvicolturali non necessari.

3. Valutazione integrata dei benefici ecosistemici

- Considerare lo stoccaggio di carbonio come parte di un sistema complesso che include resilienza climatica, tutela della biodiversità e stabilità idrogeologica.
- Adottare un approccio olistico che valuti caso per caso le esigenze specifiche degli habitat.

4. Promozione della resilienza climatica

- Dare priorità a specie resilienti, come il larice, in programmi di gestione, specialmente in aree vulnerabili a eventi climatici estremi.

5. Adattamento delle strategie gestionali

- Integrare modelli previsionali come il CBM con dati climatici e disturbi naturali per migliorare le decisioni gestionali e garantire interventi proattivi e sostenibili.

Questi interventi permetterebbero di bilanciare obiettivi di mitigazione climatica, conservazione della biodiversità e resilienza degli ecosistemi forestali, migliorando la capacità delle foreste di rispondere agli impatti del cambiamento climatico.

Analisi sugli effetti della siccità

Tra gli effetti del cambiamento climatico che più rischiano di intaccare lo stato, le funzioni e il tasso di biodiversità dei popolamenti forestali troviamo sicuramente l'aumento delle temperature, la concentrazione delle precipitazioni in un numero minore di eventi ad alta intensità, e le ondate di calore. Numerosi studi hanno dimostrato come questi fenomeni siano responsabili di eventi di mortalità specialmente nelle foreste dei paesi inclusi nell'area del Mediterraneo (Gazol & Camarero, 2022).

Per questo motivo si è ritenuto importante includere all'interno di questo progetto anche un'analisi degli impatti della siccità sulle tre specie forestali più rappresentate: faggeta, pecceta e lariceto. Tali analisi prevedono un approccio dendrocronologico sfruttando quindi gli accrescimenti legnosi come indicatori degli effetti climatici. I dati climatici sono quelli forniti dal E-OBS dataset del "Copernicus Climate Data Store".

Come si può vedere nella figura 10, dalle prime analisi sui dati climatici emerge chiaramente le temperature medie annue siano in progressivo aumento dal 1965 al 2023.

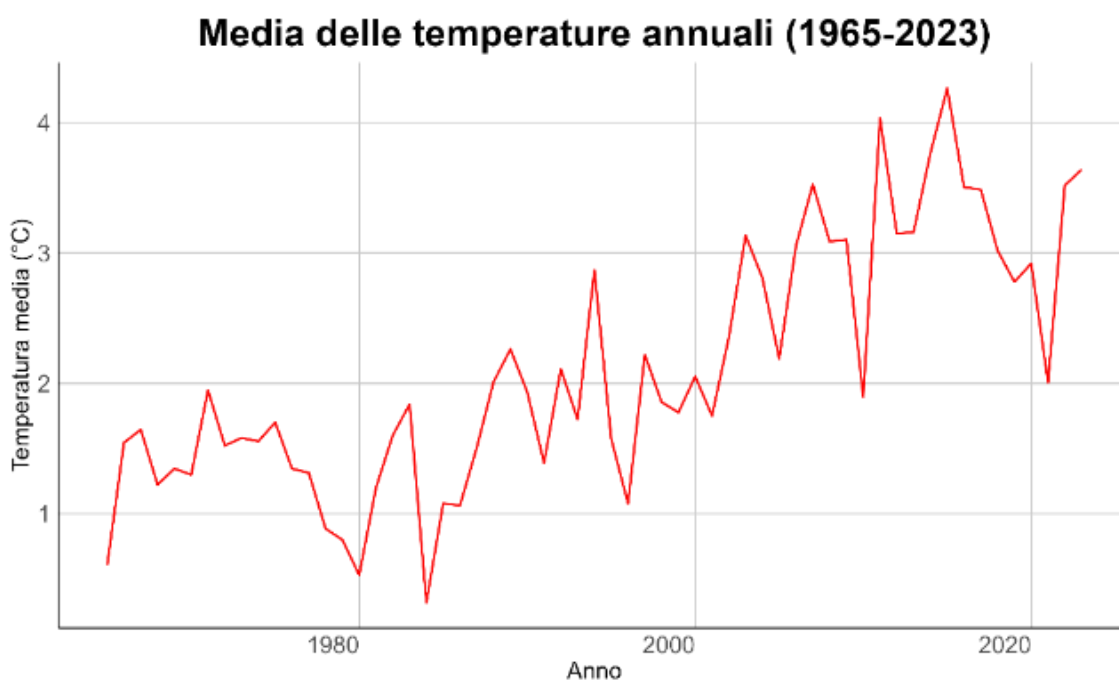


Figura 20. Andamento delle temperature medie dal 1965 al 2023

Nella figura 11 riportata di seguito si possono notare gli andamenti delle temperature e precipitazioni medie mensili nel corso di tutto l'arco temporale 1965-2023.

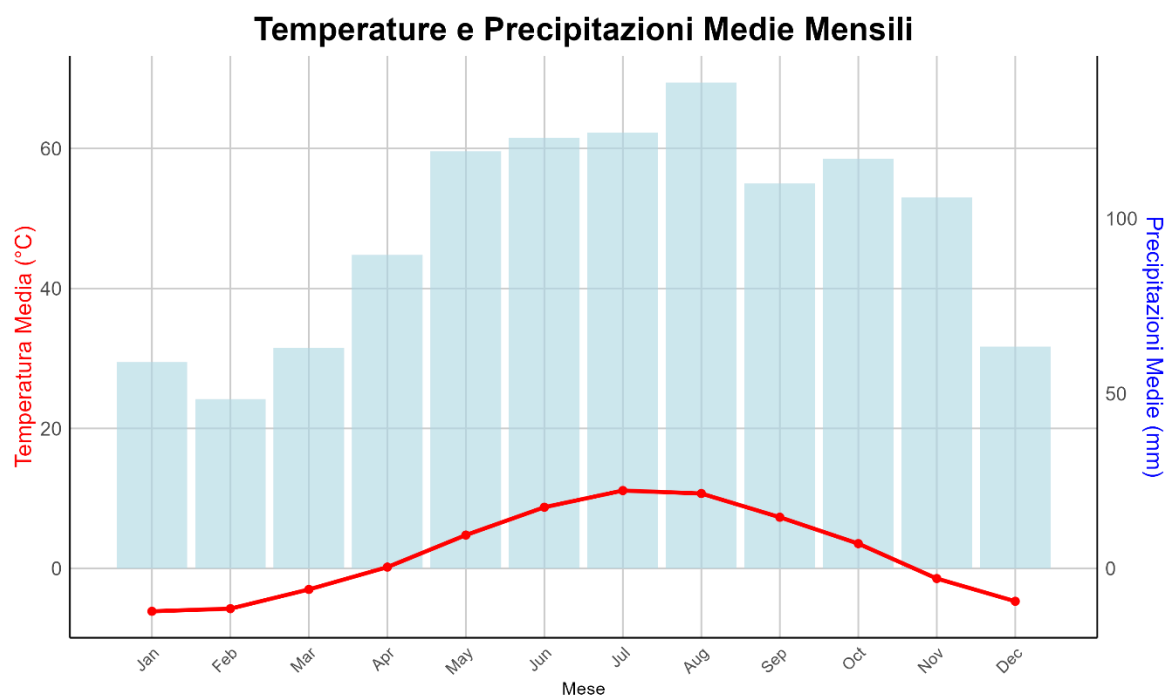


Figura 21. Andamento annuale delle temperature e precipitazioni medie mensili, nel periodo 1965-2023

Per comprendere gli effetti delle annate o dei periodi siccitosi sulle specie forestali è stato utilizzato lo *Standardised Precipitation-Evapotranspiration Index* (SPEI) (Beguería et al., 2014). Questo indice permette di identificare le annate siccitose all'interno di una serie climatica considerando gli effetti dell'evapotraspirazione sulla sua severità, mantenendo inoltre un approccio multi-scala in grado di differenziare i diversi tipi di siccità (bassa, media, alta, estrema). Esistono diversi tipi di SPEI in base al periodo che viene preso in considerazione: SPEI3 o stagionale (quando si calcola sui tre mesi precedenti a quello indicato), SPEI6 (quando si calcola sui sei mesi precedenti, di norma si usa per prendere in considerazione la stagione vegetativa quindi con termine a settembre) e SPEI12 per l'intero anno. Un'annata siccitosa viene definita tale quando il valore di SPEI è < -1 . Di seguito, in figura 12, vengono riportati i risultati relativi il periodo della stagione vegetativa che mostrano come la frequenza delle annate siccitose sia aumentata in modo sostanziale nel corso dell'ultimo ventennio.

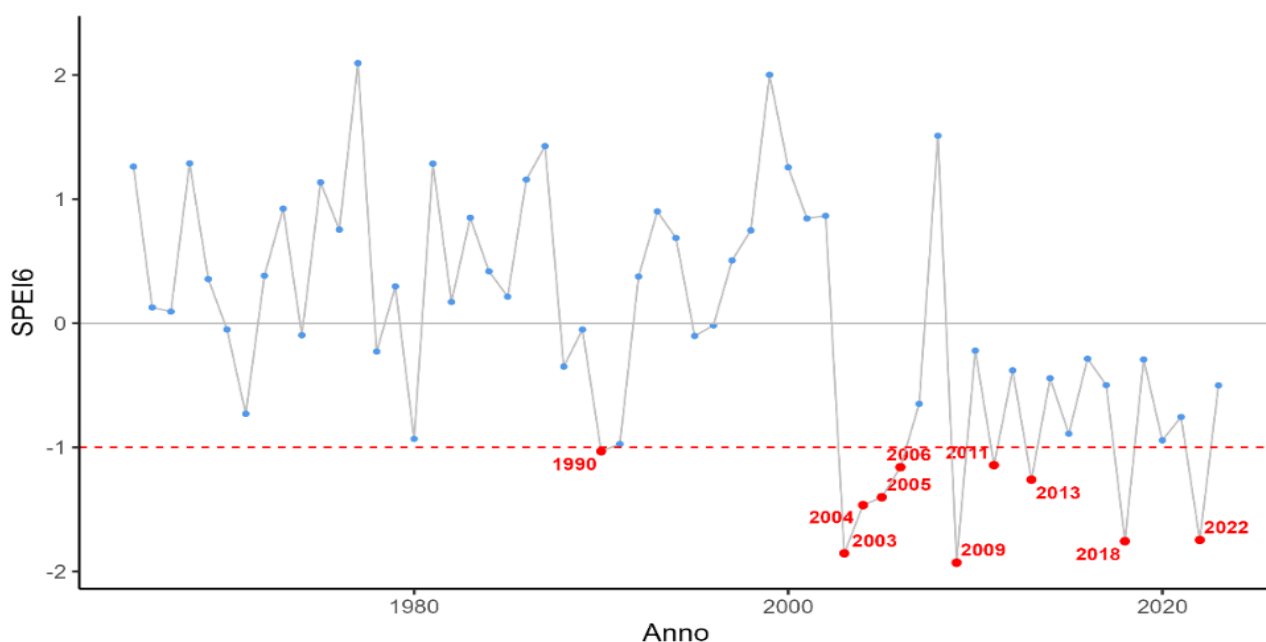


Figura 22. Andamento dell'indice SPEI6 settembre dal 1965 al 2023. In rosso vengono indicate tutte le annate siccitose, quindi con SPEI < -1

Sulla base dei dati climatici e di quelli relativi gli accrescimenti legnosi provenienti dalle analisi dendrocronologiche, in particolare usando il Ring Width Index (RWI) come variabile di risposta (cioè, i dati di Tree Ring Width detrendizzati e standardizzati), sono state analizzate le relazioni clima-accrescimento, per le tre specie, sulla base dello studio proposto da (Oggioni et al., 2024). Le analisi sono state condotte utilizzando dei grafici a finestra mobile con intervallo di 30 anni per ogni anno. Per le relazioni clima-accrescimento è stato applicato il pacchetto R *treeclim* (Zang & Biondi, 2015), utilizzando come variabili climatiche le temperature e le precipitazioni mensili dell'anno corrispondente a quello dell'anello legnoso e a quello precedente. Mentre per lo studio dell'autocorrelazione parziale (PACF) è stato adottato il pacchetto *forecast* (Hyndman et al., 2024).

RISULTATI

Di seguito vengono riassunti i risultati più rilevanti emersi dalle analisi.

Per quanto riguarda l'abete rosso è emerso come alte temperature nei mesi estivi, in particolare in quello di luglio, dell'anno precedente influenzino negativamente l'accrescimento nell'anno successivo (figura 13).

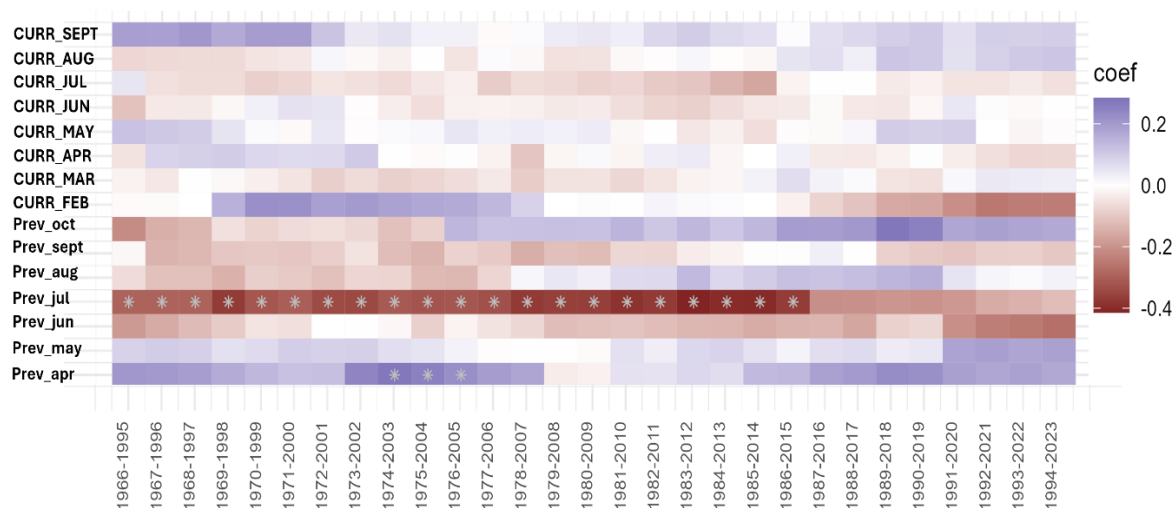


Figura 23. Grafico delle funzioni di risposta clima-accrescimento relativo le sole temperature per l'abete rosso. In ordinata sono riportati i mesi considerati che sono divisi in CURR (anno corrente) e Prev (anno precedente). In ascissa vengono riportate le diverse finestre temporali di 30 anni. L'asterisco all'interno dei box indica che in quella correlazione c'è significatività dal punto di vista statistico. Il coefficiente in legenda permette di distinguere il tipo di effetto (positivo, colore viola; negativo, colore rosso)

Inoltre, con merito all'indice SPEI3, si è potuto notare che periodi di siccità nei mesi estivi (luglio, agosto, settembre) dell'anno in corso portino ad una riduzione degli incrementi (figura 14).

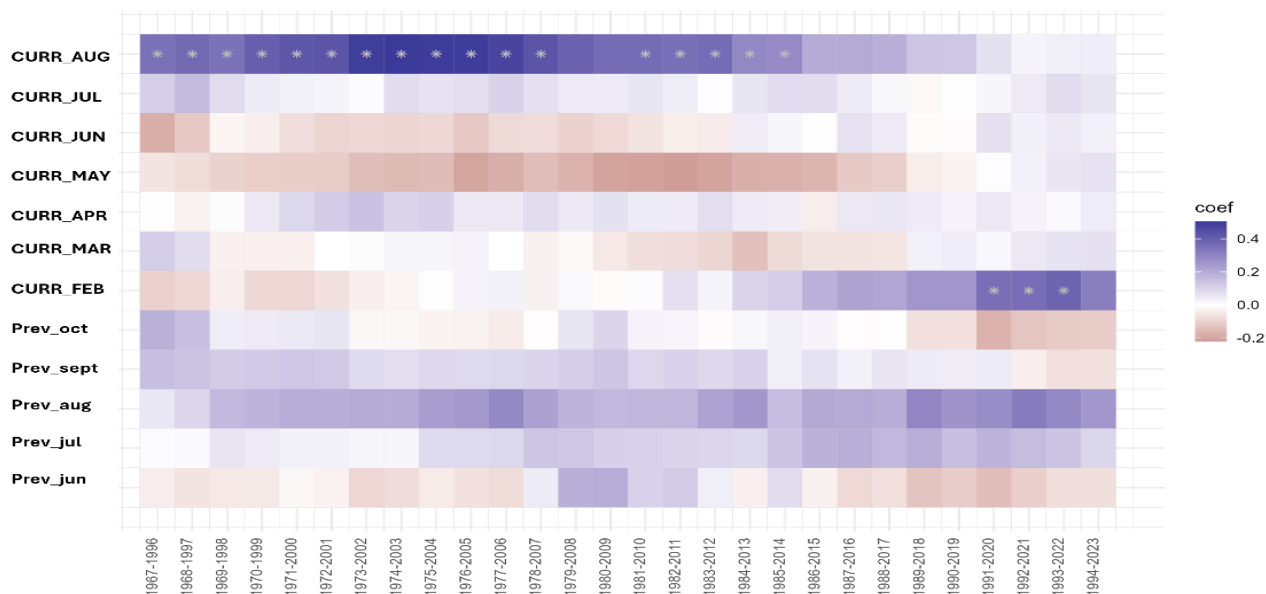


Figura 24. Grafico delle funzioni di risposta clima-accrescimento relative a SPEI3 per l'abete rosso. Ogni mese riportato in ordinata è relativo ai 3 precedenti, e sono divisi in CURR (anno corrente) e Prev (anno precedente). In ascissa vengono riportate le diverse finestre. L'asterisco all'interno dei box indica che in quella correlazione c'è significatività dal punto di vista statistico. Il coefficiente in legenda permette di distinguere il tipo di effetto (positivo, colore viola; negativo, colore rosso)

Mentre analizzando lo SPEI6 è emerso come periodi di siccità nei 6 mesi precedenti a maggio, periodi di siccità influenzino positivamente gli accrescimenti (figura 15).

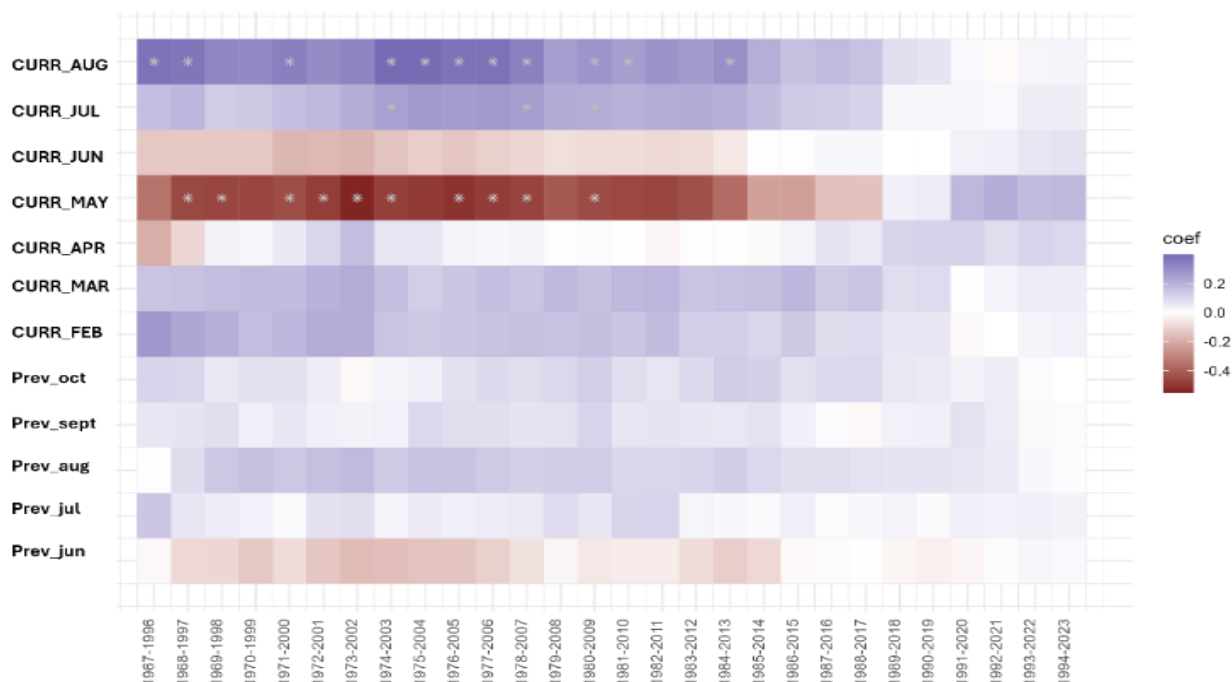


Figura 25. Grafico delle funzioni di risposta clima-accrescimento relative a SPEI6 per l'abete rosso. Ogni mese riportato in ordinata è relativo ai 6 precedenti, e sono divisi in CURR (anno corrente) e Prev (anno precedente). In ascissa vengono riportate le diverse finestre temporali di 30 anni. L'asterisco all'interno dei box indica che in quella correlazione c'è significatività dal punto di vista statistico. Il coefficiente in legenda permette di distinguere il tipo di effetto (positivo, colore viola; negativo, colore rosso)

Nel caso del larice i risultati hanno mostrato una significativa correlazione negativa degli accrescimenti con le precipitazioni di marzo dell'anno in corso, indicando quindi come le basse precipitazioni influenzino positivamente gli incrementi legnosi (figura 16).

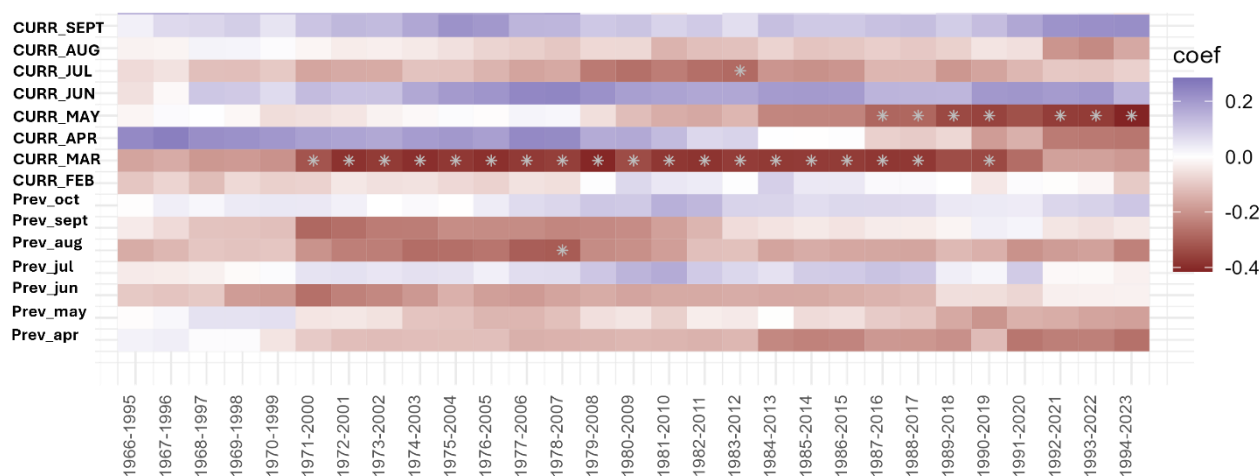


Figura 26. Grafico delle relazioni clima-accrescimento relative le sole precipitazioni per il larice.

Anche le analisi relative a SPEI3 dimostrano come la siccità nei tre mesi precedenti a marzo incidano positivamente sugli incrementi (figura 17).

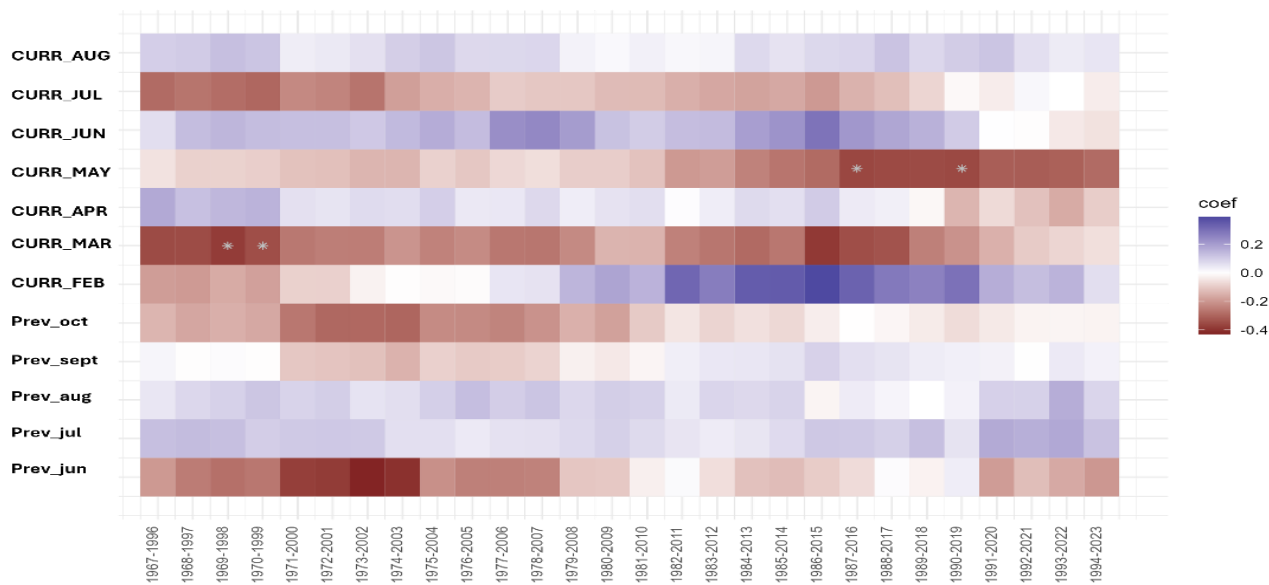


Figura 27. Grafico delle relazioni clima-accrescimento relative a SPEI3 per il larice

Questi risultati possono essere legati al fatto che durante i mesi invernali l'attività fotosintetica è praticamente nulla, che le temperature sono comunque ridotte e permettono il mantenimento del manto nevoso con conseguente rilascio di acqua a poco a poco, e che, grazie ad un apparato radicale fittonante che si sviluppa in profondità, gli individui sono in grado di captare l'acqua presente a livelli più profondi.

Infine, i risultati relativi il faggio hanno evidenziato come alte temperature nei mesi estivi dell'anno precedente portino ad una riduzione degli accrescimenti nell'anno in corso (figura 18).

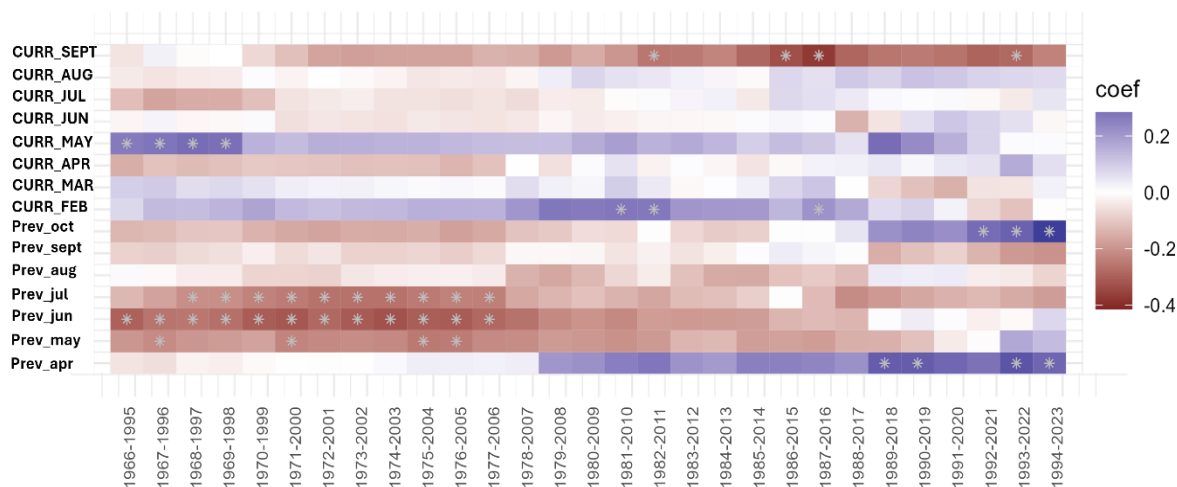


Figura 28. Grafico delle relazioni clima-accrescimento relativo le sole temperature per il faggio.

Con merito a SPEI3 è emerso come gli accrescimenti del faggio (figura 19) siano correlati positivamente alla siccità dei tre mesi precedenti a febbraio dell'anno corrente. È evidente, inoltre, come la siccità nei mesi estivi dell'anno precedente incida in modo negativo sugli accrescimenti. Tuttavia, si può anche notare come periodi di siccità nei tre mesi precedenti a giugno dell'anno precedente portino ad accrescimenti maggiori.

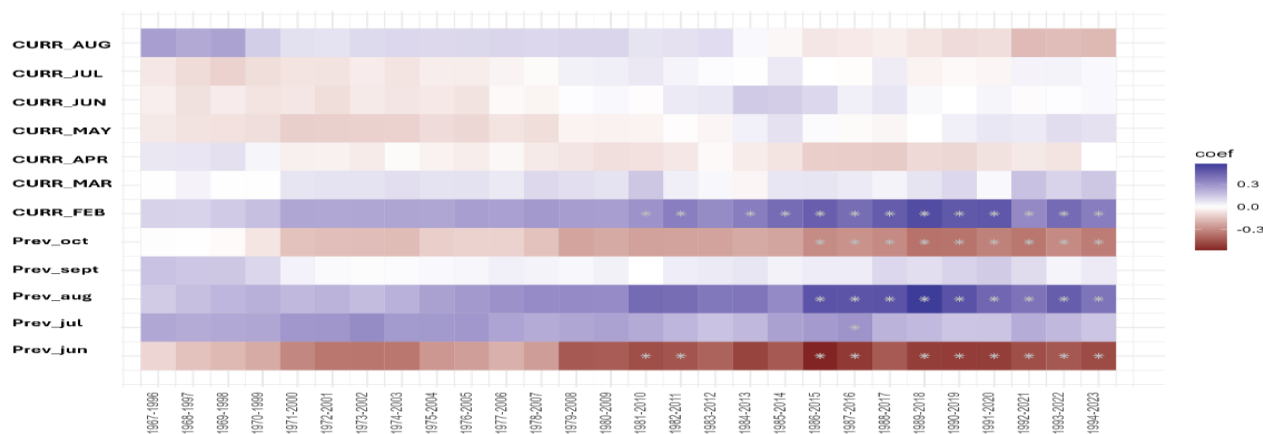


Figura 29. Grafico delle relazioni clima-accrescimento relative a SPEI3 per il faggio.

Per concludere sono stati analizzati anche gli effetti della siccità sulle capacità di resistenza, resilienza e recupero delle diverse specie applicando gli indici RRR proposti da (Lloret et al., 2011). Questi indici si ottengono dal rapporto tra gli accrescimenti negli anni siccitosi (identificati con SPEI6) e quelli precedenti e successivi tali annate, come riportato nelle seguenti formule:

- Resistenza = $Dr/PreDr$
- Recupero = $PostDr/Dr$
- Resilienza = $PostDr/PreDr$

Dove *Dr* è il valore di accrescimento durante le annate siccitose, e *PreDr* e *PostDr* rappresentano rispettivamente gli incrementi medi negli anni precedenti e successivi la siccità. In questo studio i valori degli incrementi medi sono stati calcolati su 3 anni (Gazol & Camarero, 2016). Al fine di confrontare le tre specie in merito ad ogni singolo indice, sono stati eseguiti dei test ANOVA e, successivamente, i Tukey post-hoc test.

I risultati delle analisi (figura 20) evidenziano come in termini di resistenza e resilienza la specie più performante sia il larice, mentre per quanto riguarda il recupero il faggio è quello che presenta risultati migliori. Tuttavia, anche in termini di capacità di recupero il larice sembra ben performare, quasi al pari del faggio.

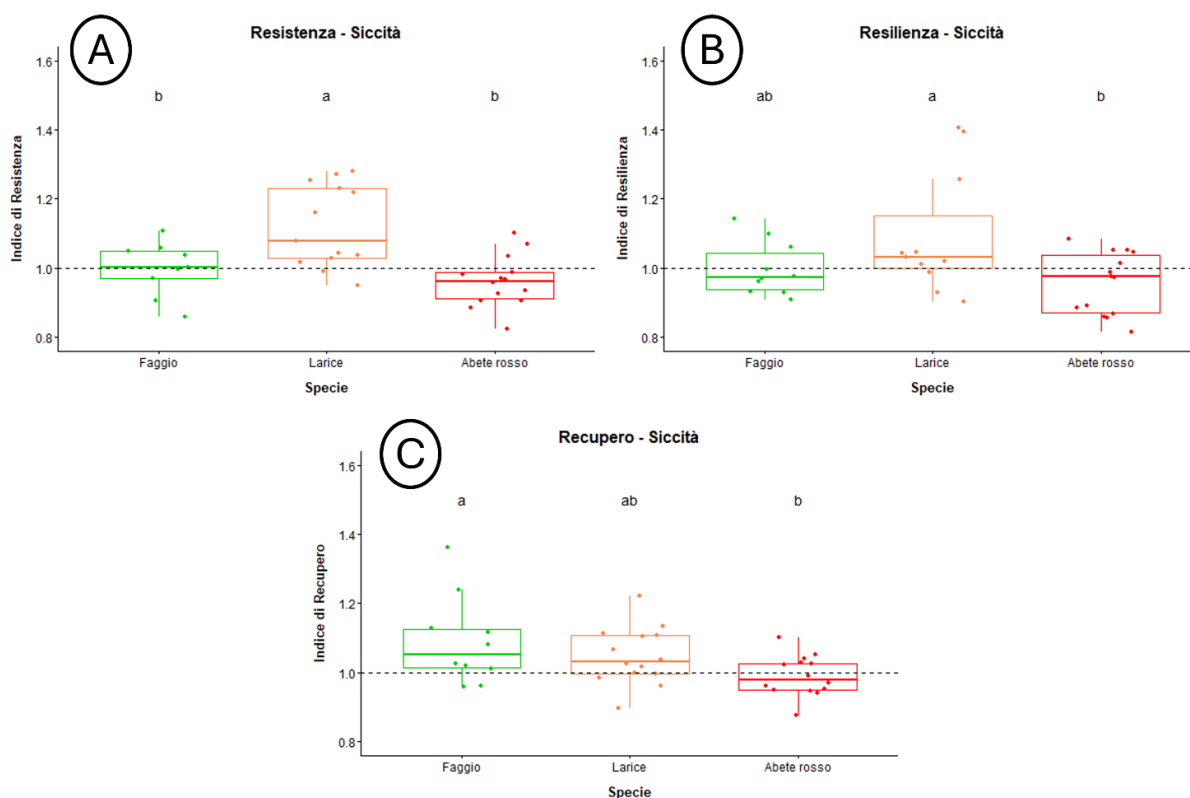


Figura 30. Distribuzione di A) Resistenza, B) Resilienza e C) Recupero, relativi la siccità nelle annate identificate con SPEI6. Le lettere sopra ai box indicano la presenza o meno di differenza significativa: se le lettere sono diverse (per esempio a-b) significa che c'è differenza significativa

IMPLICAZIONI

I risultati evidenziano come le risposte delle specie forestali alla siccità varino in modo significativo in funzione delle caratteristiche climatiche e biologiche. L'abete rosso e il faggio risultano più vulnerabili agli effetti delle alte temperature estive e ai periodi siccitosi dell'anno precedente, indicando una limitata capacità di adattamento a condizioni climatiche più estreme, come quelle attese con il cambiamento climatico.

Il larice, al contrario, mostra una maggiore resistenza e resilienza, grazie alla sua capacità di sfruttare risorse idriche più profonde durante periodi di siccità.

Questi risultati sottolineano la necessità di priorità gestionali differenziate:

1. **Monitoraggio e interventi preventivi:** Maggiore attenzione alla gestione dell'abete rosso nelle aree vulnerabili, implementando interventi che riducano lo

stress idrico, come diradamenti, che dovranno essere pianificati in modo preciso per singola specie.

2. **Valorizzazione delle specie resilienti:** Promuovere la rinnovazione di larice in strategie di gestione, specie in aree più aride o esposte a ondate di calore.
3. **Adattamento delle pratiche forestali:** Integrare dati climatici e dendrocronologici nella pianificazione per garantire una gestione forestale che consideri l'impatto delle condizioni climatiche passate e future.

La combinazione di una gestione adattiva e di una valorizzazione delle specie più resilienti potrebbe migliorare la capacità delle foreste di far fronte agli impatti del cambiamento climatico, preservando i servizi ecosistemici fondamentali.

Vulnerabilità a danni da vento

L'aumento di frequenza ed intensità di fenomeni meteorologici estremi dovuti ai cambiamenti climatici ha portato, nell'ambito delle scienze forestali, ad una maggior attenzione riguardo al tema degli schianti da vento. Considerando che il vento rappresenta il principale fattore di disturbo in ambito forestale in Europa (Schuck & Schelhaas, 2013), è importante programmare strategie gestionali adeguate in grado di prevenire o, quantomeno, ridurre gli effetti negativi di tali fenomeni. Gli impatti che le tempeste di vento hanno sul patrimonio forestale e sul territorio non si limitano, infatti, "solo" al danneggiamento dei popolamenti, ma sono in grado di causare veri e propri effetti a cascata (Romagnoli et al., 2023) che si trascinano negli anni e che non permettono agli ecosistemi di riprendersi in modo tale da garantire quelle funzioni tanto importanti alle comunità montane (provvigione di legname, difesa dall'erosione, turismo). Inoltre, non sono da trascurare anche gli effetti sulla biodiversità, che talvolta possono anche essere positivi grazie alla creazione di nuovi ambiente (ad esempio per la creazione di radure in cui le specie erbacee ed arbustive riescono a crescere vigorose). Il caso della tempesta Vaia dell'ottobre 2018 è un esempio chiaro di quanto appena descritto (Chirici et al., 2019). Oltre all'atterramento di boschi interi, infatti, i problemi si sono protratti nel tempo fino ad oggi: l'erosione e il trasporto di suolo, la formazione di grandi quantità di combustibile forestale rappresentate dalla biomassa schiantata, e la disponibilità di materiale utile alla proliferazione del bostrico sono tra le principali minacce che tutt'ora preoccupano i portatori di interesse e le comunità che vivono nelle zone colpite (Romagnoli et al., 2023).

Al fine di valutare la vulnerabilità dei diversi popolamenti della Riserva è stato utilizzato il modello informatico ForestGALES (Hale et al., 2015). Si tratta di un modello empirico-meccanicistico ibrido utilizzato per calcolare il rischio di danni da vento nelle foreste. È stato sviluppato inizialmente per i popolamenti di conifere della Gran Bretagna, ma nel corso degli anni è stato implementato così da includere anche specie di latifoglie, e per essere applicato anche in altri contesti territoriali. Per le analisi i cui risultati saranno presentati di seguito, è stato applicato il modulo TMC (*Turning Moment Coefficient*) del pacchetto *fgr*. Questo permette di calcolare la velocità critica del vento (*Critical Wind Speed*), ossia quella in grado di causare lo stroncamento o il ribaltamento dell'albero, per i singoli alberi all'interno del popolamento. In questo modo è possibile valutare la vulnerabilità di popolamenti misti e, incrociando i valori di velocità critica con i dati climatici relativi al vento, la probabilità di danneggiamento.

Al fine di calcolare la probabilità di superamento delle CWS sono stati utilizzati i dati relativi i parametri A e K della distribuzione Weibull del vento ad un'altezza di 10 m, scaricabili dal portale "*Global Wind Atlas*" in formato raster (.tif) con risoluzione a 250 m, relativi al periodo 2008-2017 per tutta l'Italia. Il parametro A è definito "parametro di scala" e K "parametro di forma", e insieme permettono di costruire una curva che descrive la probabilità con cui si verifica una certa velocità del vento nell'area in esame. I valori di A e K usati per le analisi sono stati ritagliati dal raster originale, solo sui plot esaminati.

Le analisi sono state eseguite solo per gli habitat 9410 (peccete), 9420 (lariceti) e 9110 (faggete) in quanto più suscettibili a schianti, mentre alneti e aero-frassineti non sono stati analizzati a causa della mancanza di dati di default specifici e della loro ridotta vulnerabilità, anche in relazione alla limitata superficie occupata.

Dati di input (i parametri intrinseci delle specie sono quelli di default del modello, e quindi calibrati per gli individui della Gran Bretagna):

- Specie
- Diametro (cm)
- Diametro medio (cm)
- Altezza (m)
- Altezza media (m)
- Altezza di chioma (m)
- Altezza media di chioma (m)
- Altezza dominante (m)
- Distanza media tra le piante (m)
- Tipo di suolo (secondo la classificazione di ForestGALES). In questo caso è stato utilizzato il valore "1" corrispondente a "*Freely-draining mineral soils*" (suoli minerali)
- Valori A e K della distribuzione Weibull relativa ai dati climatici del vento

Dati di output:

- Velocità critica di danneggiamento (m/s)
- Velocità critica per stroncamento e sradicamento (m/s)
- Probabilità di danneggiamento (%)

RISULTATI

Viene riportata di seguito la distribuzione Weibull ottenuta da A e K per i plot in esame, dalla quale si evince che velocità del vento superiori a 5 m/s presentano una probabilità inferiore allo 0,05.

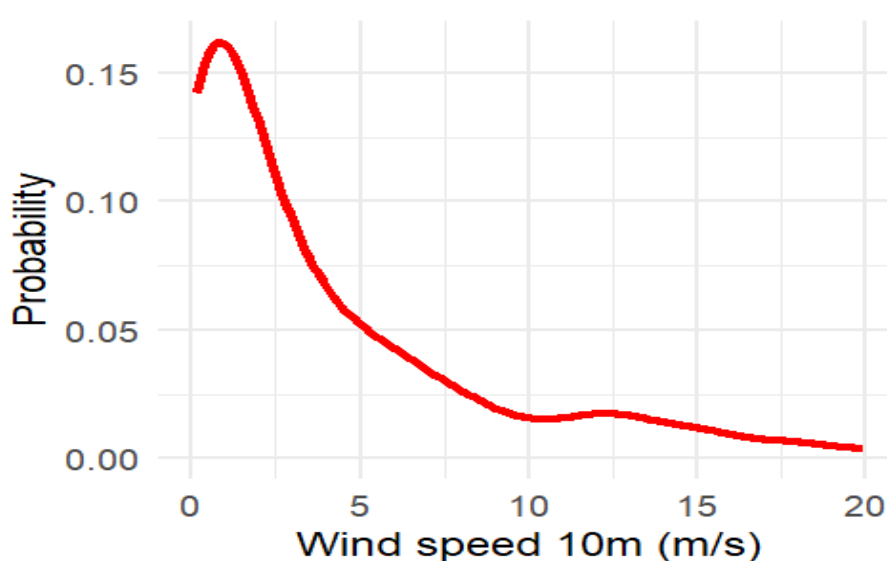


Figura 31. Distribuzione Weibull costruita sui parametri A e K relativi ai plot in esame

I risultati ottenuti dalle singole piante sono stati poi mediati per plot e, successivamente, per habitat.

Le velocità critiche medie per plot rientrano in un range che va da un minimo di 13,54 m/s per il plot 50 (pecceta) ad un massimo di 26,34 m/s per il plot 26 (faggeta).

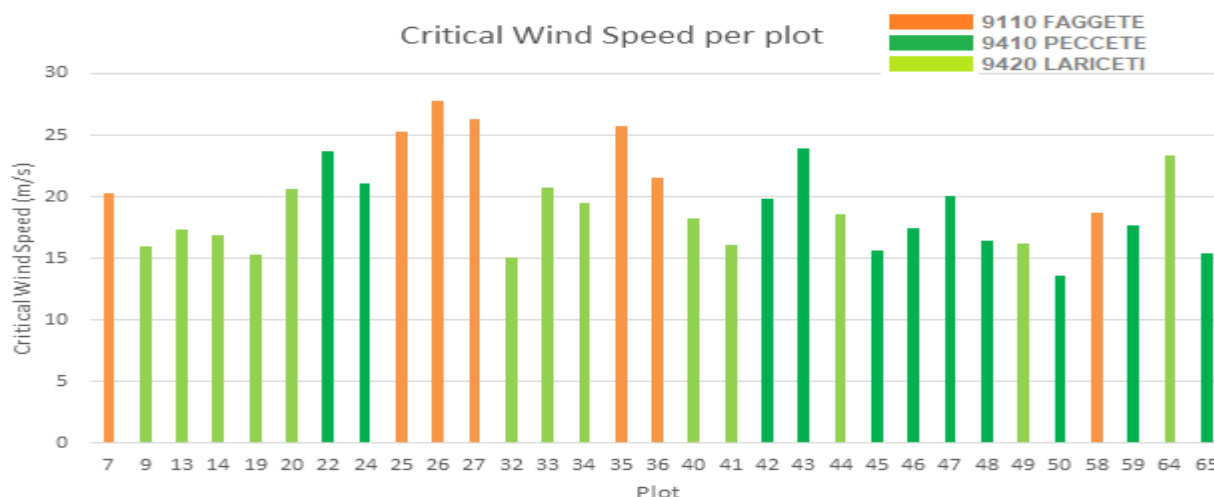


Figura 32. Critical Wind Speed (m/s) medie di danneggiamento per plot

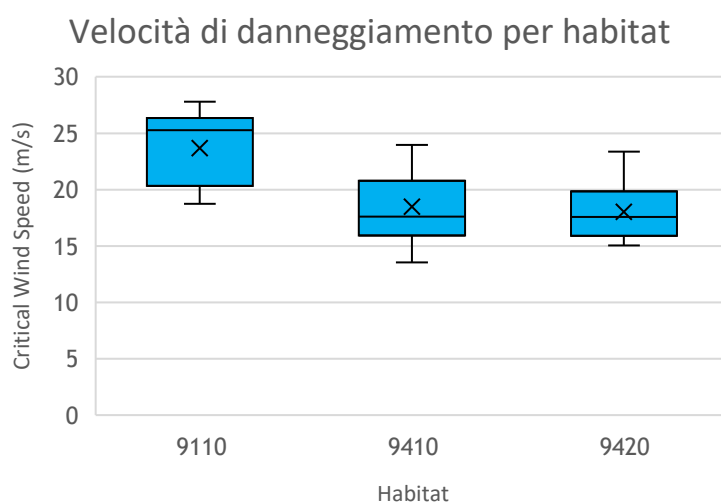


Figura 33. Critical Wind Speed (m/s) medie di danneggiamento per i diversi habitat

I risultati riportati in Figura 33 mostrano come l'habitat 9110 (faggete) presenti CWS maggiori, attorno a 23 m/s) e quindi sia meno vulnerabile a schianti, a differenza di 9410 (peccete) e 9420 (lariceti) che presentano valori medi di circa 18 m/s.

La Figura 34 mostra come incrociando i risultati di CWS con i parametri di distribuzione del vento nella riserva, la probabilità di danneggiamento superi di poco il valore di 1%. Ovviamente, anche in questo caso l'habitat con la maggior probabilità di danneggiamento è quello dei lariceti.

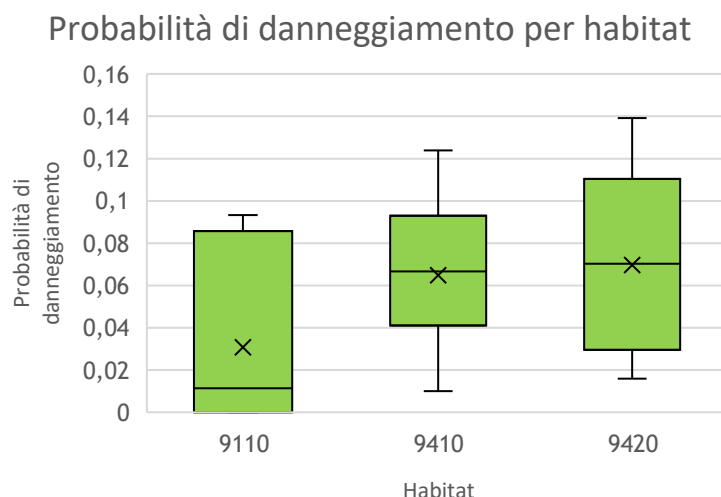


Figura 34. Probabilità di danneggiamento media per i diversi habitat

I risultati evidenziano come la velocità critica di danneggiamento da vento (CWS) e la probabilità di danneggiamento varino considerevolmente tra gli habitat analizzati. Le faggete, con una CWS più alta, risultano meno vulnerabili agli schianti rispetto alle peccete e ai lariceti, che presentano valori di CWS inferiori e, quindi, una maggiore probabilità di danneggiamento. L'habitat 9410 (peccete) e 9420 (lariceti), con CWS medi di circa 18 m/s, sono più suscettibili a danni da vento rispetto alle faggete (9110), che mostrano una maggiore resistenza a velocità superiori.

IMPLICAZIONI

Questi risultati suggeriscono alcune priorità per la gestione forestale:

1. **Protezione degli habitat più vulnerabili:** Per le peccete e i lariceti, interventi di gestione forestale come il diradamento dall'alto e il rafforzamento della struttura del popolamento, sfavorendo boschi monoplani, potrebbero ridurre il rischio di danni da vento.
2. **Adattamento alle nuove condizioni climatiche:** La continua intensificazione degli eventi meteorologici estremi richiede strategie di gestione forestale adattative, come il monitoraggio continuo delle vulnerabilità delle specie, la diversificazione strutturale dei popolamenti e l'integrazione di strumenti predittivi per prevenire danni derivanti dall'aumento della frequenza e dell'intensità delle tempeste.
3. **Monitoraggio continuo:** È essenziale continuare a monitorare la vulnerabilità delle foreste in tempo reale, utilizzando modelli come ForestGALES, per

intervenire prontamente in caso di eventi di vento intenso e per migliorare le previsioni di rischio.

4. **Ripristino post-danno:** Nei casi di danno da vento, dovrebbero essere previsti piani di recupero rapidi che includano prescrizioni di intervento per prevenire fenomeni secondari come l'erosione del suolo o l'infestazione da parassiti (è consigliabile circoscrivere l'adozione del salvage logging solo ai casi strettamente necessari, ad esempio un alto rischio di infestazione da bostrico nell'area).

La gestione forestale deve integrare la prevenzione dei danni da vento con un approccio di adattamento climatico che consideri le caratteristiche specifiche degli habitat e la variabilità delle condizioni climatiche future.

Simulazione del rischio di infestazione da bostrico

Uno degli aspetti che più sta destando interesse e preoccupazione nei confronti dei popolamenti di abete rosso dell'arco alpino è sicuramente l'impatto del bostrico (*Ips typographus* L.), anche per i suoi impatti negativi su biodiversità e servizi ecosistemici (Washaya et al., 2024). I cambiamenti climatici stanno infatti aumentando la frequenza di fenomeni siccitosi e delle tempeste di vento, che sono i principali fattori per la diffusione di questo insetto (Nardi et al., 2022). La tempesta Vaia del 2018 risulta nuovamente emblematica anche per questo ambito, l'atterramento di interi popolamenti, infatti, ha reso disponibile enormi quantità di risorse al bostrico che ha quindi potuto proliferare liberamente.

In realtà, dal punto di vista del tasso di biodiversità, si è visto che infestazioni da bostrico anche su larga scala all'interno di aree protette non minacciano gli obiettivi stessi di conservazione di queste aree (Kortmann et al., 2021). Quindi l'importanza di queste analisi riguarda principalmente la salvaguardia del patrimonio forestale per le sue funzioni protettive ed, eventualmente, produttive, oltre che a quelle paesaggistiche e ricreative.

Lo scopo delle seguenti simulazioni è quindi quello di prevedere il rischio di infestazione, utilizzando degli scenari climatici futuri, in modo tale da identificare aree maggiormente suscettibili così da poter programmare interventi sia a carico del patrimonio boschivo, sia direttamente sulle popolazioni di bostrico (ad esempio con trappole o altre tecniche di lotta biologica).

Per questo studio è stato preso come riferimento il modello calibrato e validato a partire da un caso studio nei monti Harz della Bassa Sassonia (Overbeck & Schmidt, 2012) in quanto adattabile alle condizioni della Val di Mello.

Si tratta di un modello di regressione logistica, che descrive gli effetti di diversi parametri di popolamento e di sito sul rischio d'infestazione che gli scolitidi esercitano sui popolamenti di abete rosso.

I parametri di popolamento del modello sono l'età e la porzione di abete rosso sul totale delle specie presenti, mentre i parametri di sito sono la capacità idrica disponibile (AWC), le somme termiche e l'indice di esposizione topografica Topex-to-Distance (Topex). Tali parametri sono stati calcolati su tutta la superficie della riserva e,

successivamente, sono stati applicati solo ai popolamenti ascrivibili all'habitat 9410 (peccete).

Segue la formula del modello utilizzato:

$$r = \beta_0 + f_1(et\grave{a}) + \beta_2 abete_rosso_perc + \beta_3 GDD + \beta_4 AWC + \beta_5 Topex$$

Equazione 1. Equazione del modello (fonte: Modelling infestation risk of Norway spruce by *Ips typographus* (L.) in the Lower Saxon Harz Mountains (Germany) -Ovebeck & Schmidt,2012)

PARAMETRI DI INPUT:

- Et\grave{a} (anni): l'et\grave{a} dei popolamenti \u00e8 stata calcolata grazie a una relazione empirica tra la provvigione legnosa (m³/ha) e l'et\grave{a} utilizzando le curve di accrescimento per popolamenti di abete rosso della Lombardia dal software CMB (*Carbon Budget Model*).

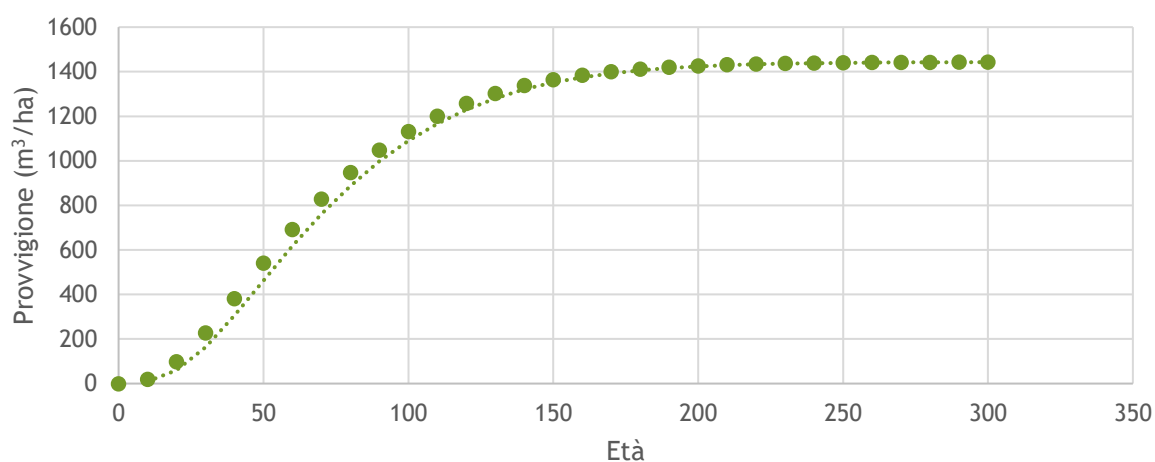


Figura 35. Rappresentazione dell'andamento provvigione-et\grave{a} per le peccete

- % abete rosso: i dati sulla composizione dei popolamenti sono stati ricavati dalla campagna di rilievo eseguita nel corso dell'estate 2023.

PLOT	Volume/ha	Età	% Abete rosso
9	502,37	60	54
11	479,84	60	59
13	737,46	57	84
20	582,28	59	100
22	629,84	58	100
24	402,71	60	96
28	749,36	57	88
29	581,18	59	100
42	336,54	58	69
43	842,91	60	69
45	326,31	57	100
46	914,37	66	99
47	967,69	73	100
49	380,40	60	24
50	324,86	57	65
51	424,47	60	84
52	362,62	59	95
53	535,73	60	91
57	319,57	57	80
59	495,23	60	86
65	672,25	57	91

Tabella 8. Valori di volume/ha, età e percentuale di abete rosso per ogni plot

- AWC (mm): l'acqua del suolo disponibile per gli alberi sotto forma di capacità idrica (acqua immagazzinata tra la capacità di campo e il punto di appassimento permanente entro la profondità del suolo di 1 metro) è stata stimata sulla base del database Topsoil physical properties for Europe (Ballabio et al., 2016) dell'European Soil Data Centre (ESDAC). Il dato AWC è spazializzato a 500 metri ed è stato usato il valore medio per ogni poligono.

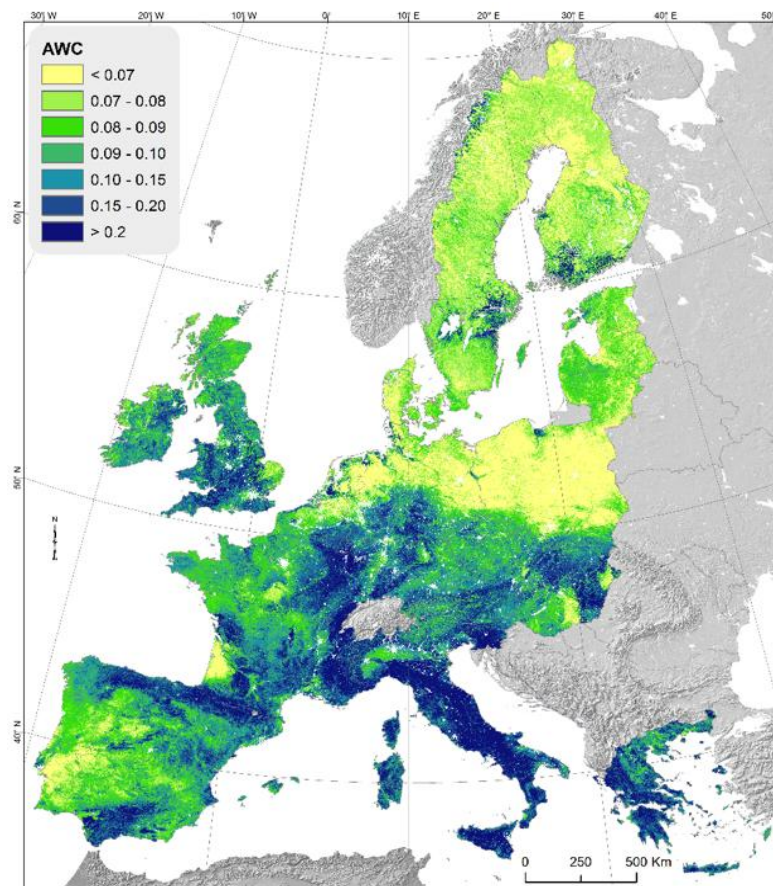


Figura 36. Valori di AWC dell'UE (fonte: ESDAC)

- Somme termiche [gradi-giorno(gg)]: La somma termica adottata è quella per temperature medie giornaliere superiori a 5°C. Sono state calcolate diverse somme termiche utilizzando dataset climatici CHELSA V2.1 (Karger et al., 2021). Per questa simulazione sono state utilizzate le proiezioni climatiche per il periodo 2041-2070 e i dati storici dal 1991 al 2020, per lo scenario definito "intermedio-pessimistico" SSP370 (O'Neill et al., 2017) per cui è previsto un valore di forzante radiativa di 7.0 W/m entro il 2100. La risoluzione dei raster utilizzati è di 1 km, ed è stato usato il valore del pixel all'interno del quale ricadeva ciascun plot.
- Topex (°): si tratta di una trasformazione di pendenza ed esposizione che è data dalla somma dell'altezza dell'orizzonte in ciascuna delle otto direzioni cardinali

(Scott & Mitchell, 2005). L'effetto su piccola scala dell'aumento delle radiazioni e quindi delle temperature più elevate sui pendii meridionali, è stato studiato utilizzando l'indice Topex-to-Distance solo per le direzioni sud-ovest, sud e sud-est.

Il Topex è stato calcolato sulla base di un modello digitale del terreno DTM 5 x 5m della regione Lombardia, ritagliato sui confini della Val di Mello. È stato utilizzato il pacchetto horizon di Rstudio per ottenere un raster per ciascuna direzione presa in considerazione di cui poi è stato ricavato il valore medio.

Ciascun parametro è stato moltiplicato per il rispettivo Coefficiente di Regressione β i cui valori vengono di seguito indicati.

- % abete rosso: $\beta_1 = 0,019$
- età: $\beta_2 = 0,031$
- GDD: $\beta_3 = 0,001$
- AWC: $\beta_4 = -0,005$
- Topex: $\beta_5 = -0,012$

RISULTATI

Di seguito sono riportati i risultati relativi la modellizzazione della probabilità di infestazione per i vari scenari climatici in ogni plot.

SCENARIO	GDD_1991 _2020	MRI-ESM 1-2-HR	MRI- ESM2-0	GFDL- ESM4	CM6A- LR	UKESM1- 0-LL
MEDIA	59%	66%	68%	68%	71%	76%

Tabella 9. Risultati di probabilità di infestazione medi per ogni scenario

I valori medi relativi ad ogni scenario mostrano un aumento di probabilità a partire dai dati storici relativi a GDD_1991-2020 di: + 7% per MRI-ESM 1-2-HR, + 9% per MRI-ESM2-0 e GFDL-ESM4, + 12 % per CM6A-LR e + 17% per UKESM1-0-LL.

I risultati di ogni scenario relativi a ciascun plot sono stati poi interpolati così da ottenere una carta del rischio di infestazione.

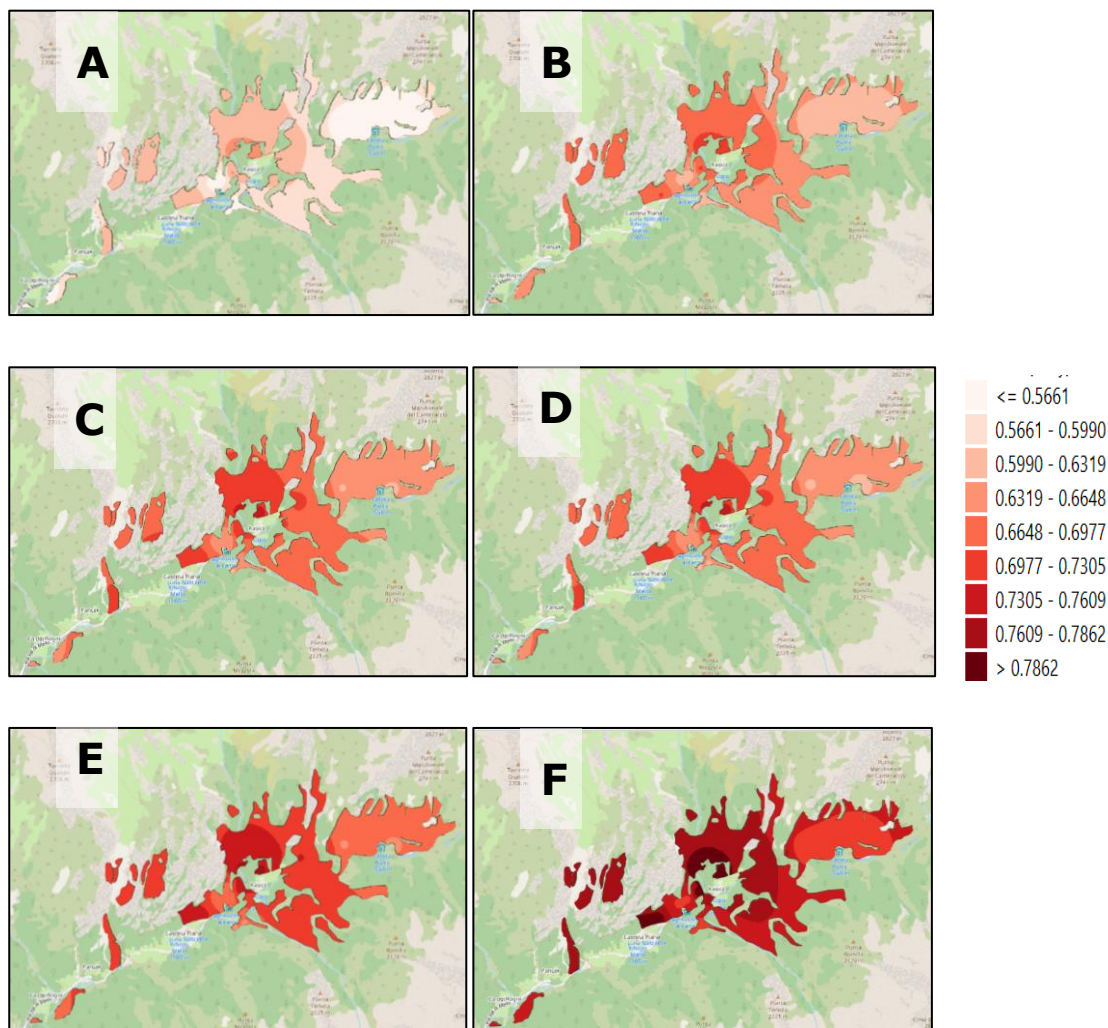


Figura 37. Carta della probabilità di rischio infestazione dell'habitat 9410 per ogni scenario: A) GDD_1991_2020, B) MRI-ESM 1-2-HR, C) MRI-ESM2-0, D) GFDL-ESM4, E) CM6A-LR, F) UKESM1-0-LL.

I risultati mostrano, pertanto, un aumento significativo della probabilità di infestazione nel corso dei prossimi decenni. Tuttavia, essendo questi risultati ottenuti tramite l'applicazione di un modello basato su possibili scenari climatici futuri, è consigliabile l'applicazione di protocolli di rilievo specifici per l'analisi delle popolazioni di bostrico nell'area e della loro fenologia, così da ottenere informazioni specifiche e dettagliate per l'area ed eventualmente definire interventi di lotta ascrivibili alle tipologie "biologica" e/o "integrata".

IMPLICAZIONI:

I risultati mostrano un chiaro aumento del rischio di infestazione da bostrico (*Ips typographus*) nei prossimi decenni, con una probabilità crescente di attacco alle

popolazioni di abete rosso. L'analisi dei vari scenari climatici evidenzia come l'aumento delle somme termiche e le condizioni più siccitose possano favorire la proliferazione dell'insetto, con incrementi significativi nelle probabilità di infestazione a partire dallo scenario GFDL-ESM4 (+12%) fino ad arrivare al più elevato, UKESM1-0-LL (+17%).

Questi risultati suggeriscono le seguenti priorità per la gestione forestale:

1. **Monitoraggio attivo:** È fondamentale implementare un monitoraggio costante della popolazione di bostrico tramite l'utilizzo di trappole a feromoni, specialmente in aree ad alta probabilità di infestazione, per intervenire tempestivamente e ridurre i danni.
2. **Interventi preventivi:** L'adozione di strategie di prevenzione, come la predisposizione di tronchi esca innescati a feromoni da rimuovere prima della conclusione dello sviluppo, e il mantenimento di boschi misti, ad alta vigoria e ridotta biomassa, visto il probabile futuro aumento dei tassi di rischio.
3. **Piani di gestione adattivi:** Considerando che i cambiamenti climatici influenzeranno ulteriormente la distribuzione e la fenologia del bostrico, è necessario sviluppare piani di gestione forestale dinamici, in grado di rispondere alle mutevoli condizioni climatiche e ecologiche.
4. **Ripristino e conservazione:** Per gli habitat a maggiore rischio (come l'habitat 9410 - peccete), si raccomanda di favorire la resilienza del popolamento attraverso tecniche di gestione che minimizzino lo stress biotico e abiotico, favorendo ad esempio popolamenti maggiormente diversificati in termini specifici e strutturali.

Nel lungo periodo, l'approccio dovrà essere multidimensionale, combinando il controllo delle infestazioni con la mitigazione degli effetti climatici, per garantire la stabilità degli ecosistemi forestali e il mantenimento dei servizi ecosistemici.

Analisi dei microhabitat

Quando si affronta il tema della biodiversità e della sua conservazione, spesso ci si focalizza solo sul numero di specie presenti all'interno di un'area. Tuttavia, il concetto di biodiversità è più complesso ed è il risultato di una sovrapposizione di più livelli che possono essere riassunti in tre tipologie diverse ma interconnesse: biodiversità genetica (dato dalla variabilità genetica interspecifica), biodiversità specifica (data dalla quantità di specie presenti) e biodiversità ecosistemica (che riguarda la variabilità di ecosistemi presenti).

Lo studio dei microhabitat è quindi uno strumento cruciale per la valutazione dello stato di conservazione della biodiversità. Ogni specie, che si tratti di insetti, animali o microrganismi, è strettamente connessa a determinati microhabitat, perciò una grande varietà di questi all'interno dello stesso popolamento garantisce un alto tasso di diversità. Inoltre, vista la durata di vita molto contenuta di questi ambienti, una frequenza elevata delle stesse tipologie all'interno del popolamento permette alle specie ad essi associate di spostarsi e trovare velocemente un nuovo luogo idoneo al loro sostentamento.

A tal proposito, è stata applicata la guida al riconoscimento dei microhabitat forestali (Bütler et al., 2020), che descrive 47 diversi microhabitat, classificati in 15 gruppi e 7 tipi (figura 28). Per questo studio sono stati contati solo i tipi presenti in ciascun plot.

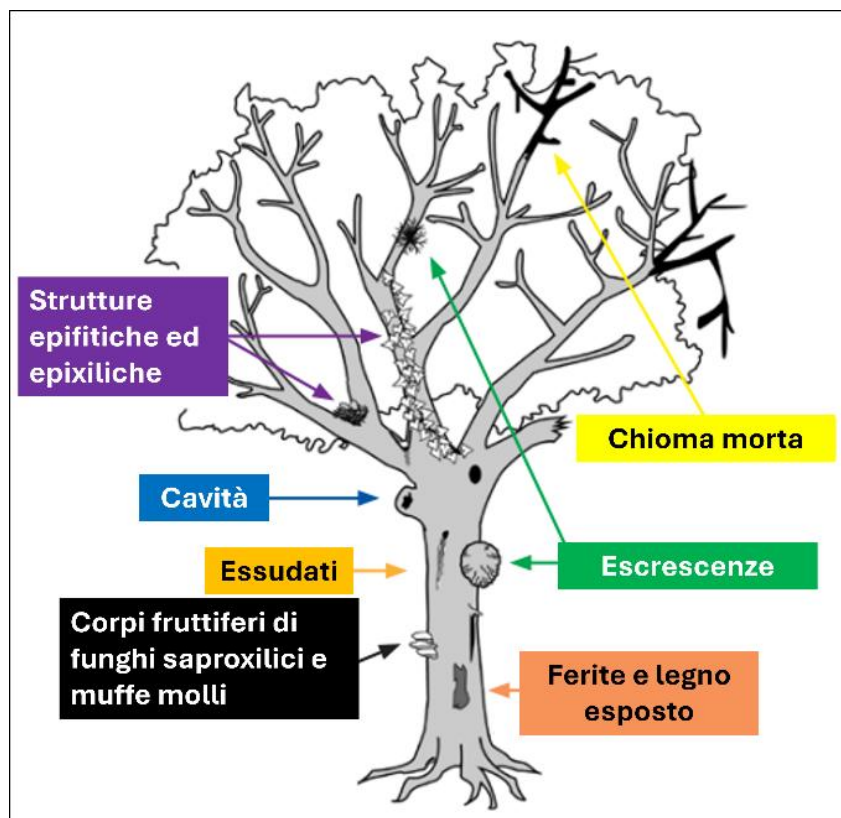


Figura 38. Rappresentazione schematica delle 7 tipologie di microhabitat riscontrabili in un albero.

Di seguito, nella figura 29, vengono riportati i principali risultati dei rilievi.

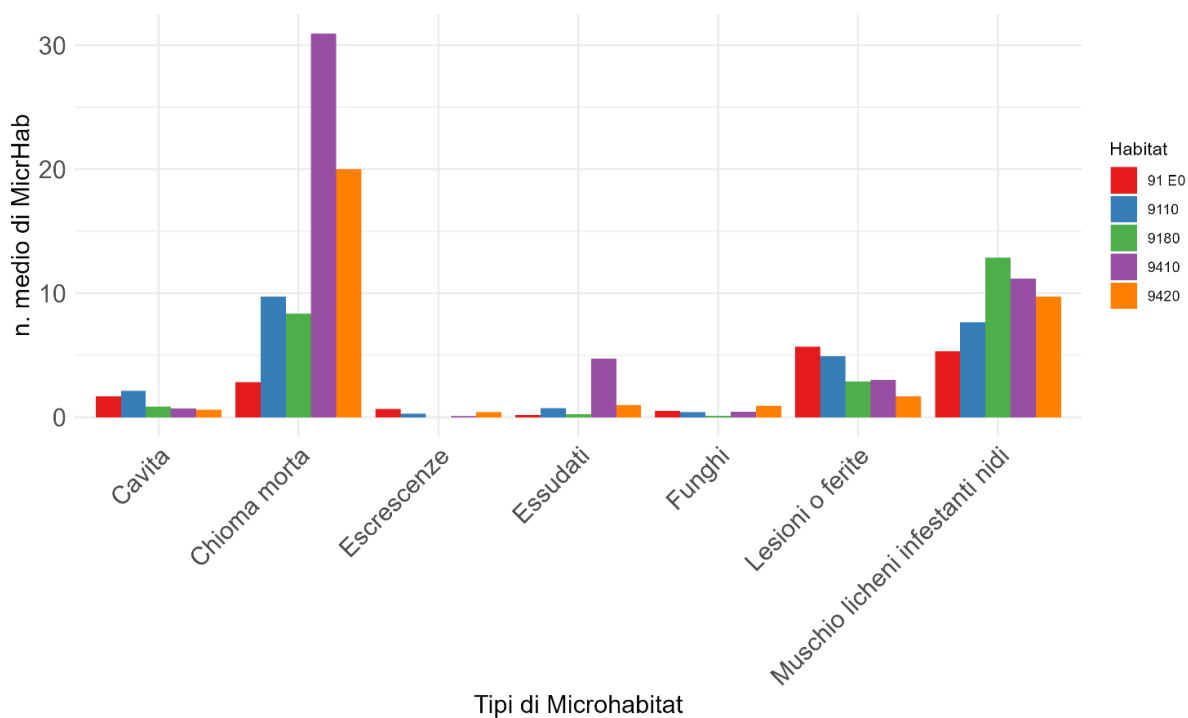


Figura 39. Numero medio di microhabitat, divisi per tipologia, per ogni habitat forestale

Il grafico mostra il numero medio di microhabitat per habitat forestale. Dall'analisi dei dati emerge che il microhabitat con il numero medio più elevato è rappresentato dalla "chioma morta", seguito da "muschio, licheni, infestanti e nidi" e "lesioni o ferite". I microhabitat come "cavità" ed "escrescenze", "essudati" e "funghi" mostrano valori significativamente più bassi, indicando una minore frequenza in questo campione di habitat forestale. In particolare, "chioma morta" e "muschi, licheni, infestanti e nidi" sono fortemente rappresentate in alcuni habitat forestali, mentre altri microhabitat sono meno diffusi, come dimostrato dalla variabilità nei dati.

Questi risultati devono essere tenuti in considerazione al momento della definizione degli interventi selvicolturali, così da evitare di intaccare negativamente habitat in cui siano presenti i microhabitat più rari. Inoltre, la frequenza dei diversi microhabitat per categoria è utile al fine di fornire prescrizioni operative da applicare al momento dell'esecuzione degli interventi, ossia evitare di eliminare individui che presentino uno o più microhabitat di pregio, anche se ricadenti all'interno dell'area di intervento.

IMPLICAZIONI:

I risultati emersi dallo studio dei microhabitat evidenziano una distribuzione variabile e non uniforme dei diversi tipi di microhabitat all'interno degli habitat forestali. La presenza predominante di "chioma morta", "muschi, licheni, infestanti e nidi" è fondamentale per il mantenimento della biodiversità locale, poiché questi microhabitat offrono risorse vitali per numerose specie, in particolare insetti e microrganismi. Al contrario, la minore frequenza di microhabitat come "cavità", "escrescenze", "essudati" e "funghi" suggerisce una scarsità di risorse vitali per altre specie, con un potenziale impatto sulla diversità ecologica.

Le implicazioni per la gestione forestale comprendono:

1. **Pianificazione delle operazioni selvicolturali:** Le pratiche di gestione dovrebbero evitare di danneggiare o rimuovere alberi che contengano microhabitat di valore ecologico, specialmente quelli rari come le "cavità" o le "escrescenze".
2. **Sostegno alla biodiversità attraverso il mantenimento della chioma morta:** La presenza di chiome morte, che rappresenta un microhabitat chiave, dovrebbe essere garantita all'interno di tutti gli habitat forestali così da evitare progressivi impoverimenti durante le operazioni di diradamento o taglio.

3. **Monitoraggio e tutela dei microhabitat rari:** È fondamentale monitorare la presenza di microhabitat rari e tenerne conto nelle strategie di conservazione, assicurandosi che gli interventi selvicolturali non ne riducano la disponibilità.
4. **Interventi mirati per incrementare la variabilità ecologica:** In alcuni habitat, l'introduzione di elementi strutturali che favoriscano la formazione di microhabitat più rari (ad esempio il sottoimpianto di latifoglie in popolamenti di conifere puri) potrebbe aiutare a migliorare la diversità ecologica complessiva, migliorando la resilienza dell'ecosistema forestale.

L'analisi dei microhabitat dovrebbe diventare parte integrante della gestione forestale per garantire la conservazione di tutte le componenti ecologiche, favorendo una biodiversità equilibrata che supporti un ecosistema forestale sano e resiliente.

Flora

In totale sono stati osservati 247 taxa, di cui 241 riconosciuti a livello di specie. L'elenco floristico completo è riportato nell'Allegato I. Specie di particolare rilevanza sono:

- *Botrychium matricariifolium*, specie classificata come Endangered (Magrini et al., 2013), è stato osservato all'interno del rilievo 5A (Fig. 7). È la prima stazione della specie in Val di Mello e una delle poche delle Alpi Lombarde.
- *Huperzia selago* specie classificata come Least Concern (Magrini et al., 2013) osservata nel rilievo 10B.



Figura 40. *Botrychium matricariifolium* (A.Braun ex Döll) W.D.J.Koch osservato per la prima volta in Val di Mello (fotografia di Leonardo Malvezzi; 27 giugno 2024).

All'interno di alcuni rilievi sono state, inoltre, rilevate due specie di orchidee: *Dactylorhiza maculata* (L.) Soò (nei rilievi 1A, 2A, 2B, 3A, 4A, 10B, 30B, 31B, 31C e 44N e *Pseudorchis albida* (L.) Á.Löve & D.Löve (nei rilievi 44N e 47N).

Sono state, infine, osservate specie di elevato interesse conservazionistico, come *Drosera rotundifolia* L. (osservata in corrispondenza di porzioni di habitat 7140 – Torbiere di transizione, vedasi Paragrafo 4.3), e due specie protette dalla legge regionale art. 18 e 23 L.R. 33: *Lilium martagon* L. (rilievi 1A, 39A, 3A, 4A, 5A, 11B) e *Lilium bulbiferum* L. (rilievo 10B).

CARATTERIZZAZIONE DEGLI HABITAT 91E0* E 9180*

Le cluster analysis hanno dato come risultato due dendrogrammi, derivanti dall'analisi binaria e da quella con le coperture (analisi in continuo) (rispettivamente Fig. 8 e Fig. 9), che evidenziano la suddivisione dei boschi in gruppi. Entrambe le cluster analysis, alla prima divisione, hanno escluso dal gruppo principale il rilievo 21A che, a differenza di tutti gli altri, presenta alti valori di copertura di *Populus tremula* e *Laburnum anagyroides*. Essendo un dato singolo non è possibile sviluppare delle considerazioni fitosociologiche approfondite a tal riguardo; in ogni caso le caratteristiche floristiche lo individuano come giovane boscaglia di ricolonizzazione non ascrivibile agli habitat oggetto di indagine.

Le ulteriori suddivisioni si diversificano nelle due cluster analysis effettuate. Il dendrogramma binario distingue due cluster principali: il cluster A, con i rilievi di ambienti umidi (che comprendono, cioè, specie esigenti in termini di umidità, come *Salix caprea* e *Crepis paludosa*), suddiviso ulteriormente in due gruppi B e C, e il cluster D che comprende rilievi con specie presenti in luoghi più asciutti come *Acer platanoides* e *Quercus robur*. Il subcluster B comprende rilievi con dominanza di *Alnus incana* nello strato arboreo, mentre nei rilievi del sottogruppo C la dominanza arborea è di *Acer pseudoplatanus* e *Fraxinus excelsior* e nello strato arbustivo è rilevante *Corylus avellana*. Il dendrogramma continuo invece distingue come gruppi principali E ed F, che corrispondono rispettivamente circa a B e C+D del dendrogramma binario.

Il rilievo 42B viene inserito dal dendrogramma binario nel gruppo B, mentre in quello continuo nel gruppo F. Osservato singolarmente presenta specie arbustive (*Alnus alnobetula*, *Rhododendron ferrugineum*) e bassa copertura arborea, caratteristiche attribuite a una vegetazione di ricolonizzazione legata alla presenza di un torrente che, non essendo una vegetazione prettamente forestale, non è stata indagata oltre.

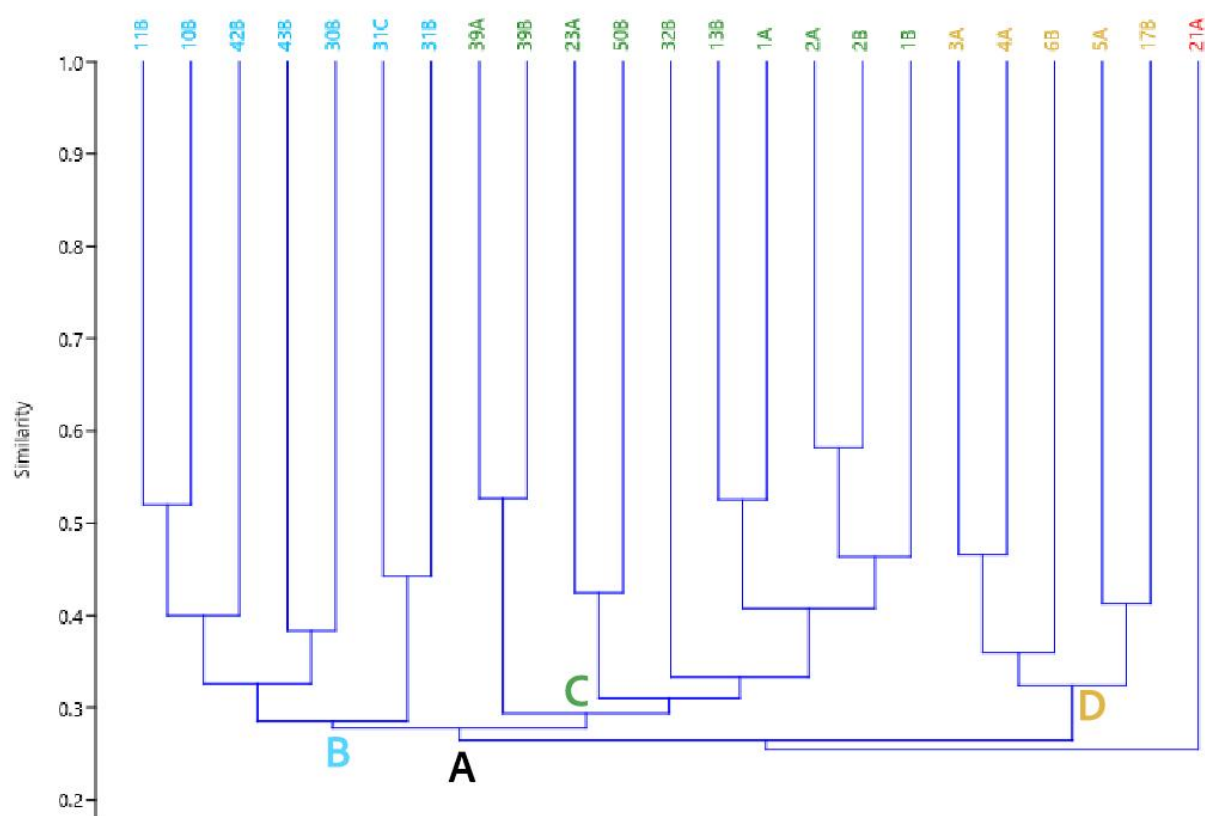


Figura 41. Dendrogramma in binario dei rilievi con suddivisione dei gruppi (cluster) principali.

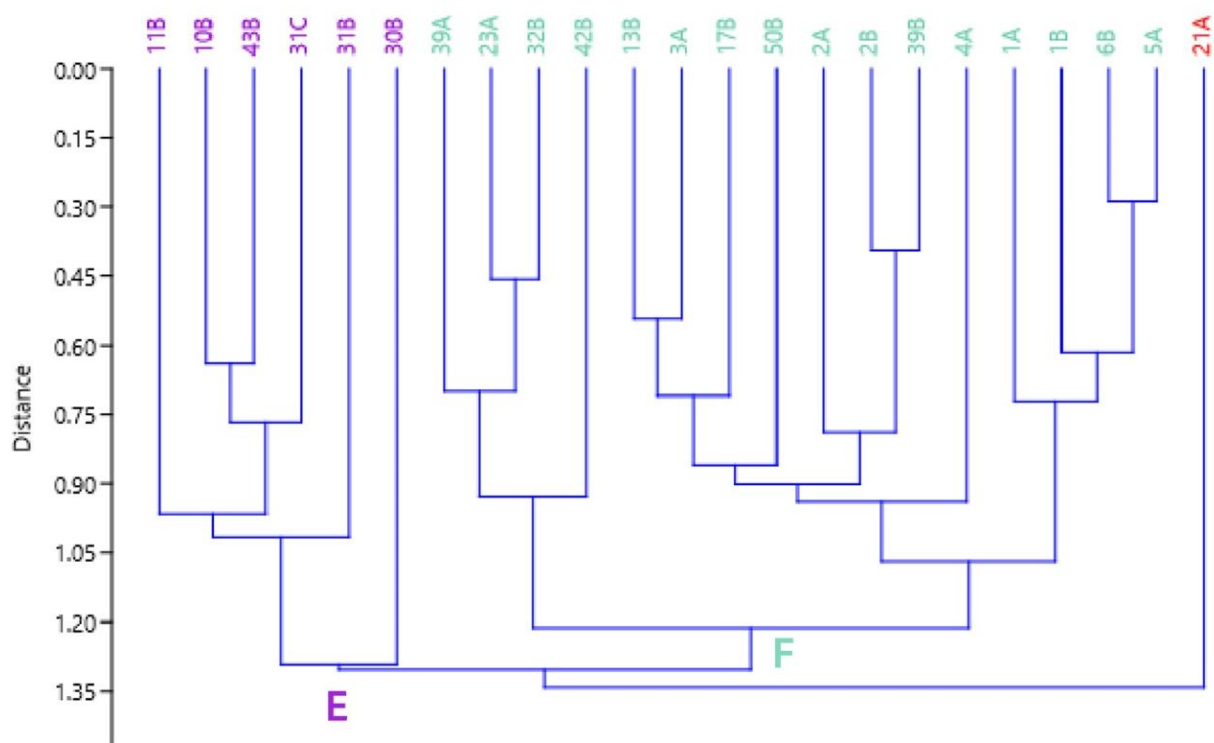


Figura 42. Dendrogramma in continuo dei rilievi con suddivisione dei gruppi (cluster) principali.

I gruppi del dendrogramma binario rispecchiano meglio le categorie vegetazionali riconosciute su campo e che si adattano meglio alla letteratura fitosociologica consultata (MATTM & SBI, 2015; Andreis & Sartori, 2011; Keller et al., 1998; Mucina et al., 1993). Per questo motivo sono stati scelti per l'attribuzione fitosociologica.

La tabella della combinazione specifica caratteristica mostra le principali specie differenziali dei 3 cluster (Tab. 3).

Il gruppo B presenta rilievi con una dominanza arborea di *Alnus incana*, accompagnato da *Acer pseudoplatanus* e in minor quantità da *Fraxinus excelsior*. Ciò che caratterizza il gruppo è la maggior frequenza di specie appartenenti all'alleanza *Alnion incanae* (*Alnus incana*, *Deschampsia cespitosa*, *Stachys sylvatica*) accompagnate *Rubus idaeus*, *Senecio nemorensis*, *Dactylorhiza maculata* e *Veronica urticifolia*.

Il gruppo C presenta una codominanza arborea di *Acer pseudoplatanus* e *Fraxinus excelsior*, con lo strato arbustivo ricco di *Corylus avellana*. Le differenziali del cluster nello strato erbaceo sono *Arenaria serpyllifolia*, *Geum urbanum*, *Glechoma hederacea*.

Il gruppo D ha una vegetazione arborea più eterogenea dei precedenti, con frequenze maggiori si aggiungono infatti anche *Acer platanooides* e *Prunus avium*. Nelle specie differenziali dello strato erbaceo compaiono alcune appartenenti all'ordine dei querceti acidofili *Quercetalia roboris* (*Viola canina*, *Maianthemum bifolium*, *Phyteuma betonicifolium*) oltre a specie appartenenti all'ordine di boschi mesofili di latifoglie *Fagetalia sylvaticae* (*Luzula nivea*, *Lilium martagon*, *Campanula trachelium*).

I gruppi presentano anche un nutrito gruppo di specie comuni, caratterizzanti l'ordine dei boschi mesofili *Fagetalia sylvaticae* (*Dryopteris pseudomas*, *Lamium galeobdolon*, *Brachypodium sylvaticum*, *Phegopteris connectilis*).

Tabella 10. Composizione specifica caratteristica dei cluster del dendrogramma binario.

Cluster	B	C	D
Numero di rilievi	6	10	5
<i>Acer pseudoplatanus</i>	100	90	100
<i>Geranium robertianum</i>	83	100	100
<i>Oxalis acetosella</i>	100	100	80
<i>Dryopteris pseudomas subsp. pseudomas</i>	83	90	100
<i>Lamium galeobdolon</i>	100	90	80
<i>Fragaria vesca subsp. vesca</i>	83	80	100
<i>Fraxinus excelsior subsp. excelsior</i>	50	90	100
<i>Dryopteris filix-mas</i>	67	80	80

<i>Chaerophyllum villarsii</i>	83	50	80
<i>Brachypodium sylvaticum</i> subsp. <i>sylvaticum</i>	67	80	60
<i>Rubus caesius</i>	67	70	60
<i>Phegopteris connectilis</i>	83	50	60
<i>Hieracium gr murorum</i>	50	50	80
<i>Laburnum anagyroides</i> subsp. <i>anagyroides</i>	50	50	60
<i>Corylus avellana</i>	.	90	100
<i>Arabidopsis halleri</i>	.	80	60
<i>Polypodium vulgare</i>	.	60	80
<i>Aegopodium podagraria</i>	.	70	60
<i>Veronica chamaedrys</i>	.	50	60
<i>Salvia glutinosa</i>	.	60	40
<i>Knautia maxima</i>	.	50	40
<i>Impatiens noli-tangere</i>	50	50	.
<i>Prenanthes purpurea</i>	67	50	.
<i>Galeopsis pubescens</i>	67	60	.
<i>Silene dioica</i>	67	70	.
<i>Picea abies</i>	67	80	40
<i>Poa nemoralis</i>	100	60	40
<i>Athyrium filix-femina</i>	83	90	.
<i>Achillea millefolium</i>	67	.	60
<i>Dactylis glomerata</i>	67	.	60
<i>Molopospermum peloponnesiacum</i>	50	.	60
<i>Silene vulgaris</i>	50	.	60
<i>Cytisus scoparius</i> subsp. <i>scoparius</i>	50	.	40
<i>Betula pendula</i>	33	.	40
<i>Arenaria serpyllifolia</i> subsp. <i>serpyllifolia</i>	67	90	.
<i>Urtica dioica</i>	50	90	.
<i>Geum urbanum</i>	.	70	.
<i>Glechoma hederacea</i>	.	60	.
<i>Galium aparine</i>	.	40	.
<i>Myosotis arvensis</i> subsp. <i>arvensis</i>	.	40	.
<i>Populus tremula</i>	.	30	.
<i>Asplenium trichomanes</i>	.	.	100
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i>	.	40	100
<i>Luzula nivea</i>	50	60	100
<i>Viola canina</i>	.	60	100
<i>Thalictrum aquilegiifolium</i> subsp. <i>aquilegiifolium</i>	50	.	80
<i>Festuca heterophylla</i>	50	.	80
<i>Prunus avium</i>	33	.	80
<i>Carex ornithopoda</i>	.	.	60
<i>Lilium martagon</i>	.	.	60
<i>Maianthemum bifolium</i>	.	.	60
<i>Phyteuma betonicifolium</i>	.	.	60

<i>Campanula trachelium</i> subsp. <i>trachelium</i>	.	.	60
<i>Veronica officinalis</i>	.	.	60
<i>Acer platanoides</i>	.	.	60
<i>Carex pairae</i>	.	.	60
<i>Cruciata laevipes</i>	.	.	60
<i>Trifolium pratense</i>	.	.	60
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	.	.	40
<i>Geranium phaeum</i>	.	.	40
<i>Sedum album</i>	.	.	40
<i>Bistorta officinalis</i>	.	.	40
<i>Rumex arifolius</i>	.	.	40
<i>Alnus incana</i>	100	50	.
<i>Rubus idaeus</i> subsp. <i>idaeus</i>	100	40	.
<i>Senecio nemorensis</i> subsp. <i>glabratus</i>	83	50	.
<i>Deschampsia cespitosa</i>	83	40	.
<i>Dactylorhiza maculata</i>	67	.	.
<i>Veronica urticifolia</i>	67	.	.
<i>Stachys sylvatica</i>	67	.	.
<i>Angelica sylvestris</i> subsp. <i>sylvestris</i>	67	.	.
<i>Rumex scutatus</i>	67	.	.
<i>Epilobium montanum</i>	50	.	.
<i>Phyteuma scheuchzeri</i>	50	.	.
<i>Ranunculus repens</i>	50	.	.
<i>Viola biflora</i>	50	.	.
<i>Salix caprea</i>	50	.	.
<i>Heracleum sphondylium</i>	50	.	.
<i>Melica nutans</i>	50	.	.
<i>Berberis vulgaris</i>	33	.	.
<i>Crepis paludosa</i>	33	.	.
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	33	.	.

ATTRIBUZIONE FITOSOCIOLOGICA

I rilievi appartenenti al cluster B del dendrogramma binario sono attribuibili senza particolare difficoltà all'habitat 91E0*. Esso nell'area di studio si presenta altamente frammentato lungo i corsi d'acqua nelle aree meno percorse dai sentieri e più difficilmente raggiungibili, mentre è mancante sulle sponde del torrente Mello dove il suolo è utilizzato per sfalcio e pascolo. Anche dove è presente, l'habitat non si rinviene su superfici estese a causa del suo stretto legame con i torrenti. Allontanandosi da essi viene infatti sostituito da altre tipologie forestali. Al cluster viene riconosciuta l'attribuzione all'alleanza *Alnion incanae* Pawłowski in Pawłowski, Sokołowski & Wallisch

1928. Essendo i rilievi tutti all'interno del piano montano, il gruppo è attribuibile all'associazione *Aceri-Alnetum incanae* Beger 1922 (Sburlino et al., 2012).

I rilievi del cluster C del dendrogramma binario, invece, sono attribuiti all'habitat 9180* che, in Val di Mello, si presenta con una distribuzione principale a circa 1000m s.l.m. e con altre piccole aree umide e inforrate che si compenetrano nelle peccete. È povero della sua flora tipica, probabilmente per uno sfruttamento eccessivo nel passato e per disturbo creato da fenomeni gravitativi oltre che per la spesso ridotta estensione. In particolare, il tiglio (*Tilia platyphyllos*), considerato specie arborea guida per l'habitat, è stato trovato una sola volta con pochi individui (rilievo 50B) e si presenta generalmente sporadico su tutto il territorio della riserva.

I rilievi, presentano con frequenza non alta specie tipiche dell'alleanza *Tilio Platyphylli-Acerion pseudoplatani* Klika 1955 come *Actaea spicata*, *Aruncus dioicus*, *Salvia glutinosa* e *Mycelis muralis*. A causa della povertà floristica l'attribuzione all'associazione è stata difficoltosa, ma è possibile attribuire le cenosi di questo cluster all'associazione *Arunco-Aceretum* Moor 1952, riconosciuto in Lombardia già in Andreis & Sartori (2011).

Il cluster D del dendrogramma binario presenta invece un nucleo unico sul versante esposto a sud caratterizzato da abbondante presenza del nocciolo, che è talvolta dominante. La presenza di vecchi terrazzamenti e la prossimità ai pascoli indicano che l'area è di recente abbandono per cui il bosco è ancora in fase di ricolonizzazione. Dal punto di vista floristico la compresenza di specie tipiche delle classi *Fagetalia sylvaticae* e *Quercetalia roboris* impediscono una definizione fitosociologica del cluster, che risulterà più definita quando l'evoluzione del bosco raggiungerà un punto più stabile.

CONFRONTO CON LA CARTA DEGLI HABITAT

Confrontando i rilievi e gli habitat a loro attribuiti e la già esistente carta degli habitat della Riserva Naturale Val di Mello (Regione Lombardia, 2022), si notano alcune incongruenze che portano a raccomandare un aggiornamento della stessa (Fig. 10):

- i rilievi del cluster D sono posizionati in un'area riconosciuta come habitat 9180*; in questo studio tale habitat non è stato loro attribuito, nonostante che se ne riconosca una potenzialità futura
- alcuni rilievi attribuiti in questo studio all'habitat 9180* si presentano in poligoni senza assegnazione di habitat (50B, 13B), in un poligono assegnato a vegetazione erbacea (32A), in un poligono ascritto all'habitat 9410 (23A),

probabilmente a causa della piccola area coperta dal *Tilio-Acerion* rispetto a quella della foresta di conifere in cui è incluso

- i rilievi 11B e 10B attribuiti qui all'habitat 91E0* vengono associati nella carta ad altri habitat, probabilmente per la frammentarietà intrinseca delle foreste di *Alnion incanae* che, in certe aree porta ad una definizione cartografica puntiforme o lineare
- i rilievi 1A, 1B, 2A, 2B essendo all'esterno della Riserva risultano fuori dai confini della carta degli habitat

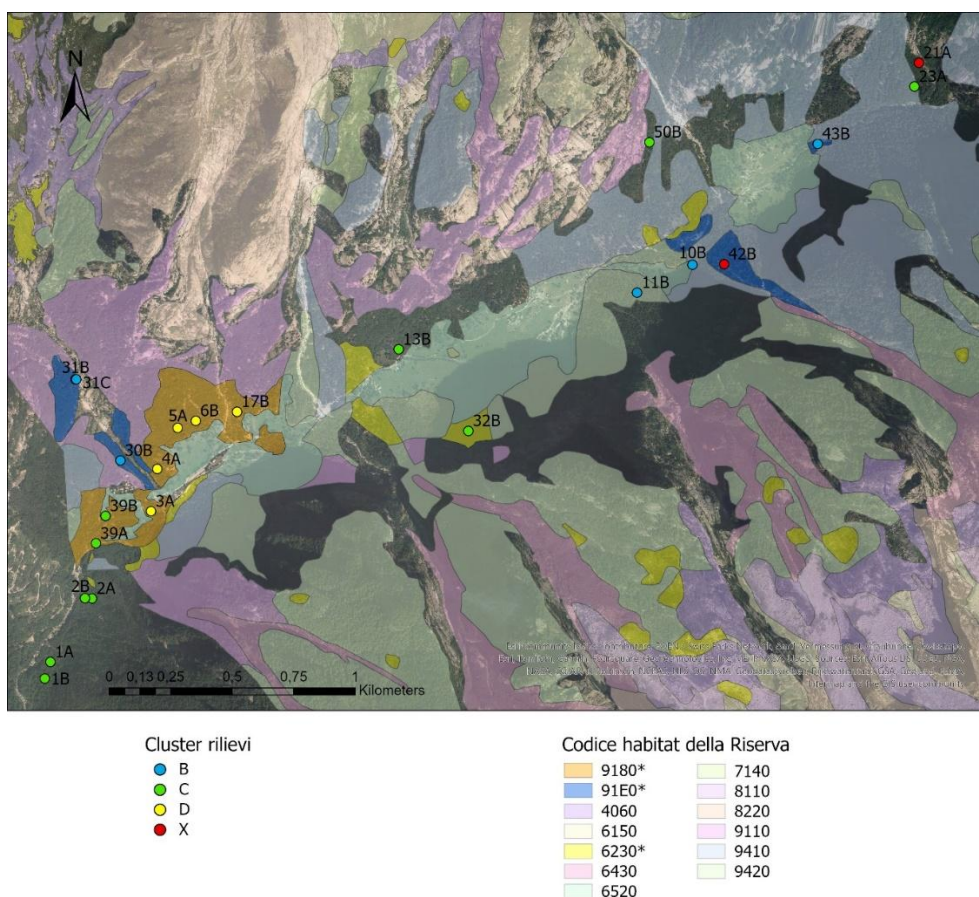


Figura 43. Distribuzione dei rilievi suddivisi in base ai cluster del dendrogramma binario sulla carta degli habitat della Riserva Naturale Val di Mello.

SCHEMA SINTASSONOMICO

Quercus roboris-Fagetea sylvaticae Br.-Bl. et Vlieger in Vlieger 1937

Fagetalia sylvaticae Pawłowski in Pawłowski, Sokołowski et Wallisch 1928

Alnion incanae Pawłowski in Pawłowski, Sokołowski et Wallisch 1928

Aceri-Alnetum incanae Beger 1922

Tilio platyphylli-Acerion pseudoplatani Klika 1955

Arunco-Aceretum Moor 1952

Quercetalia roboris Tüxen 1931

HABITAT 6230*

TIPOLOGIE DI VEGETAZIONE

La cluster analysis eseguita sulla matrice binaria secondo l'indice di Jaccard inserendo i dati dei 32 rilievi, considerando il ramo che comprende i rilievi relativi alla vegetazione di pascolo, evidenzia una suddivisione in due cluster: N1 e N2 (Fig. 11).

Il cluster N1 comprende quasi esclusivamente rilievi eseguiti a quota inferiore, compresa approssimativamente tra 1580 e 1700m slm (fatta eccezione per il rilievo 41N). Questi rilievi si distinguono soprattutto per l'assenza delle specie che caratterizzano il cluster N2, e mostrano una maggiore diffusione di specie legate a nardeti del piano montano, quali *Agrostis capillaris* e *Potentilla erecta*.

Nel cluster N1 il rilievo 45N risulta su un ramo isolato. È possibile che questo sia in parte dovuto alla presenza di alcune specie che non compaiono in nessuno degli altri rilievi. Questa esclusione non trova un riscontro nel dendrogramma continuo, e i dati di questo rilievo risultano complessivamente in linea con quelli degli altri rilievi del cluster N1.

Sono inclusi nel cluster N2 i rilievi che sono stati eseguiti alle altitudini maggiori (approssimativamente tra 1980 e 2070 m slm: 47N; 48N; 49N), caratterizzati dalla presenza di specie tipiche dei nardeti del piano subalpino, come *Gentiana acaulis*, *Geum montanum*, *Scorzoneroidea helvetica* e *Homogyne alpina*.

Per quanto riguarda il cluster N2, si nota che le analisi hanno escluso il rilievo 47M, il quale è posizionato su ramo separato. Questa esclusione è evidenziata maggiormente nel dendrogramma continuo, poiché quest'ultimo tiene conto della copertura (e non solo della presenza/assenza) delle specie arbustive di ricolonizzazione, in particolare di

Juniperus communis, *Rhododendron ferrugineum*, e delle specie del genere *Vaccinium* (e anche dell'assenza del nardo).

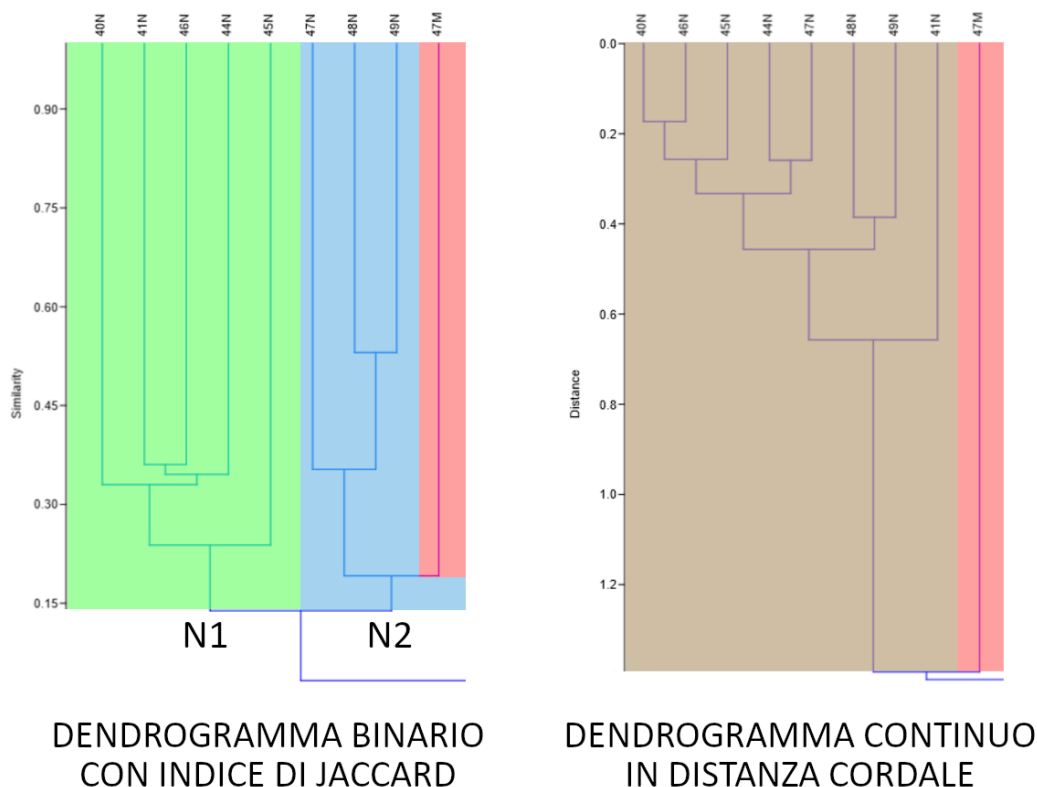


Figura 44 La figura mostra, a partire dai dendrogrammi ottenuti attraverso le cluster analysis eseguite utilizzando i dati dei 32 rilievi, il ramo relativo alla vegetazione di pascolo.

INQUADRAMENTO FITOSOCIOLOGICO

La quantità di dati raccolta attraverso i rilievi non permette di eseguire un'attribuzione fitosociologica accurata, per questo scopo sarebbe necessaria un'indagine più approfondita.

I gruppi distinti dalla cluster analysis eseguita sulla matrice binaria risultano più informativi per trarre delle considerazioni sull'inquadramento fitosociologico della vegetazione dei nardeti, e sono stati presi maggiormente in considerazione per operare un confronto con la letteratura (Keller et al., 1998; Mucina et al., 1993; Prodromo della Vegetazione Italiana; Bonari et al. 2023).

Le nostre analisi portano a riconoscere i rilievi del cluster N2 (47N; 48N; 49N; eseguiti ad altitudine maggiore) come attribuibili all'associazione *Geo montani-Nardetum* Lüdi 1948 nom. mut., vista la presenza di diverse specie tipiche dell'associazione, come *Festuca rubra* s.l., *Agrostis capillaris*, *Geum montanum* e *Gentiana acaulis*. In tutti i

rilevi è anche presente una delle specie differenziali dell'associazione: *Homogyne alpina*.

Per il cluster N1 (rilevi 40N; 41N; 46N; 45N; 44N) l'attribuzione fitosociologica risulta più incerta.

Pur presentando alcune specie che lo accomunano al cluster N2, la mancanza di alcune specie caratteristiche dell'associazione *Geo montani-Nardetum* Lüdi 1948 nom. mut., come *Geum montanum* e *Gentiana acaulis*, e anche di *Homogyne alpina* (specie differenziale dell'associazione), impedisce di definire con sufficiente affidabilità la fitosociologia del cluster N1 al livello di associazione.

Per quanto riguarda il livello di alleanza, i risultati delle nostre analisi portano a riconoscerlo come attribuibile al *Nardion strictae* Br.-Bl. 1926 em. Oberd. 1949, data la presenza di diverse specie tipiche dell'alleanza (*Carex pallescens*, *Pilosella lactucella* subsp. *lactucella*, *Pilosella officinarum*, *Trifolium pratense*) e di *Phyteuma betonicifolium*, specie differenziale dell'alleanza.

STATO DI CONSERVAZIONE

Nella Tabella 4 sono elencate le specie presenti nei rilevamenti in questione che, secondo la definizione riportata nel calcolo degli indici, risultano significative per la conservazione (nella LR n. 10/2008 si distinguono specie floristiche protette in modo rigoroso (C1) e specie a raccolta regolamentata (C2)).

Tabella 11 Specie che ricadono almeno in una delle seguenti liste: Allegato II e IV della Direttiva Habitat, Lista Rossa delle piante vascolari minacciate in Italia (Orsenigo et al. 2021) o lista delle piante protette a livello regionale (LR n. 10/2008 aggiornata al DGR 8/11102).

Specie	Allegato II Direttiva Habitat	Allegato IV Diretta Habitat	Orsenigo et al. 2021	Legge Regionale n. 10/2008
<i>Arnica montana</i> L. subsp. <i>Montana</i>				X (C2)

<i>Daphne striata</i> Tratt.				X (C1)
<i>Dryopteris pseudomas</i> (Woll.) Holub & Pouzar subsp. <i>Pseudomas</i>				X (C1) indicata come <i>Dryopteris affinis</i> (Lowe) Fraser-Jenk. subsp. <i>affinis</i>
<i>Festuca scabriculumis</i> (Hack.) K.Richt.			X	
<i>Rhododendron ferrugineum</i> L.				X (C2)
<i>Sempervivum montanum</i> L.				X (C1)

Le specie tipiche e le specie *early warning* prese in considerazione per il calcolo degli indici (Tab. 3 in Dalle Fratte & Cerabolini 2023) e i valori soglia per la valutazione dello stato di conservazione dell'habitat (Tab. 4 in Dalle Fratte & Cerabolini 2023) sono relative ai nardeti appartenenti sottotipo di habitat 6230*-C, corrispondente all'associazione *Geo montani-Nardetum* (per quanto riguarda l'attribuzione fitosociologica si rimanda al paragrafo 4). Nonostante ciò, questi indici sono stati calcolati per tutti i rilievi fitosociologici in esame.

Sono riportate in appendice le tabelle che indicano le specie tipiche e le specie *early warning* presenti nei rilievi.

I risultati del calcolo degli indici dello stato di conservazione per i rilievi dell'habitat 6230* sono riuniti nella tabella seguente (Tab. 5). In Tabella 6 è, invece, possibile

osservare le categorie dello stato di conservazione dei nardeti associate al calcolo degli indici citati.

Tabella 12 Risultato del calcolo degli indici per la stima dello stato di conservazione dell'habitat 6230*.

CODICE IDENTIFICATIVO DEL RILIEVO		40N	46N	45N	44N	47N	48N	49N	41N	47M
INDICI DI STRUTTURA	Copertura totale (%)	106	115	84	116	129	145	122	151	128
	Ricchezza floristica (n)	27	17	24	21	25	22	26	19	8
	Dominanza delle specie tipiche (%)	71,7	61,7	49,0	52,2	58,6	69,3	52,5	47,7	0,1
INDICI DI FUNZIONE	Frequenza delle specie tipiche (%)	22,6	10,7	16,7	6,9	40,0	48,0	35,5	21,7	7,1
	Specie <i>early warning</i> (n)	2	1	1	1	2	0	1	1	0
	Specie di interesse conservazionistico (n)	3	1	2	2	3	1	2	0	2
INDICI DELLE PROSPETTIVE FUTURE	Ricolonizzazione arbustiva (%)	5,2	5,3	11,9	6,9	17,1	0,1	0,0	0,0	94,1
	Eutrofizzazione (%)	0,5	5,7	7,3	1,4	0,4	3,8	9,4	3,3	0,4
	Degradazione floristica (%)	70	70	40	60	60	85	45	70	-

L'avanzamento degli arbusti può costituire una minaccia per l'estensione dell'habitat. In particolare, questa problematica è stata riscontrata in Val di Zocca (lungo il sentiero principale per raggiungere il rifugio Allievi, nella zona dopo pascolo equino oltre il lariceto) (Fig. 12), ed è testimoniata dall'indice di ricolonizzazione arbustiva per il rilievo

47M, dove peraltro il nardo risulta assente. Questo rilievo è stato realizzato a pochi metri di distanza dal 47N, e rientra nell'area che nella Carta degli Habitat è indicata come 6230*. Per mantenere l'estensione dell'habitat 6230* sarebbe opportuno eseguire interventi localizzati di rimozione della componente arbustiva ad alta copertura.



Figura 45 Ricolonizzazione arbustiva dei nardeti in alta Val di Zocca, fotografia di Barbara Valle.

Tabella 13 Categorie dello stato di conservazione dei nardeti associate al calcolo degli indici.

CODICE IDENTIFICATIVO DEL RILIEVO		40N	46N	45N	44N	47N	48N	49N	41N	47M
INDICI DI STRUTTURA	Copertura totale (%)	U1	U1	U2	U1	FV	FV	U1	FV	FV
	Ricchezza floristica (n)	U1	U2	U2	U2	U2	U2	U2	U2	U2
	Dominanza delle specie tipiche (%)	U1	U1	U2	U2	U2	U1	U2	U2	U1
INDICI DI	Frequenza delle specie tipiche (%)	U2	U2	U2	U2	U2	U2	U2	U2	U2

FUNZIONE	Specie <i>early warning</i> (n)	FV	U1	U1	U1	FV	U2	U1	U1	U2
	Specie di interesse conservazionistico (n)	FV	U2	U1	U1	FV	U2	U1	U2	U1
INDICI DELLE PROSPETTIVE FUTURE	Ricolonizzazione arbustiva (%)	U1	U1	U2	U1	U2	FV	FV	FV	U2
	Eutrofizzazione (%)	FV	U1	U1	U1	FV	U1	U1	FV	FV
	Degradazione floristica (%)	U1	U1	FV	FV	FV	U1	FV	U1	-

I valori evidenziati possono essere confrontati con quelli riportati da Dalle Fratte e Cerabolini (2023) facendo riferimento al sottotipo dell'habitat indicato come C nella pubblicazione, il più aderente alla composizione floristica osservata (a sua volta coincidente con il sottotipo D nella revisione degli habitat per il Nord Italia. (vedasi Paragrafo 4). I valori risultano complessivamente coerenti per copertura media, presenza di specie significative per la conservazione, mentre la ricchezza floristica e la dominanza delle specie tipiche appaiono inferiori. Lo stato e eutrofizzazione appare più favorevole di quanto indicato dagli autori. Nel complesso quindi (eccettuate alcune situazioni come quella citata di Casera Zocca, non rilevata) lo stato di conservazione appare discreto, anche se la ricchezza di specie si pone sempre come criticità nella definizione stessa dell'habitat.

Rilevamento muschi in allegato ii della direttiva habitat

ORTHOTRICHUM ROGERI *brid.*

Partendo dai dati forniti da Guido Brusa, dei 28 siti precedentemente segnalati che confluiranno nel V report, in data 31 luglio 2024, ne sono stati ritrovati 25 (Allegato III e Fig. 14).

In particolare, mancano le conferme per i punti OR001_01_O (su pioppo tremolo), OR001_01_P (su salicone), OR001_01_Q (su salicone): in tutti e tre i casi non è stato possibile ritrovare l'albero segnalato e, di conseguenza, anche il pulvino che ospitava. Nel caso del sito OR001_01_O la causa del mancato ritrovamento potrebbe essere la caduta dell'albero (pioppo tremolo), mentre i pulvini OR001_01_P e OR001_01_Q crescevano su due piante di salicone in un contesto ormai molto deturpato dai rovi, che probabilmente hanno soffocato o reso irraggiungibile gli alberi sui quali cresceva il muschio.

Essendo *O. rogeri* Brid. specie poco gregaria, a ogni sito corrisponde un solo pulvino (Fig. 13). Nelle Figure 17, 18, 19 e 20 vengono riportate le foto di alcuni dei siti rilevati.



Figura 46 Foto del pulvino OR001_01_AE di *Orthotrichum rogeri* (Foto Barbara Valle).

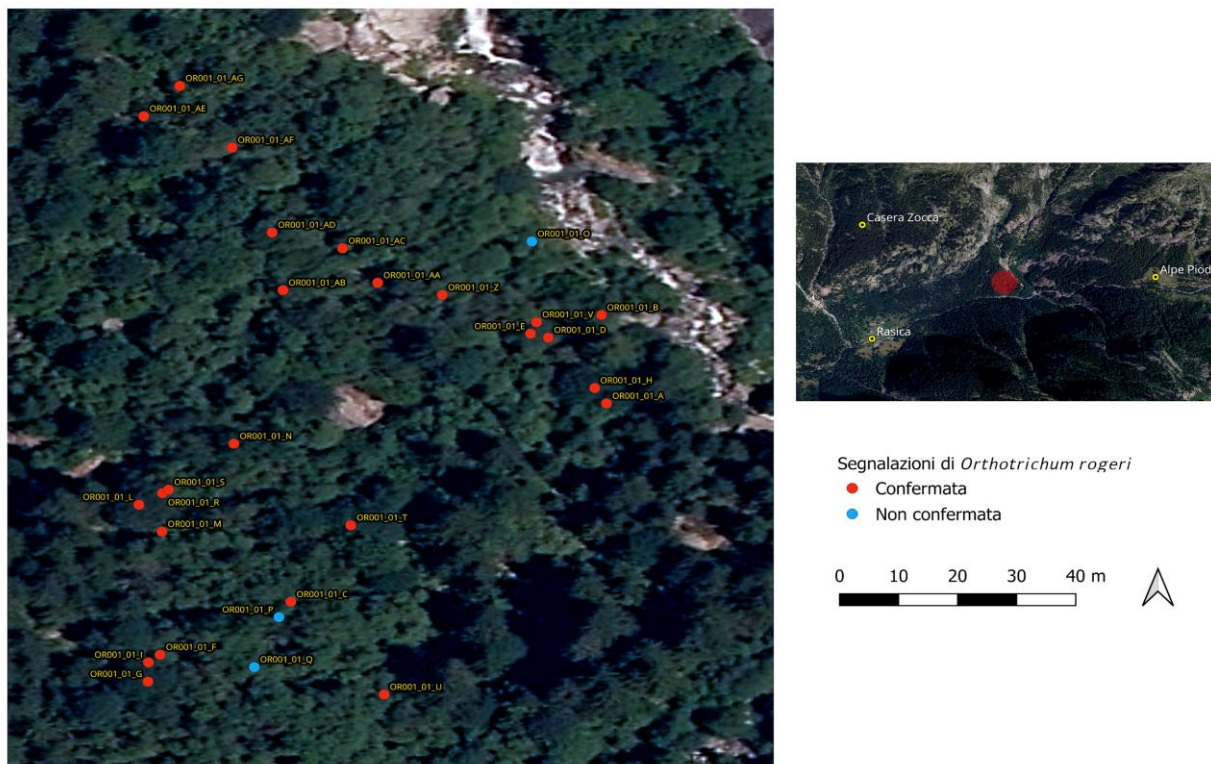


Figura 47 Siti di *Orthotrichum rogeri* nel Parco.

In generale, sembra che per ora questa specie non sia a rischio di rarefazione o scomparsa nell'area indagata e questo sembra confermare i suoi trend positivi in Europa (Brusa & Raimondi 2020). Tuttavia, essendo selettiva nella scelta della pianta su cui crescere e prediligendo solitamente saliconi in boscaglie giovani e aperte, un rischio localizzato per alcuni di questi pulvini è costituito dal locale soffocamento delle piante dovuto allo sviluppo dei rovi.

***BUXBAUMIA VIRIDIS* (Lam. & DC) Moug. & Nestl.,**

Partendo dai dati forniti da Guido Brusa, in data 30-31 luglio 2024 sono stati ritrovati tutti e cinque i siti precedentemente segnalati che confluiranno nel V report. In aggiunta, si segnalano due nuove stazioni della specie per il parco (BV_VII.24_1 su tronco e BV_VII.24_2 su ceppaia (Allegato III); la collocazione dei siti viene riportata in Fig. 16. In questo caso, essendo *B. viridis* (Lam. & DC) Moug. & Nestl. specie gregaria, all'interno di ogni sito è possibile individuare sempre molti esemplari.

Gli stadi giovanili (protonema) e le gemmule della specie vengono mostrati in Fig. 15, mentre nelle Figure 21, 22, 23, 24, 25, 26 e 27 vengono riportate le foto di alcuni dei siti campionati.



Figura 48 *Protonema e gemmule di Buxbaumia viridis del sito BV012_02 (Foto Barbara Valle).*

Lo stato di conservazione di *B. viridis* all'interno della Riserva sembra buono, nonostante sono ancora pochi i siti individuati. La sua presenza indica il mantenimento di peccete in buono stato di conservazione, con adeguata umidità e quantità di legno morto al suolo (crescendo esclusivamente a livello del suolo, su tronchi e ceppaie)

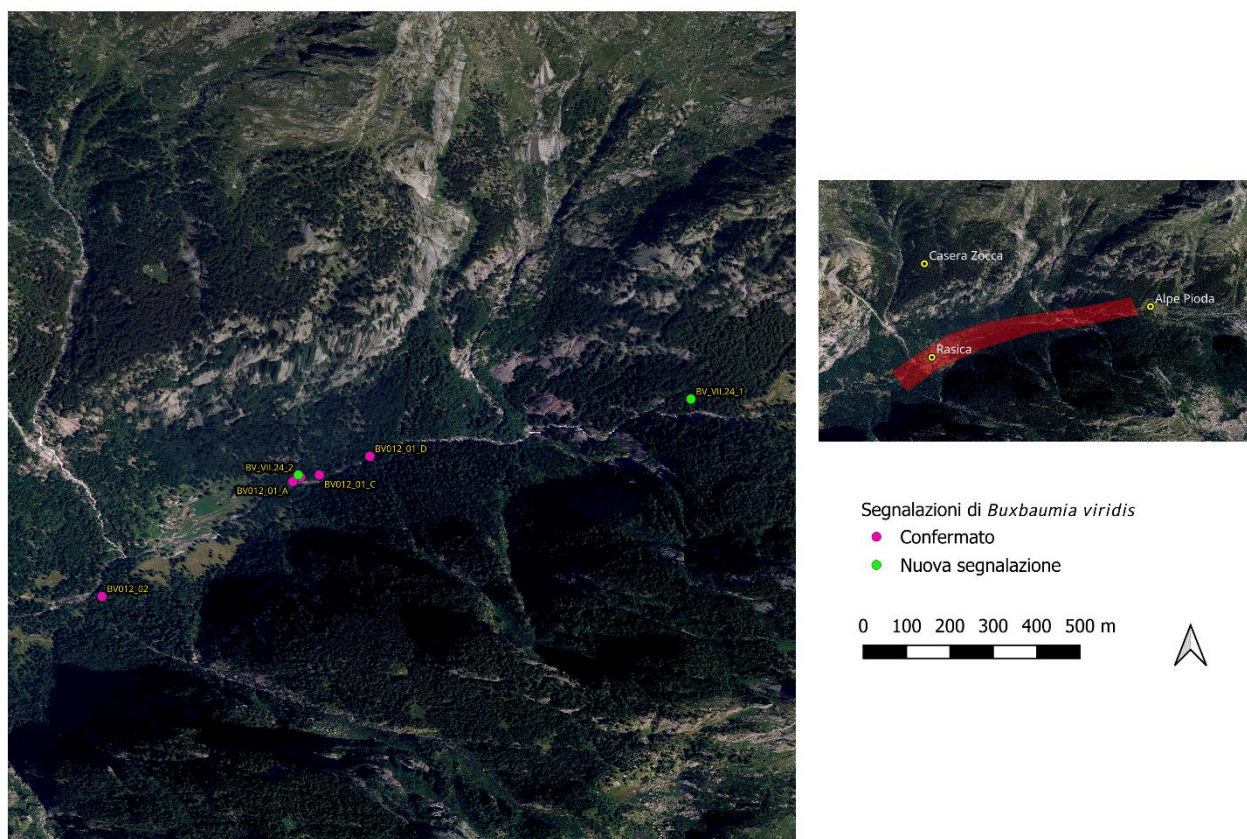


Figura 49 *Siti di Buxbaumia viridis nell'area del Parco.*

Tuttavia, una minaccia che rischia di danneggiare questa specie nella Riserva sono i lavori di taglio e rarefazione della pecceta (che porta a ridurre l'umidità e le condizioni di ombra al suolo), nonché la rimozione del legno morto. In vista degli interventi forestali previsti per l'area, sarà necessario pianificare adeguatamente le zone che dovranno essere soggette al taglio; sicuramente, le aree più importanti per questa specie sono quelle che presentano elevata umidità e lunga persistenza di legno morto al suolo, che spesso si localizzano nei pressi delle forre e dei torrenti.

Foto dei siti documentati

Orthotrichum rogeri (solo alcuni siti sono stati documentati fotograficamente)



Figura 50 OR001_01_D/E/V (albero tripartito alla base). Foto di Barbara Valle.



Figura 51 OR001_01_T (albero tripartito). Foto di Barbara Valle.



Figura 52 OR001_01_Z (albero spezzato). Foto di Barbara Valle.



Figura 53 *OR001_01_AE. Foto di Barbara Valle.*

BUXBAUMIA VIRIDIS



Figura 54 BV012_02 su tronco. Foto Barbara di Valle.



Figura 55 BV012_02 su ceppaia. Foto di Barbara Valle.



Figura 56 BV012_01_D. Foto di Barbara Valle.



Figura 57 BV012_01_C. Foto di Barbara Valle.



Figura 58 BV012_01_B. Foto di Barbara Valle.

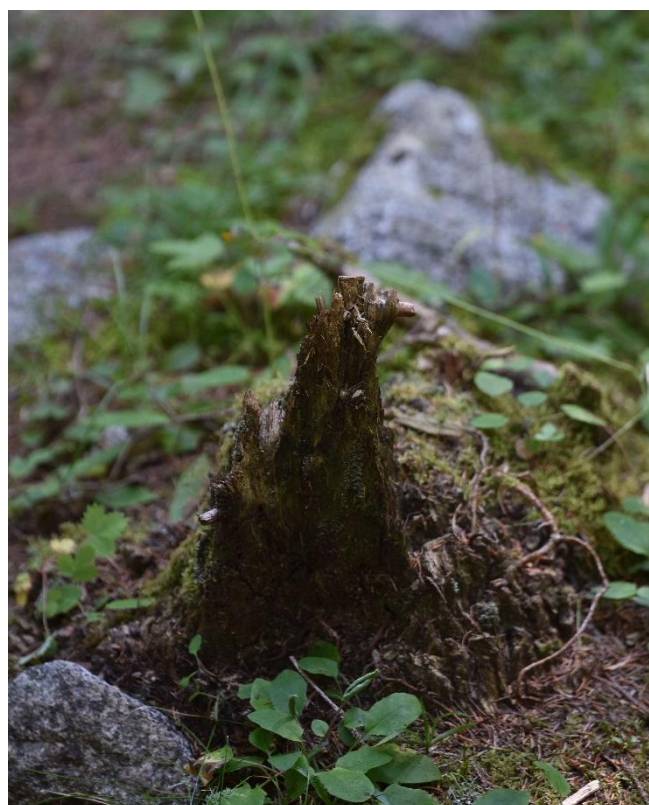


Figura 59 BV_VII.24_2 – SITO NUOVO. Foto di Barbara Valle.



Figura 60 BV_VII.24_1 – SITO NUOVO. Foto di Barbara Valle.

Rettili

Non è confermata la presenza di *Z. vivipara* nell'area di studio e, anche se accertata, la presenza di *V. berus* è legata a una singola osservazione a fronte di diverse giornate di ricerca sul campo, quindi probabilmente con una popolazione molto esigua. Osservazioni dirette durante le sessioni di monitoraggio hanno accertato la presenza di tutte le altre specie di rettili in checklist (*Zamenis longissimus*, *Coronella austriaca*, *Natrix helvetica*, *Vipera aspis*, *Podarcis muralis*) che erano anche state segnalate da abitanti e proprietari di baite nella Riserva. Purtroppo, la scarsità di dati raccolti a causa dell'elusività delle specie in oggetto non ci dà la possibilità di fare delle analisi quantitative solide (e.g. stime di abbondanza) ma la conferma della loro presenza, soprattutto delle specie in all.II e IV della dir.habitat, è un importante dato che dà valore agli ecosistemi della Riserva.

Check List delle specie di rettili rilevate				
ELENCO DELLE SPECIE			(All.Direttiva habitat)	Lista rossa IUCN
1	Saettone	<i>Zamenis longissimus</i>	All. IV	LC
2	Colubro liscio	<i>Coronella austriaca</i>	All. IV	LC
3	Lucertola muraiola	<i>Podarcis muralis</i>	All. IV	LC
4	Biscia dal collare	<i>Natrix helvetica</i>		LC
5	Aspide	<i>Vipera aspis</i>		LC
6	Marasso	<i>Vipera berus</i>		LC
7	Orbettino	<i>Anguis fragilis</i>		LC

Rosalia alpina

I monitoraggi effettuati non hanno rilevato la presenza della specie né individuato tracce di possibili individui sfarfallati (fori di uscita dal legno morto degli adulti). I faggi maturi (con rami secchi marcescenti su pianta viva) individuati durante il monitoraggio sono 24 di cui 14 in condizioni ottimali (ben esposti e assolati in bosco monospecifico ad alto fusto) nella zona delle Cascade del Ferro, 4 in condizioni subottimali (in bosco misto e parzialmente ombreggiati) alla base della valle Zocca, 5 in condizioni non ottimali per esposizione nella zona del parcheggio sopra il settore boulder "proprietà privata". Questi risultati, se visti alla luce della presenza della specie nell'area sovrastante i bagni di Masino e una parziale connettività del bosco montano alla base del complesso del Cavalcorto, fanno sperare in una possibile futura espansione naturale della *Rosalia* al territorio della Riserva, in particolare nell'area della val del Ferro.

Uccelli

Nell'area di studio sono state rilevate complessivamente 48 specie di Uccelli.

3 di queste sono di interesse comunitario, in quanto inserite nell'Allegato I della Direttiva Uccelli 147/2009/CEE e 8 sono classificate come SPEC (Species of European Conservation Concern), 2 delle quali SPEC 1, ovvero specie globalmente minacciate (BirdLife International, 2017).

Di particolare rilevanza sono state le due osservazioni di Gipeto (*Gypaetus barbatus*).

Data l'espansione della specie a seguito del progetto di reintroduzione e l'aumento delle osservazioni casuali all'interno della ZPS sarebbe opportuno monitorare la specie al fine di seguirla in un possibile suo insediamento.

Tabella 14. Elenco delle specie rilevate e la loro rilevanza a livello nazionale ed europeo. La colonna "Lista rossa IUCN" si riferisce alla Lista rossa italiana. EN = In pericolo; VU = vulnerabile; NT = Quasi Minacciata; LC = Minor Preoccupazione.

<i>Check List delle specie ornitiche rilevate nel presente monitoraggio</i>					
ELENCO DELLE SPECIE IN ORDINE SISTEMATICO			(All. I Direttiva Uccelli)	SPEC	Lista rossa IUCN
1	<i>Fagiano di monte</i>	<i>Lyrurus tetrix</i>		3	EN
2	<i>Coturnice</i>	<i>Alectoris graeca</i>		1	VU

3	Rondone maggiore	<i>Tachymarptis melba</i>			LC
4	Rondone comune	<i>Apus apus</i>			LC
5	Cuculo	<i>Cuculus canorus</i>			LC
6	Gipeto	<i>Gypaetus barbatus</i>	X	1	EN
7	Aquila reale	<i>Aquila chrysaetos</i>	X		LC
8	Picchio maggiore rosso	<i>Dendrocopos major</i>			LC
9	Picchio nero	<i>Dryocopus martius</i>			LC
10	Gheppio	<i>Falco tinnunculus</i>		3	LC
11	Averla piccola	<i>Lanius collurio</i>	X	2	VU
12	Ghiandaia	<i>Garrulus glandarius</i>			LC
13	Nocciolaia	<i>Nucifraga caryocatactes</i>			LC
14	Gracchio alpino	<i>Pyrrhocorax graculus</i>			LC
15	Corvo imperiale	<i>Corvus corax</i>			LC
16	Cincia mora	<i>Periparus ater</i>			LC
17	Cincia dal ciuffo	<i>Lophophanes cristatus</i>			LC
18	Cincia alpestre	<i>Poecile montanus</i>			LC
19	Cinciarella	<i>Cyanistes caeruleus</i>			LC
20	Cinciallegra	<i>Parus major</i>			LC
21	Rondine montana	<i>Ptyonoprogne rupestris</i>			LC
22	Balestruccio	<i>Delichon urbicum</i>			LC
23	Codibugnolo	<i>Aegithalos caudatus</i>			LC
24	Lui piccolo	<i>Phylloscopus collybita</i>			LC
25	Capinera	<i>Sylvia atricapilla</i>			LC
26	Bigiarella	<i>Curruca curruca</i>			LC
27	Regolo	<i>Regulus regulus</i>		2	LC
28	Scricciolo	<i>Troglodytes troglodytes</i>			LC

29	<i>Picchio muratore</i>	<i>Sitta europaea</i>			LC
30	<i>Rampichino alpestre</i>	<i>Certhia familiaris</i>			LC
31	<i>Tordo bottaccio</i>	<i>Turdus philomelos</i>			LC
32	<i>Tordela</i>	<i>Turdus viscivorus</i>			LC
33	<i>Merlo</i>	<i>Turdus merula</i>			LC
34	<i>Merlo dal collare</i>	<i>Turdus torquatus</i>			LC
35	<i>Pettirosso</i>	<i>Erithacus rubecula</i>			LC
36	<i>Codirosso spazzacamino</i>	<i>Phoenicurus ochruros</i>			LC
37	<i>Culbianco</i>	<i>Oenanthe oenanthe</i>		3	LC
38	<i>Merlo acquaiolo</i>	<i>Cinclus cinclus</i>			LC
39	<i>Sordone</i>	<i>Prunella collaris</i>			LC
40	<i>Passera scopaiola</i>	<i>Prunella modularis</i>			LC
41	<i>Ballerina gialla</i>	<i>Motacilla cinerea</i>			LC
42	<i>Ballerina bianca</i>	<i>Motacilla alba</i>			LC
43	<i>Spioncello</i>	<i>Anthus spinoletta</i>			LC
44	<i>Fringuello</i>	<i>Fringilla coelebs</i>			LC
45	<i>Ciuffolotto</i>	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>			LC
46	<i>Crociere</i>	<i>Loxia curvirostra</i>			LC
47	<i>Verzellino</i>	<i>Serinus serinus</i>		2	LC
48	<i>Zigolo muciatto</i>	<i>Emberiza cia</i>			LC

DISCUSSIONE e CONSLUSIONI

Considerazioni e indirizzi gestionali forestali

I risultati delle analisi eseguite per il progetto rappresentano, oltre che ad una base informativa ampia e solida relativa lo stato attuale della riserva, anche gli strumenti indispensabili alla definizione di linee guida gestionali del patrimonio forestale. In questo capitolo verranno indicati gli interventi più adeguati alle finalità della riserva e al sostegno socioeconomico delle comunità locali. Ovviamente, tutte le prescrizioni sono state definite secondo i limiti imposti dal "Piano di gestione della riserva naturale della Val di Mello" (PGR), e dai piani di gestione del SIC IT2040020 "Val di Mello-Piano di Preda Rossa" e ZPS IT2040601 "Bagni di Masino - Pizzo Badile - Val di Mello - Val Torrone - Piano di Preda Rossa".

HABITAT 91E0* - ALNETE:

Questo habitat è suscettibile al progressivo interrimento e può essere spesso soggetto a fenomeni erosivi e di sommersione, a causa della prossimità dei corsi d'acqua. Inoltre, tra le principali pressioni e minacce riscontrate in fase di rilievo si trovano: fenomeni di eutrofizzazione e presenza di specie nitrofile, cambiamenti artificiali delle condizioni idrauliche, riduzione di specifiche caratteristiche dell'habitat, brucamento da erbivori (inclusi i selvatici).

Sulla base di queste evidenze, in continuità con quanto previsto dal PGR, si consiglia un controllo ed una manutenzione periodica così da impedire l'interrimento e la conseguente riduzione dell'habitat. Nei casi di degrado più marcato è consigliabile la messa a dimora di nuovi individui, recintando opportunamente le aree per prevenire il pascolamento di animali domestici e selvatici. Si sconsigliano altri interventi selvicolturali al fine di non dare luce a specie erbacee ed arbustive che possano intaccare la normale crescita delle specie tipiche dell'habitat.

Inoltre, al fine di tutelare l'ornitofauna e garantirne il sostentamento durante tutto l'anno è consigliabile evitare qualsiasi azione di disturbo nel periodo primaverile-estivo (da aprile a metà luglio), ed eventualmente favorire specie quali il pioppo tremolo (particolarmente indicato per la creazione dei nidi di picchio) e il sorbo (utilissimo per l'alimentazione invernale di numerose specie di uccelli).

HABITAT 9180* – ACERO-TIGLIETI E ACERO-FRASSINETI

I rilievi svolti in questo habitat hanno permesso di individuare alcune pressioni e minacce, quali: input di azoto, riduzione di specifiche caratteristiche habitat, brucamento da erbivori (inclusi i selvatici).

Per quanto riguarda l'acero-frassineto, visto il marcato dinamismo che lo contraddistingue e che spesso lo porta ad evolvere verso altre formazioni (ad es. faggete), è consigliabile una gestione esigua e legata solo ad eventuali assortimenti di pregio (taglio selettivo/saltuario), cercando di favorire l'insediamento delle nuove specie mantenendo piante portaseme in prossimità delle aree di intervento. Nel caso degli acero-tiglieti, più stabili e pregiati, si ritiene opportuno non intervenire, lasciando che il popolamento evolva autonomamente.

In caso di disturbi come eventi erosivi o franosi non è necessario intervenire per l'asportazione del materiale (salvo casi in cui quest'ultimo possa portare alla formazione di sbarramenti e/o occlusioni dei canali e degli impluvi, con conseguente rischio futuro in caso di nuovi eventi) o per la sua ricostituzione.

Inoltre, al fine di tutelare l'ornitofauna e garantirne il sostentamento durante tutto l'anno è consigliabile evitare qualsiasi azione di disturbo nel periodo primaverile-estivo (da aprile a metà luglio), ed eventualmente favorire specie quali il pioppo tremolo (particolarmente indicato per la creazione dei nidi di picchio) e il sorbo (utilissimo per l'alimentazione invernale di numerose specie di uccelli).

HABITAT 9110 – FAGGETE

In questo habitat l'unica pressione riscontrata in alcuni plot è la riduzione di specifiche caratteristiche di habitat, probabilmente connessa ad una gestione passata non del tutto appropriata (turni di ceduzione troppo corti) e che ha portato ad un progressivo degrado di alcune aree.

La maggior parte dei popolamenti si trova in condizioni di ceduo abbandonato e invecchiato. Pertanto, è consigliabile una gestione che miri alla disetaneizzazione attraverso tecniche di selvicoltura naturalistica (taglio a scelta, tagli successivi, tagli a buche e/o strisce, cercando sempre di mantenere alcune piante per non esporre totalmente il suolo alla luce e favorire l'insediamento della rinnovazione di faggio senza un'eccessiva competizione con altre specie). Nelle particelle governate a ceduo, in cui

non sia stato superato il turno è comunque consigliabile l'avviamento all'alto fusto, ove non si riscontrino necessità di approvvigionamento da parte della popolazione locale. Questo, comporterebbe dei benefici sia in termini paesaggistici (popolamenti più belli e fruibili), che di stabilità dei versanti, specialmente quando particolarmente pendenti.

Nel caso in cui vengano identificati nuclei di rinnovazione di altre latifoglie o di abete rosso, è auspicabile eseguire gli interventi in modo da favorire l'affrancamento di queste specie, favorendo processi di naturalizzazione e condizioni di maggior biodiversità.

In caso di schianti da vento, è consigliabile l'applicazione di salvage logging solo in condizioni di bassa pendenza o di accumulo del legname in prossimità di canali e impluvi, e sentieri, sempre al fine di garantire la sicurezza in caso di eventi piovosi di grande intensità.

In fase di rilievo sono state individuate e georeferenziate alcune piante di notevoli dimensioni, assimilabili alle piante monumentali, che dovranno essere monitorate e tutelate al fine di garantirne il mantenimento futuro. Al fine di favorire un loro sviluppo armonioso e di mantenerle in un buono stato di salute è consigliabile intervenire in modo puntuale nei dintorni delle stesse, per eliminare gli individui vicini che potrebbero causare effetti negativi dovuti alla competizione. È comunque importante evitare il loro danneggiamento, così come il cambiamento delle condizioni pedologiche; pertanto, si consigliano interventi a bassa intensità, con modalità e mezzi non troppo impattanti.

Sono state infine evidenziate delle azioni specifiche alla conservazione dell'ornitofauna:

- evitare qualsiasi disturbo in primavera e sino almeno alla metà luglio (alcune riproduzioni possono essere ancora in corso sino ai primi di agosto: civetta nana, falco pecchiaiolo),
- evitare il taglio degli alberi con profonde cavità naturali (soprattutto latifoglie deperienti)
- evitare il taglio degli alberi con cavità-nido di picchi e delle piante nei loro immediati dintorni (il semplice rispetto degli alberi con nidi alterandone i dintorni spesso non ne garantisce il riutilizzo); da sottolineare il fatto che spesso le cavità scavate dai picchi rosso maggiore e tridattilo sono difficili da individuare senza un attento esame dei fusti

- evitare il taglio degli alberi con grandi nidi attribuibili a rapaci e delle piante nei loro immediati dintorni (il semplice rispetto degli alberi con nidi alterandone i dintorni spesso non ne garantisce il riutilizzo)
- mantenere il maggior numero possibile di alberi candidati ad essere utilizzati da picchi (a. con rotture o anomalie che favoriscono l'insediamento di carie; b. grandi alberi colonnari privi di rami nei primi metri, selezionati dal picchio nero)
- mantenere la maggior quantità possibile di necromassa (sia in piedi che al suolo) se rari o localizzati, rispettare gli alberi particolarmente adatti allo scavo di cavità da parte dei picchi (es. pioppo tremulo) o all'alimentazione autunno invernale (sorbi, pino cembro).

In generale, per la tutela della fauna è preferibile asportare alberi sani di specie abbondanti e di categorie dimensionali frequenti sul sito, piuttosto che intervenire eliminando artificialmente situazioni di competizione fra alberi oppure alberi imperfetti o deperienti. Massimizzare l'eterogeneità della foresta può essere un buon principio da seguire.

Da tenere infine in considerazione che per la maggior parte delle specie occorre ragionare su superfici di centinaia o, meglio, migliaia di ettari. Azioni puntiformi hanno ovviamente il pregio di impedire l'alterazione o l'eliminazione di elementi fondamentali dell'habitat, ma non garantiscono la conservazione degli uccelli a livello di popolazione. Pertanto, è consigliabile preferire l'applicazione di misure di salvaguardia dell'habitat sugli interi popolamenti, piuttosto che la creazione di "isole di senescenza" di ridotte dimensioni.

HABITAT 9410 – PECCETE

Tra le principali pressioni e minacce di questo habitat sono state rilevate solo in pochi plot: la riduzione delle specifiche caratteristiche di habitat, tracce di brucamento di domestici e selvatici e la presenza di strutture per lo sport (sentieri, tracciati MTB, ecc.). L'habitat risulta in buone condizioni e può garantire assortimenti anche di qualità. È comunque auspicabile l'identificazione e il tracciamento di eventuali nuclei di maggiore interesse conservazionistico, che andranno georeferenziati e segnalati per le future revisioni dei Piani di Assestamento forestali

In merito all'esecuzione di interventi selvicolturali è consigliabile rifarsi ai principi della selvicoltura naturalistica (tagli a buche/fessure, o a scelta), così da favorire la disetaneizzazione dei popolamenti. In caso di presenza di altre specie (soprattutto latifoglie) è consigliabile l'esecuzione dei tagli in prossimità delle stesse per favorire il loro affrancamento. È importante, inoltre, il mantenimento delle radure tramite l'eliminazione degli arbusti e della rinnovazione.

Per la tutela della biodiversità è importante il rilascio di alberi vetusti e morti (minimo 1 o 2 per ettaro, con diametro maggiore di 35 cm), e della necromassa a terra. In caso di habitat sufficientemente estesi, va favorita la creazione di aree di invecchiamento utili alla diversità vegetale (funghi, briofite) e animale (insetti, uccelli, micromammiferi, chiroteri). Sono inoltre da escludere dal taglio gli individui che ospitano microhabitat, così come le aree in cui venga rilevata la presenza di (*Buxbaumia*), importante indicatore di biodiversità.

Per la prevenzione nei confronti degli schianti da vento nei popolamenti in cui la vulnerabilità è maggiore (vedere Figura 22) è consigliabile l'esecuzione di interventi mirati alla prevenzione e all'adattamento (diradamenti). È stato largamente dimostrato come una corretta gestione selvicolturale, che preveda opportuni interventi di diradamento, consenta l'allevamento di popolamenti dotati di una buona configurazione in grado di sopportare meglio l'azione degli eventi meteorici. In particolare, risultano più resistenti quei soggetti che presentano bassi rapporti di snellezza (h/d) e chiome molto estese lungo il fusto, ossia caratteristiche tipiche di alberi cresciuti in condizioni di bassa competizione. È, pertanto, necessario intervenire con diradamenti precoci (quando la lunghezza della chioma sul fusto sia tra $2/3$ e $1/2$ dell'altezza totale). Qualora non si sia intervenuti in tempo per rispettare tali limiti è opportuno puntare, piuttosto che sulla stabilità individuale, su quella di collettivo (gruppi di alberi la cui estensione corrisponda ad una superficie di diametro pari all'altezza delle piante mature, circa 25 m). L'estensione di tali gruppi deve decrescere all'aumentare dell'altitudine e devono essere separati da corridoi di almeno 10-12m di larghezza. Per i casi in cui le peccete abbiano superato i 40-50 anni di età senza diradamenti, o in cui le chiome siano già oltre il rapporto $1/3$ con l'altezza, conviene non diradare per non esporre i singoli individui agli agenti meteorici, confidando così nella stabilità di complesso, oppure eseguire dei diradamenti dal basso che però influiscono poco sulla stabilità. È bene considerare che un programma di diradamenti pianificato e continuo nel tempo

permette di evitare la creazione di squilibri a livello edafico (ad es. per evitare la “fase della flora nitrofila o d’invasione”).

Vista la presenza già confermata nella riserva del bostrico, e il possibile aumento della sua diffusione, è importante definire dei piani di monitoraggio per lo studio della fenologia delle popolazioni e, successivamente programmare gli interventi selvicolturali specifici. Per queste attività è utile far riferimento alle “Linee Guida Bostrico typografo” redatte dal Servizio fitosanitario nazionale (2022).

Monitoraggio: da effettuare tramite trappole a feromoni di *Ips typographus* come elemento indispensabile al fine di capire la dinamica delle popolazioni dell’insetto ed i vari livelli di infestazione. In questo contesto risulta particolarmente importante l’installazione di trappole in primavera, entro metà aprile, ovvero prima dell’inizio dei voli, così da poter avere il quadro completo sulle catture nelle località dove sono ubicate le trappole e poter effettuare delle rilevazioni che consentano di valutare se le popolazioni sono in aumento, diminuzione o stabili per quanto possibile utilizzando la stessa tipologia di feromoni nei diversi territori interessati, al fine di una migliore confrontabilità dei dati rilevabili. La messa a punto, l’impiego e il test di modelli fenologici di sviluppo dell’insetto può fornire informazioni aggiuntive, legate agli andamenti climo-meteorologici stagionali.

Strategia di difesa: La migliore strategia per contenere i danni da bostrico resta la prevenzione.

Il recupero degli schianti in tempi tali da ridurre il pericolo di infestazione (entro un anno) è applicabile solo in caso di perturbazioni da vento o da neve localizzate. Nel caso di schianti estesi ad un’intera regione la pullulazione diventa, quasi sicuramente, inevitabile. L’eliminazione di piante infestate è efficace solo per piccoli focolai, individuati nelle fasi iniziali di infestazione (piante ancora verdi, insetti non ancora allo stadio adulto). Tuttavia, l’individuazione di piante infestate ancora verdi è particolarmente complesso ed oneroso.

E’ opportuno allora cercare di intervenire ancor prima, in tutti i casi dove è possibile, con la creazione di boschi misti con varie specie e ben strutturati, con piante di classi di età diverse. Questo tipo di boschi infatti è più capace di resistere in caso di pullulazioni ed è in grado di ricostituirsi prima, nel caso di infestazioni che portino alla perdita dell’abete rosso.

Una strategia efficace, sempre in caso di attacchi non troppo estesi e intensi, è quella rappresentata dal metodo “*push and pull*”. Questa tecnica consiste nel respingere gli insetti dagli alberi suscettibili (*push*) tramite sostanze volatili ad azione repellente, e attrarli in apposite trappole (*pull*) attivate con sostanze attrattive.

Inoltre, è importante identificare i nuclei di infestazione, anche attraverso tecniche di telerilevamento come previsto dalla “Relazione illustrativa attività di monitoraggio del bostrico *Ips typographus* in Lombardia”(Servizio Fitosanitario Regionale Lombardia, 2023) così da intervenire tempestivamente con dei tagli e la creazione di zone “tampone” tra tali nuclei e il resto del popolamento.

In caso di schianti da vento, è consigliabile l’applicazione di salvage logging solo in condizioni di bassa pendenza o di accumulo del legname in prossimità di canali e impluvi, e sentieri, sempre al fine di garantire la sicurezza in caso di eventi piovosi di grande intensità.

Gli indirizzi gestionali previsti per gli altri aspetti sopra citati, come diradamenti selettivi in favore di altre specie e differenziazione della struttura verticale, sono applicabili anche per il contesto di adattamento alla siccità.

Sono state infine evidenziate delle azioni specifiche alla conservazione dell’ornitofauna:

- evitare qualsiasi disturbo in primavera e sino almeno alla metà luglio (alcune riproduzioni possono essere ancora in corso sino ai primi di agosto: civetta nana, falco pecchiaiolo),
- evitare il taglio degli alberi con profonde cavità naturali (soprattutto latifoglie deperienti)
- evitare il taglio degli alberi con cavità-nido di picchi e delle piante nei loro immediati dintorni (il semplice rispetto degli alberi con nidi alterandone i dintorni spesso non ne garantisce il riutilizzo); da sottolineare il fatto che spesso le cavità scavate dai picchi rosso maggiore e tridattilo sono difficili da individuare senza un attento esame dei fusti
- evitare il taglio degli alberi con grandi nidi attribuibili a rapaci e delle piante nei loro immediati dintorni (il semplice rispetto degli alberi con nidi alterandone i dintorni spesso non ne garantisce il riutilizzo)

- mantenere il maggior numero possibile di alberi candidati ad essere utilizzati da picchi (a. con rotture o anomalie che favoriscono l'insediamento di carie; b. grandi alberi colonnari privi di rami nei primi metri, selezionati dal picchio nero)
- mantenere la maggior quantità possibile di necromassa (sia in piedi che al suolo) se rari o localizzati, rispettare gli alberi particolarmente adatti allo scavo di cavità da parte dei picchi (es. pioppo tremulo) o all'alimentazione autunno invernale (sorbi, pino cembro).

In generale, per la tutela della fauna è preferibile asportare alberi sani di specie abbondanti e di categorie dimensionali frequenti sul sito, piuttosto che intervenire eliminando artificialmente situazioni di competizione fra alberi oppure alberi imperfetti o deperienti. Massimizzare l'eterogeneità della foresta può essere un buon principio da seguire.

Da tenere infine in considerazione che per la maggior parte delle specie occorre ragionare su superfici di centinaia o, meglio, migliaia di ettari. Azioni puntiformi hanno ovviamente il pregio di impedire l'alterazione o l'eliminazione di elementi fondamentali dell'habitat, ma non garantiscono la conservazione degli uccelli a livello di popolazione. Pertanto, è consigliabile preferire l'applicazione di misure di salvaguardia dell'habitat sugli interi popolamenti, piuttosto che la creazione di "isole di senescenza" di ridotte dimensioni.

HABITAT 9420 – LARICETI

Per questo habitat le principali minacce e pressioni sono rappresentate da: riduzione di specifiche caratteristiche di habitat, brucamento da erbivori domestici e selvatici e presenza di strutture per lo sport (sentieri e tracciati MTB).

Dal punto di vista gestionale sono da applicare le stesse linee guida definite per le peccete (ad eccezione dei tagli a scelta (non indicato per questa tipologia forestale), con la differenza che i lariceti risultano spesso meno accessibili e meno produttivi. In merito all'esecuzione di interventi selvicolturali è consigliabile rifarsi ai principi della selvicoltura naturalistica (tagli a buche/fessure), così da favorire l'ingresso di specie diverse, tra cui il pino cembro (presente però solo sporadicamente all'interno dell'area rilevata).

Inoltre, la presenza di radure nei lariceti, se da un lato favorisce una diversità di habitat e specie, dall'altro può rappresentare una minaccia in relazione al rischio di distacco valanghe. Pertanto, è consigliabile valutare la necessità del loro mantenimento in relazione all'areale di specie strettamente legate a questi ambienti (ad es. gallo forcello). In caso contrario, tuttavia, può essere utile il mantenimento del piano arbustivo e della rinnovazione, e l'eliminazione dei soli individui di grandi dimensioni che si sono affrancati nel corso del tempo.

Per la tutela della biodiversità è importante il rilascio di alberi vetusti e morti (minimo 1 o 2 per ettaro, con diametro maggiore di 35 cm), e della necromassa a terra. In caso di habitat sufficientemente estesi, va favorita la creazione di aree di invecchiamento utili alla diversità vegetale (funghi, briofite) e animale (insetti, uccelli, micromammiferi, chiroterti).

Per la prevenzione nei confronti degli schianti da vento nei popolamenti in cui la vulnerabilità è maggiore (vedere Figura 22) è consigliabile l'esecuzione di interventi mirati alla prevenzione e all'adattamento (diradamenti). È stato largamente dimostrato come una corretta gestione selvicolturale, che preveda opportuni interventi di diradamento, consenta l'allevamento di popolamenti dotati di una buona configurazione in grado di sopportare meglio l'azione degli eventi meteorici. In particolare, risultano più resistenti quei soggetti che presentano bassi rapporti di snellezza (h/d) e chiome molto estese lungo il fusto, ossia caratteristiche tipiche di alberi cresciuti in condizioni di bassa competizione. È, pertanto, necessario intervenire con diradamenti precoci (quando la lunghezza della chioma sul fusto sia tra $2/3$ e $1/2$ dell'altezza totale). Qualora non si sia intervenuti in tempo per rispettare tali limiti è opportuno puntare, piuttosto che sulla stabilità individuale, su quella di collettivo (gruppi di alberi la cui estensione corrisponda ad una superficie di diametro pari all'altezza delle piante mature, circa 25 m). L'estensione di tali gruppi deve decrescere all'aumentare dell'altitudine e devono essere separati da corridoi di almeno 10-12m di larghezza. Per i casi in cui le peccete abbiano superato i 40-50 anni di età senza diradamenti, o in cui le chiome siano già oltre il rapporto $1/3$ con l'altezza, conviene non diradare per non esporre i singoli individui agli agenti meteorici, confidando così nella stabilità di complesso, oppure eseguire dei diradamenti dal basso che però influiscono poco sulla stabilità. È bene considerare che un programma di diradamenti pianificato e continuo nel tempo permette di evitare la creazione di squilibri a livello edafico (ad es. per evitare la "fase della flora nitrofila o d'invasione").

In caso di schianti da vento, è consigliabile l'applicazione di salvage logging solo in condizioni di bassa pendenza o di accumulo del legname in prossimità di canali e impluvi, e sentieri, sempre al fine di garantire la sicurezza in caso di eventi piovosi di grande intensità.

INDIRIZZI GESTIONALI IN SINTESI (OBIETTIVO CONSERVAZIONE E AZIONI CSF)

Alla luce delle analisi eseguite, è fondamentale adottare una gestione forestale che tenga conto non solo delle esigenze ecologiche, ma anche degli impatti del cambiamento climatico e delle pressioni antropiche. Le seguenti raccomandazioni sono orientate alla conservazione della biodiversità, alla resilienza dei popolamenti forestali e all'adattamento alle future sfide climatiche.

GESTIONE DEGLI HABITAT FORESTALI E DELLE SPECIE:

- **Habitat 91E0 - Alnete:** Per preservare la biodiversità e ridurre l'interramento, è fondamentale implementare un monitoraggio continuo delle condizioni idrauliche e dei parametri ecologici. Gli interventi selvicolturali dovrebbero concentrarsi sulla protezione contro l'eutrofizzazione e il pascolamento, promuovendo specie native e preservando la varietà di microhabitat. Il controllo dell'ingresso di specie invasive sarà cruciale per garantire la qualità e la stabilità dell'habitat.
- **Habitat 9180 - Acero-tiglieti e acero-frassineti:** La gestione di questo habitat dovrebbe puntare a mantenere la stabilità naturale degli ecosistemi, promuovendo la gestione esigua dell'acero-frassineto e lasciando l'acero-tiglieto evolvere naturalmente. L'introduzione di piante portaseme e l'esecuzione di tagli selettivi mirati contribuiranno a supportare l'adattamento alle nuove condizioni climatiche, con attenzione alla protezione della fauna e alla minimizzazione dei disturbi durante il periodo di nidificazione.
- **Habitat 9110 - Faggete:** La selvicoltura naturalistica rappresenta la chiave per la disetaneizzazione di questo habitat, promuovendo la crescita naturale e favorendo la rinnovazione. Le tecniche di taglio selettivo a buche e strisce e l'adozione di turni medio-lunghi garantiranno la funzionalità ecologica, con particolare attenzione a preservare i nuclei di rinnovazione di latifoglie e abete

rosso. La gestione dei danni da vento deve essere orientata alla sicurezza, con l'adozione di strategie di salvage logging solo in aree di bassa pendenza o in prossimità di sentieri e corsi d'acqua.

- **Habitat 9410 - Peccete:** Le peccete sono in buone condizioni, ma è importante monitorare continuamente la concorrenza tra le specie e la qualità del suolo. Gli interventi selvicolturali devono mirare a ridurre la competizione attraverso il diradamento e il mantenimento di necromassa, assicurando che la gestione rispetti i principi della **Climate-Smart Forestry**. Gli interventi di **diradamento precoci**, specialmente in situazioni di alta competizione, possono favorire una crescita sana, riducendo i rischi da eventi climatici estremi.
- **Habitat 9420 - Lariceti:** Per i **lariceti**, che sono più stabili ma meno produttivi rispetto ad altri habitat, le pratiche di gestione dovrebbero seguire gli stessi principi delle peccete, puntando sulla selvicoltura naturalistica con tagli a buche/fessure per favorire la disetaneizzazione. L'importanza di mantenere radure e di monitorare l'equilibrio ecologico è fondamentale. La gestione deve privilegiare la protezione degli alberi più vecchi, quelli vetusti e morti, con particolare attenzione alla creazione di aree di invecchiamento per promuovere la biodiversità vegetale e animale.

CLIMATE-SMART FORESTRY E AZIONI SELVICOLTURALI:

- Le peccete e i lariceti richiedono una gestione che tenga conto non solo della biodiversità, ma anche degli impatti delle condizioni climatiche future, come l'aumento delle temperature e le tempeste di vento. La gestione deve puntare a favorire la resilienza ecologica, riducendo il rischio di danni strutturali causati da eventi climatici estremi attraverso **interventi di diradamento precoci** e la creazione di gruppi di alberi che favoriscano una maggiore stabilità collettiva.
- In particolare, per i **lariceti**, la resistenza ai danni da vento può essere migliorata intervenendo con diradamenti precoci, mantenendo i rapporti di snellezza (h/d) bassi e le chiome ampie. Quando l'albero è troppo vecchio o la chioma troppo sviluppata, è meglio non intervenire, ma puntare sulla stabilità complessiva del gruppo forestale, creando corridoi tra i gruppi per ridurre il rischio di danni da vento.

CONSERVAZIONE DELLA BIODIVERSITÀ E MONITORAGGIO:

- **Per la biodiversità**, si consiglia il mantenimento delle **piante vetuste e morte**, soprattutto nei **lariceti**, per favorire la presenza di cavità naturali adatte alla nidificazione di specie di uccelli e mammiferi. Le necromasse a terra sono un altro elemento fondamentale per la conservazione della fauna selvatica, in particolare per insetti, micromammiferi e chiroterti.
- **Monitoraggio del bostrico (*Ips typographus*)**: La presenza di bostrico nelle riserve forestali, in particolare nelle aree di abete rosso, deve essere monitorata attivamente con trappole a feromoni e analisi fenologiche. È necessario attuare **interventi fitosanitari** tempestivi e diradamenti selettivi per prevenire l'espansione dell'infestazione. Inoltre, il monitoraggio dovrebbe estendersi alle aree di lariceti, poiché anche in questi habitat la gestione preventiva è cruciale.

PIANIFICAZIONE E COLLABORAZIONE:

- La pianificazione **integrata** tra diversi habitat e la **climate-smart forestry** deve essere attuata su scala più ampia, coinvolgendo le autorità forestali, le amministrazioni locali e le comunità. La collaborazione tra gli enti e le comunità locali per l'adozione di **pratiche forestali sostenibili** che rispondano agli impatti dei cambiamenti climatici è fondamentale per garantire una gestione che promuova la resilienza a lungo termine.
- Le strategie di **gestione delle foreste** devono evolversi per affrontare le nuove sfide climatiche, prendendo in considerazione l'adattamento dei popolamenti alle condizioni future e la gestione dei rischi legati ai danni da eventi estremi.

	91-E0 Alnete	91-B0 Acero-frassinetti	91-I0 Faggete	94-I0 Peccete	94-Z0 Lariceti
SCHIANTI				Chione tra 2/3 e 1/2 h = diradamento selettivo (distanza scelti 4-5 m); Chione tra 1/2 e 1/3 h = creazione collettivi, corridoi di ampiezza 1,5/2 h (forte pendenza 1-1,5 h); Chione < 1/3 h = nessun diradamento, diradamento dal basso a ridotta intensità. In caso di schianti = salvage logging solo dove necessario (bassa pendenza, in prossimità di fiumi e sentieri)	Chione tra 2/3 e 1/2 h = diradamento selettivo (distanza scelti 4-5 m); Chione tra 1/2 e 1/3 h = creazione collettivi, corridoi di ampiezza 1,5/2 h (forte pendenza 1-1,5 h); Chione < 1/3 h = nessun diradamento, diradamento dal basso a ridotta intensità. In caso di schianti = salvage logging solo dove necessario (bassa pendenza, in prossimità di fiumi e sentieri)
EROSIONE E DISSESTO IDROGEOLOGICO	Monitoraggio costante; impedire l'interramento; trapianto di nuovi individui in caso di danni da piena e trasporto solido; protezione delle plantule dal brucamento con shelter	Monitoraggio costante; impedire l'interramento; trapianto di nuovi individui in caso di danni da piena e trasporto solido; protezione delle plantule dal brucamento con shelter	Conversione del ceduo all'alto fusto, specialmente su versanti particolarmente pendenti.	Mantenimento copertura e rimozione piante deperienti di grandi dimensioni solo se in prossimità dei torrenti e degli impluvi o in zone molto pendenti	Mantenimento copertura e rimozione piante deperienti di grandi dimensioni solo se in prossimità dei torrenti e degli impluvi o in zone molto pendenti
BOSTRICO				Monitoraggio dinamica delle popolazioni e fenologia (rete trappole a felemoni); interventi selvicolturali mirati (predispersione piante esca, rimozione piante colpite e con presenza di bostrico sottocorteccia solo se individuate nelle primissime fasi di sviluppo (piante ancora verdi), eliminazione e trattamento delle cortecce infestate). Per piante o nuclei con chione già arrossate o morte, è consigliabile il loro mantenimento per la biodiversità	Monitoraggio per individuare eventuale passaggio del bostrico su larice
BRUCAMENTO	Predisposizione recinti per prevenire danni da brucamento e pascolamento; trapianti per evitare la riduzione habitat,	Predisposizione recinti per prevenire danni da brucamento e pascolamento; trapianti per evitare la riduzione habitat,			
NESSUN DISTURBO	Applicazione tecniche di prevenzione per Pressioni e Minacce	Applicazione tecniche di prevenzione per Pressioni e Minacce	Aviamento all'altofusto, o mantenimento del ceduo solo in caso di domanda di legna da ardere, adottando però la tecnica della matricinatura a gruppi e la conservazione di isole di invecchiamento	Possibile utilizzo di alcuni popolamenti a fini produttivi: tagli a buche/strisce, tagli successivi, favorire altre specie e disetaenizzazione.	Possibile utilizzo di alcuni popolamenti a fini produttivi: tagli a buche/strisce, tagli successivi, favorire altre specie e disetaenizzazione.
TUTELA UCCELLI		Evitare interventi in primavera e fino alla metà di luglio; mantenere alberi con profonde cavità naturali, mantenere piante con cavità-nido di picchio e quelle nei dintorni; mantenere piante con grandi nidi visibili e quelle nei dintorni, mantenere il maggior numero di alberi candidati ad essere utilizzati dai picchi (piooppo tremolo), mantenere alberi morti e deperienti (se non attaccati da patogeni pericolosi); mantenere individui di sorbo (se presente) per garantire l'alimentazione invernale	Evitare interventi in primavera e fino alla metà di luglio; mantenere alberi con profonde cavità naturali, mantenere piante con cavità-nido di picchio e quelle nei dintorni; mantenere piante con grandi nidi visibili e quelle nei dintorni, mantenere il maggior numero di alberi candidati ad essere utilizzati dai picchi (piooppo tremolo), mantenere alberi morti e deperienti (se non attaccati da patogeni pericolosi); mantenere individui di sorbo (se presente) per garantire l'alimentazione invernale	Evitare interventi in primavera e fino alla metà di luglio; mantenere alberi con profonde cavità naturali, mantenere piante con cavità-nido di picchio e quelle nei dintorni; mantenere piante con grandi nidi visibili e quelle nei dintorni, mantenere il maggior numero di alberi candidati ad essere utilizzati dai picchi (piooppo tremolo), mantenere alberi morti e deperienti (se non attaccati da patogeni pericolosi); mantenere individui di sorbo (se presente) per garantire l'alimentazione invernale	Evitare interventi in primavera e fino alla metà di luglio; mantenere alberi con profonde cavità naturali, mantenere piante con cavità-nido di picchio e quelle nei dintorni; mantenere piante con grandi nidi visibili e quelle nei dintorni, mantenere il maggior numero di alberi candidati ad essere utilizzati dai picchi (piooppo tremolo), mantenere alberi morti e deperienti (se non attaccati da patogeni pericolosi); mantenere individui di sorbo (se presente) per garantire l'alimentazione invernale

Tabella 15. . Matrice riassuntiva per gli indirizzi gestionali nei vari habitat in relazione alle diverse condizioni. Le celle colorate in blu indicano che la condizione non è rilevante per quell'habitat, pertanto non sono stati identificati interventi specifici

CONSIDERAZIONI BOTANICHE

Attribuzione delle tipologie individuate agli habitat natura2000 corrispondenti

Lo studio ha permesso di confermare la presenza nel territorio della riserva degli habitat prioritari oggetto di indagine, complessivamente discretamente rappresentati sul piano floristico e vegetazionale. Tuttavia, si evidenziano alcune differenze circa la corrispondenza piena tra le cenosi rilevate e il profilo dell'habitat nella sua più completa espressione.

Per quanto riguarda gli habitat forestali, l'habitat 91E0* si presenta complessivamente ben individuabile e la composizione floristica mostra una buona corrispondenza con la fisionomia, determinata dalla dominanza di ontano bianco. Il limite al pieno sviluppo dell'habitat sembra più che altro legato alla ridotta estensione superficiale, che lo rende esposto alla penetrazione di specie banali degli ambienti antropizzati circostanti. Se questa è una caratteristica comune nei boschi perialveali, per loro natura limitati alle vicinanze delle aste fluviali, in Val di Mello il problema si presenta frequentemente per la elevata antropizzazione del fondovalle, spesso occupato da pascoli e prati da sfalcio fino alle immediate vicinanze del torrente; la vegetazione arborea perialveale è spesso ridotta a poco più di un filare.

L'habitat 9180* conferma invece il suo difficile inquadramento; l'attribuzione piena all'alleanza del *Tilio-Acerion* non è sempre immediato, per la bassa frequenza delle specie della flora erbacea caratteristica quali *Actaea spicata*, *Aruncus dioicus*, *Salvia glutinosa* e *Mycelis muralis* (e dall'assenza di alcune componenti importanti come le felci del genere *Polystichum*). Questo può portare alla frettolosa attribuzione di tutte le cenosi arboree ad aceri e frassino all'alleanza, mentre spesso si tratta di vegetazioni di ricolonizzazione di aree aperte (spesso ex prati o pascoli) ancora lontane dalla piena espressione dell'habitat. Questo fenomeno, ampiamente riscontrato altrove, è qui aggravato dalla sporadicità del taglio, che testimonia una non piena espressione dell'habitat. Va detto che per sua natura l'habitat 9180* è ristretto a situazioni poco accessibili, e la sua preferenza per le esposizioni settentrionali rende necessaria una più meticolosa esplorazione del versante sinistro idrografico della valle, poco battuto e spesso inaccessibile.

Per quanto riguarda l'habitat 6230*, la sua applicazione eccessivamente flessibile in contesti che non rispecchiano strettamente la sua definizione sono stati oggetto di discussioni all'interno della comunità scientifica; in particolare la divergenza è focalizzata su tre punti principali: elevazione, substrato e ricchezza in specie.

Applicando in maniera rigorosa la definizione fornita all'interno del manuale di interpretazione dell'habitat pubblicato dall'UE, risultano escluse dalla definizione le comunità che crescono oltre il limite degli alberi o su suoli carbonatici. Inoltre, l'elemento della ricchezza in specie può risultare controverso. Il suo significato dovrebbe essere quello di escludere i casi di degradazione floristica associati a un'eccessiva pressione del pascolo, per la quale si raggiungono situazioni di estrema dominanza del nardo, ma la poca trasparenza in questo aspetto ha fatto sì che l'attribuzione dell'habitat sia stata oggetto di ambiguità.

Nel 2023 è stato pubblicato un lavoro (Bonari et al. 2023) riguardante gli aspetti problematici nella definizione di alcuni habitat Natura 2000, ponendo una particolare enfasi sulla situazione del Nord Italia. In merito all'habitat 6230* si fa riferimento alla scarsa uniformità nella classificazione sintassonomica dei nardeti per il nord Italia, come ulteriore fattore di confusione per l'attribuzione dell'habitat. La proposta di ridefinizione dell'habitat si concentra sulla definizione di quattro sottotipi, definiti principalmente in relazione ai livelli trofici e di umidità dell'ambiente, al piano altitudinale di riferimento e alla classificazione fitosociologica, con il supporto di liste di specie tipiche per le diverse alleanze. Nel nostro caso, i dati dei rilievi e il confronto con la letteratura fitosociologica (cfr. Paragrafo 3.3) portano ad attribuire alla vegetazione di pascolo indagata il sottotipo di habitat 6230*-D, definito come segue: "Vegetazione erbacea chionofila nel piano subalpino delle Alpi, generalmente soggetta al pascolo (*Nardion strictae*)". Fa eccezione il rilievo 47M, dove non si identifica una significativa presenza di *Nardus stricta*, caratteristica alla base della definizione dell'habitat 6230*.

Criticità relative alla cartografia degli habitat

I dati raccolti hanno evidenziato diverse incongruenze tra la cartografia degli habitat disponibile e la situazione osservata sul terreno. Tali incongruenze, espresse e sintetizzate nel testo e nelle tabelle precedentemente esposte, sono dovute a diversi ordini di fattori. In primo luogo, un fattore di scala porta a sottostimare alcuni habitat, come il 9180*, che costituiscono spesso estensioni limitate all'interno di habitat più estesi. In secondo luogo, si sono osservate delle attribuzioni erranee, spesso legate a

un eccessivo peso dato a specie arboree ad alta copertura e ad ampia valenza ecologica, come *Acer pseudoplatanus* o *Fraxinus excelsior*, che hanno portato ad attribuire all'habitat 9180* cenosi mesofile facenti capo ad altre unità. In alcuni casi ci sono invece incongruenze più palesi dovute a errori materiali, come la presenza di vegetazione forestale su poligoni individuati come vegetazioni erbacee. In generale, il dinamismo in atto della vegetazione può portare ad altre incongruenze e rendere necessario un periodico aggiornamento della cartografia, estendendo la verifica su campo anche ad habitat non trattati in questo studio.

STATO DI CONSERVAZIONE DEGLI HABITAT PRIORITARI

Lo stato di conservazione degli habitat esaminati si presenta complessivamente buono. Come evidenziato nei paragrafi precedenti, tuttavia, si evidenzia per l'habitat 91E0* un'estensione areale ridotta che ne limita la piena espressione e favorisce l'ingresso di specie floristiche banali legate agli habitat antropizzati circostanti. Per quanto riguarda l'habitat 9180* questo, pur non presentando particolari problematiche di conservazione, si presenta spesso non pienamente rappresentato nella sua composizione floristica. Ciò appare legato alla sua ridotta estensione e spesso alla giovane età dei popolamenti che rappresentano stadi incipienti verso l'habitat maturo vero e proprio. È comunque necessaria un'indagine più ampia che coinvolga anche aree non indicate in cartografia come appartenenti a tale habitat, vista la sua non facile individuazione senza adeguati rilievi floristici. L'habitat 6230* si presenta in stato di conservazione variabile, soffrendo delle tipiche forme di degrado di queste tipologie vegetazionali, ovvero l'eutrofizzazione nelle aree sovraccaricate dal bestiame e, al contrario, l'inarbustamento nelle aree meno accessibili e frequentate. Anche in questo caso la definizione dell'habitat non è semplice, non venendo sempre rispettato il criterio della "ricchezza in specie", alquanto vago, che su substrati oligotrofici quali quelli dell'aree in esame risulta di difficile soddisfazione.

Nessuno degli habitat indagati mostra un degrado direttamente imputabile ai cambiamenti climatici, essendo più evidente, allo stato attuale, il ruolo dei mutamenti dell'utilizzazione antropica.

Casera Pioda – nota conservazionistica sulle torbiere di transizione

Viene segnalato che la torbiera di transizione presente presso la Casera Pioda (Alpe Pioda) nell'area del Parco soffre la pressione del pascolo intenso (in Fig. 28 si può notare *Drosera rotundifolia* L., una delle specie tipiche di questo ambiente). Il pascolamento

rischia di distruggere questo fragile habitat di interesse prioritario sia meccanicamente, col calpestio (Fig. 29), sia andando ad arricchire in nutrienti il suolo di una vegetazione tipicamente oligotrofica. Sugeriamo di delimitare l'area della torbiera e impedire l'accesso agli animali, spingendoli a frequentare piuttosto le aree di pertinenza dell'habitat 6230*, che invece, come già discusso, rischia l'inarbustamento.



Figura 61. Dettaglio di *Drosera rotundifolia* L., individuata nella torbiera di transizione presente nei dintorni di Casera Pioda.



Figura 62 Evidenti segni di calpestio nei pressi di Casera Pioda.

Stato di conservazione delle specie floristiche di interesse comunitario (all. II direttiva 43/92 eec)

Complessivamente lo stato di conservazione di *Ortotrichum rogeri* e *Buxbaumia viridis* risulta soddisfacente. Le popolazioni appaiono stabili e la gran parte delle stazioni note sono state confermate, con l'aggiunta di stazioni nuove. Tuttavia, si segnala per *Ortotrichum rogeri* il potenziale rischio della rarefazione dell'ambiente a cui è legato, un ambiente dinamico di specie arboree eliofile come *Salix caprea* spesso al margine di pascoli e aree aperte; questo ambiente è stato osservato talvolta presentarsi in stadio di degrado, con aumento della copertura di rovi e soffocamento degli alberi sui quali la specie cresce. Per quanto riguarda *Buxbaumia viridis*, la sua estrema specializzazione ecologica (legno marcescente in contesti di peccete umide) rende necessaria un'attenzione particolare negli interventi di gestione forestale, che devono essere condotti in modo da salvaguardare le porzioni più umide e mature dei boschi di abete rosso e mantenere la necessaria quota di legno morto a terra e il necessario ombreggiamento. In generale, vista la difficile individuazione di entrambe le specie, è auspicabile un censimento completo delle stazioni nel territorio della riserva, per poter avere un riferimento da fornire agli operatori incaricati degli interventi di manutenzione.

Considerazioni finali e prospettive future faunistiche

I monitoraggi effettuati mettono le basi per studi futuri sulla distribuzione delle specie presenti. La raccolta costante di dati sul terreno è sicuramente il miglior metodo per monitorare lo stato di salute degli ecosistemi e gli effetti dei cambiamenti ambientali in atto. L'effetto del *Climate change* e dell'abbandono di molte pratiche pastorali e selvicolturali ha sicuramente un grosso impatto nelle aree montane come nel caso della Riserva. Gli interventi forestali volti a una gestione sostenibile dei boschi in riserva e a un miglioramento della funzione ecologica delle foreste potranno avere impatti anche sulle specie animali presenti e auspichiamo quindi un'implementazione degli studi in merito.

I dati di idoneità ambientale per *Rosalia alpina* ci dimostrano quanto sia discontinua e difficilmente valutabile la distribuzione di questa specie e al contempo ci suggeriscono che nelle aree di presenza di esemplari particolarmente vecchi di faggio la gestione ad alto fusto è da considerarsi una priorità per l'ampliamento dell'areale potenziale della specie già presente nella vicina foresta dei Bagni di Masino. Per quanto concerne i rettili purtroppo i monitoraggi effettuati non ci danno la possibilità di valutare la consistenza della popolazione delle specie osservate.

Di grande interesse ecologico la presenza accertata di una coppia di aquile reali nidificante nell'area e del passaggio di esemplari di gipeto da poco tornati a nidificare anche nella vicina Valmalenco. Da monitorare per possibili nidificazioni su pareti interessate da importanti vie di arrampicata dove alpinisti potrebbero essere di disturbo alla nidificazione anche se nelle aree più alte della Riserva non mancano pareti "vergini" e poco battute dagli arrampicatori.

Durante i sopralluoghi abbiamo avuto l'opportunità di osservare diversi esemplari di stambecchi, qui reintrodotti con un piano di ripopolamento a livello regionale. Valutare la consistenza della loro popolazione potrebbe essere un interessante obiettivo per il futuro. Le pratiche pastorali attuali (pascolo allo stato brado senza guardiania) potrebbero essere un fattore limitante per la specie. Durante i sopralluoghi abbiamo potuto anche constatare il pascolo di diversi equini su un'importante area di torbiera di transizione in valle di Zocca, questa pratica andrebbe disincentivata per la conservazione dell'habitat stesso.

STATO DI CONSERVAZIONE

Habitat forestali

Il monitoraggio forestale è stato condotto sui cinque habitat principali all'interno della Riserva. I due habitat prioritari (91E0 e 9180) sono stati valutati tramite l'applicazione del monitoraggio specialistico, mentre i restanti tre con l'approccio semplificato:

1. **Habitat 91E0* – Alneto** L'habitat Alneto si sviluppa prevalentemente lungo i corsi d'acqua ed è caratterizzato dalla presenza di specie come *Alnus incana* (ontano bianco) e *Fraxinus excelsior* (frassino). I rilievi forestali hanno mostrato che la struttura dell'habitat è solida, con una buona copertura arborea, ma la funzione ecologica risulta vulnerabile a causa della frammentazione dell'habitat e della presenza di specie invasive. La distribuzione dell'Alneto è limitata alle aree ripariali e la sua qualità ecologica è minacciata da fenomeni di erosione e modifiche idrauliche. I risultati botanici confermano che la vegetazione è tipicamente ripariale, ma la presenza di specie nitrofile potrebbe alterare la composizione floristica originale, riducendo la diversità ecologica. Le principali minacce per l'Alneto includono il pascolamento e il rischio di degradazione delle aree ripariali, che potrebbero compromettere la stabilità delle comunità vegetali e la loro capacità di supportare la biodiversità.
2. **Habitat 9180* – Acero-frassineto** L'habitat Acero-frassineto si caratterizza per la predominanza di specie come *Acer pseudoplatanus* (acero montano) e *Fraxinus excelsior* (frassino). Dal punto di vista forestale, la struttura di questo habitat è buona, con un albero dominante che forma un ambiente ricco e variegato. Tuttavia, il rilievo botanico ha evidenziato che la diversità delle specie erbacee nel sottobosco è relativamente bassa, compromettendo la funzione ecologica complessiva. Questo habitat è fragile e risente della frammentazione e dell'invasione di specie non autoctone, che limitano la biodiversità complessiva. La qualità ecologica di questo habitat risulta alta in alcune aree, ma le prospettive di conservazione sono minacciate da modificazioni indotte dall'uomo e dai cambiamenti climatici, che potrebbero ridurre la capacità dell'habitat di sostenere le specie faunistiche e floristiche a lungo termine.

3. **Habitat 9110 – Faggeta:** La fitta copertura di *Fagus sylvatica* (faggio) ha mantenuto una buona struttura. Tuttavia, il sottobosco è stato valutato come discreto a causa della bassa diversità delle specie erbacee. La funzione ecologica di questo habitat è buona, ma le prospettive di rinnovazione sono influenzate dal cambiamento climatico e da pratiche di gestione forestale non ottimali. È raccomandato un monitoraggio regolare per garantire la diversità vegetale nel lungo periodo.
4. **Habitat 9410 – Pecceta:** Il *Picea abies* (abete rosso) ha una biomassa elevata, ma l'habitat ha una struttura relativamente omogenea, con una ridotta biodiversità. Le prospettive di rinnovazione sono influenzate dalla monocoltura di conifere, che limita la resilienza dell'habitat ai cambiamenti ecologici e alle pressioni ambientali. È necessario promuovere pratiche di gestione eterogenea e introdurre una maggiore varietà di specie per favorire la biodiversità e la resilienza.
5. **Habitat 9420 – Lariceto:** La copertura di *Larix decidua* (larice) e *Pinus cembra* (pino cembro) è discreta, ma le prospettive di rinnovazione sono mediocri. Questo habitat, essendo caratterizzato da specie pioniere, è vulnerabile a cambiamenti nel suolo e alla competizione con altre specie. È necessario effettuare un monitoraggio attento e, se necessario, intervenire con misure di gestione che favoriscano il rinnovamento naturale

Habitat non forestali/erbacei

Il monitoraggio botanico ha confermato la presenza di habitat floristicamente rilevanti, tra cui **habitat di alta montagna come 6230 – Formazioni erbose a Nardus***. Questo habitat mostra una buona condizione ecologica, con una ricca biodiversità e una funzione ecologica adeguata. Tuttavia, l'intensificazione delle pratiche agricole e il cambiamento climatico rappresentano minacce a lungo termine, in particolare per le specie nitrofile che potrebbero dominare l'area.

La presenza di specie di interesse conservazionistico, come il muschio *Orthotrichum rogeri* (Allegato II della Direttiva Habitat), e la recente segnalazione di *Buxbaumia viridis*, indica un buono stato di conservazione della vegetazione e un potenziale ecologico elevato. Tuttavia, la gestione delle aree di pascolo è fondamentale per mantenere e migliorare la biodiversità, proteggendo le specie autoctone e contrastando l'eutrofizzazione.

Conservazione della fauna

Dal punto di vista faunistico, la Riserva ospita una ricca biodiversità di rettili, 7 specie tra cui 3 in allegato IV della direttiva habitat di grande importanza dal punto di vista ecosistemico. Di pari passo, la grande varietà di uccelli nidificanti è di notevole interesse per gli importantissimi ruoli ecosistemici svolti, come ad esempio la dispersione di semi e il controllo degli infestanti. L'habitat per la *Rosalia alpina*, un coleottero indicatore di faggete mature, sarebbe in condizioni favorevoli per la specie seppur in alcune piccole aree localizzate, ma è necessario garantire la protezione delle faggete e la conservazione delle piante vetuste. La frammentazione degli habitat e l'intensificazione turistica rappresenta una minaccia per la fauna locale, in particolare per le specie più vulnerabili. Per le specie di rettili ofidi (serpenti), la minaccia più grande rimane l'uccisione deliberata dell'uomo per paura e ignoranza. Le attività faunistiche indicate includono il monitoraggio dei rettili e degli uccelli e l'implementazione di misure di protezione per la *Rosalia alpina*. Sottolineiamo l'importanza di attività di divulgazione che aiutino i locali a comprendere l'importanza e i ruoli di ciascuna specie nell'ecosistema e il vantaggio della loro salvaguardia. Non è da escludere che per il futuro si debba valutare la possibilità di chiusure di alcuni settori delle pareti di arrampicata della valle in caso di nidificazione di specie d'interesse. Nelle giornate di monitoraggio abbiamo rilevato anche la diffusa pratica del pascolo allo stato brado e incontrollato, anche in habitat di interesse come le torbiere. L'adozione di pratiche gestionali che limitano le interferenze umane e proteggono la biodiversità faunistica è fondamentale per il mantenimento dei corretti equilibri ecosistemici. Valutare quindi l'impatto dei domestici sugli ungulati selvatici sarebbe una buona strada per guidare scelte gestionali più accurate.

SUMMARY PER POLICY MAKER

Il progetto ha analizzato lo stato di conservazione della biodiversità e degli ecosistemi della Riserva Naturale Val di Mello, con un focus sugli impatti del cambiamento climatico. Sono state impiegate metodologie integrate e innovative: rilievi sul campo, tecniche di telerilevamento e modelli matematici.

Principali minacce ambientali individuate

- Lo studio ha identificato come prima e principale minaccia per la biodiversità gli **interventi antropici** – passati, presenti e futuri – su cui è possibile agire direttamente attraverso la gestione dell'area protetta.
 - Altre minacce rilevanti includono il **cambiamento climatico**, la **frammentazione degli habitat** e la **diffusione di specie aliene invasive**.
 - L'**aumento delle temperature**, la maggiore frequenza di eventi **siccitosi** e l'intensificazione degli eventi meteorologici estremi stanno accelerando il rischio per habitat e specie.
 - Alcune aree della riserva, in particolare lungo i corsi d'acqua e le linee spartiacque, sono risultate **fortemente vulnerabili all'erosione del suolo**. Si raccomanda il rafforzamento della copertura vegetale e interventi mirati di mitigazione.
 - Le **infestazioni da bostrico** risultano in aumento, specialmente nelle peccete, a causa delle condizioni climatiche più calde e secche. È necessario un **monitoraggio continuo** e strategie di **gestione attiva**.
-

Stato degli habitat forestali e raccomandazioni per la conservazione

- Gli **habitat prioritari per la conservazione** comprendono le **foreste alluvionali (91E0)** e gli **acero-frassineti (9180)**, per i quali si raccomanda una **conservazione naturale**, volta a favorire la maturazione strutturale e l'espansione spaziale.

- Le **ontanete** si trovano spesso su superfici troppo ridotte per ospitare una vegetazione ottimale.
- Gli **acero-tiglieti** si trovano in una fase molto precoce di sviluppo, essendo in larga parte confinati ad aree di recente ricolonizzazione forestale.
- Anche alcune **peccete**, pur non essendo habitat prioritari in senso stretto, rivestono un **ruolo cruciale per la conservazione** in quanto ospitano **specie prioritarie**, come *Buxbaumia viridis*. Tali contesti – caratterizzati da **elevata copertura arborea** e **umidità atmosferica** – devono essere mantenuti **integri**, evitando interventi selvicolturali.
- Tra gli **habitat forestali non prioritari**:
- Le **faggete** (9110) si trovano in condizioni mediamente buone e potrebbero beneficiare di **interventi selvicolturali selettivi**, per migliorarne la resilienza e la rinnovazione.
- Le **peccete**, in contesti non umidi, risultano vulnerabili per via della loro **omogeneità strutturale**, che le espone a **siccità**, **bostrico** e **schianti da vento**, con potenziali **criticità nella rinnovazione**. Gli interventi selvicolturali vanno **valutati caso per caso**, evitando alterazioni nei nuclei ad alto valore ecologico.
- I **lariceti** mostrano una maggiore **resilienza alla siccità**, ma sono comunque vulnerabili ai disturbi da vento.
- La presenza di **microhabitat** (chiome morte, muschi, legno morto) è cruciale per la biodiversità. La loro **conservazione** dovrebbe essere considerata una **priorità gestionale**.

Pascoli e habitat di transizione

- I **pascoli secondari (habitat 6230)** richiedono il **mantenimento di carichi pastorali equilibrati**, per evitare sia la regressione verso **comunità nitrofile**, sia la **chiusura arbustiva**.

- È importante **escludere il pascolo** dalle **torbiere e dagli habitat umidi limitrofi**, che, pur non essendo prioritari, sono **floristicamente rilevanti** e particolarmente sensibili.
 - Si suggerisce una gestione del pascolo sostenibile soprattutto nelle aree che sussistono su habitat di interesse comunitario come le **Torbiere di transizione** e instabili 7140. Così come incentivare la conservazione dei **muretti a secco** come importante habitat di rifugio per la fauna
 - Si consiglia, inoltre, di **interdire l'accesso** ad alcuni settori e pareti qualora si riscontrassero nidificazioni di **specie di uccelli** di interesse conservazionistico. Oltre che valutare l'impatto sulla fauna selvatica della **pratica del pascolo allo stato brado** nelle aree di alta quota della riserva
-

Servizi ecosistemici e carbon budget

- Le simulazioni condotte con il **Carbon Budget Model (CBM)** hanno evidenziato che le **peccete** possiedono il più alto **stock di carbonio**, seguite da lariceti e faggete.
 - Una **gestione forestale sostenibile** è fondamentale per **favorire lo stoccaggio di carbonio**, contribuendo alla **mitigazione del cambiamento climatico** e al tempo stesso alla **conservazione della biodiversità**.
-

Raccomandazioni strategiche per il futuro

- La strategia di **Climate Smart Forestry (CSF)** rappresenta un approccio chiave per **bilanciare conservazione, mitigazione climatica e uso sostenibile delle risorse forestali**.
- Gli **interventi selvicolturali** devono essere pianificati in base a **obiettivi specifici**, garantendo un approccio mirato, adattivo e sostenibile.
- È **prioritario aggiornare i piani di gestione e la cartografia degli habitat**, strumenti essenziali per:
- garantire **monitoraggi efficaci e confrontabili nel tempo**,

- adempiere agli obblighi previsti dalla **Direttiva Habitat**,
- redigere **report periodici affidabili** a livello nazionale ed europeo.
- Si raccomanda una **pianificazione integrata** che combini conservazione della biodiversità, mitigazione degli effetti del cambiamento climatico e sviluppo socioeconomico locale.
- Il **coinvolgimento delle comunità locali e degli stakeholder** è fondamentale per promuovere pratiche sostenibili, rafforzare la consapevolezza ambientale e garantire l'efficacia delle politiche territoriali.

BIBLIOGRAFIA

Almas, M., & Jamal, T. (2000). Use of RUSLE for Soil Loss Prediction During Different Growth Periods. In *Pakistan Journal of Biological Sciences* (Vol. 3, Issue 1). <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.05.004>,

Ballabio, C., Panagos, P., & Monatanarella, L. (2016). Mapping topsoil physical properties at European scale using the LUCAS database. *Geoderma*, 261, 110–123. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.07.006>

Beguería, S., Vicente-Serrano, S. M., Reig, F., & Latorre, B. (2014). Standardized precipitation evapotranspiration index (SPEI) revisited: Parameter fitting, evapotranspiration models, tools, datasets and drought monitoring. *International Journal of Climatology*, 34(10), 3001–3023. <https://doi.org/10.1002/joc.3887>

Bowditch, E., Santopuoli, G., Binder, F., del Río, M., La Porta, N., Kluvankova, T., Lesinski, J., Motta, R., Pach, M., Panzacchi, P., Pretzsch, H., Temperli, C., Tonon, G., Smith, M., Velikova, V., Weatherall, A., & Tognetti, R. (2020). What is Climate-Smart Forestry? A definition from a multinational collaborative process focused on mountain regions of Europe. *Ecosystem Services*, 43. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101113>

Brusa G., Cerabolini B.E.L., Dalle Fratte M., & De Molli C. (2017). *Protocollo operativo per il monitoraggio regionale degli habitat di interesse comunitario in Lombardia*.

Bütler, R., Lachat, T., Krumm, F., Kraus, D., & Larrieu, L. (2020). *Field Guide to Tree-related Microhabitats Descriptions and size limits for their inventory*. www.totholz.chwww.habitatbaum.ch

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., ... Marchetti, M. (2019). Forest damage inventory after the “Vaia” storm in Italy. *Forest@ - Rivista Di Selvicoltura Ed Ecologia Forestale*, 16(1), 3–9. <https://doi.org/10.3832/efor3070-016>

Dullinger, S., Willner, W., Plutzer, C., Englisch, T., Schratt-Ehrendorfer, L., Moser, D., Ertl, S., Essl, F., & Niklfeld, H. (2012). Post-glacial migration lag restricts range filling

of plants in the European Alps. *Global Ecology and Biogeography*, 21(8), 829–840. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00732.x>

FSC. (2019). *FORESTE E CAMBIAMENTI CLIMATICI*. www.ca.fsc.org

Gazol, A., & Camarero, J. J. (2016). Functional diversity enhances silver fir growth resilience to an extreme drought. *Journal of Ecology*, 104(4), 1063–1075. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12575>

Gazol, A., & Camarero, J. J. (2022). Compound climate events increase tree drought mortality across European forests. *Science of the Total Environment*, 816. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151604>

Hale, S. A., Gardiner, B., Peace, A., Nicoll, B., Taylor, P., & Pizzirani, S. (2015). Comparison and validation of three versions of a forest wind risk model. *Environmental Modelling and Software*, 68, 27–41. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.01.016>

Hyndman, R. , Athanasopoulos, G., Bergmeir, C., Caceres, G., Chhay, L., Kuroptev, K., O'Hara-Wild, M., Petropoulos, F., Razbash, S., Wang, E., Yasmeen, F., Garza, F., Girolimetto, D., Ihaka, .R Core Team, Reid, D., Shaub, D., Tang, Y., Wang, X., & Zhou, Z. (2024). *Package "forecast" Title Forecasting Functions for Time Series and Linear Models Description Methods and tools for displaying and analysing univariate time series forecasts including exponential smoothing via state space models and automatic ARIMA modelling*. <https://orcid.org/0000-0002-3665-9021>

ISPRA, (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale). (n.d.). *Il Degrado del suolo*. Retrieved December 9, 2024, from https://www.isprambiente.gov.it/it/attivita/suolo-e-territorio/suolo/il-degrado-del-suolo?utm_source=chatgpt.com

Jandl, R., Haeler, E., Kindermann, G., Lapin, K., Oettel, J., & Schöler, S. (2024). Management and biodiversity conservation in Central European forests. In *Trees, Forests and People* (Vol. 17). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2024.100601>

Karaburun, A. (2010). Estimation of C factor for soil erosion modeling using NDVI in Buyukcekmece watershed. In *Ozean Journal of Applied Sciences* (Vol. 3, Issue 1).

Karger, D. N., Wilson, A. M., Mahony, C., Zimmermann, N. E., & Jetz, W. (2021). Global daily 1 km land surface precipitation based on cloud cover-informed downscaling. *Scientific Data*, 8(1). <https://doi.org/10.1038/s41597-021-01084-6>

- Korner, C. (2004). Mountain Biodiversity, Its Causes and Function. *Ambio*, 11–17. <https://doi.org/10.1007/0044-7447-33.sp13.11>.
- Kortmann, M., Müller, J. C., Baier, R., Bässler, C., Buse, J., Cholewińska, O., Förchler, M. I., Georgiev, K. B., Hilszczański, J., Jaroszewicz, B., Jaworski, T., Kaufmann, S., Kuijper, D., Lorz, J., Lotz, A., Łubek, A., Mayer, M., Mayerhofer, S., Meyer, S., ... Thorn, S. (2021). Ecology versus society: Impacts of bark beetle infestations on biodiversity and restorativeness in protected areas of Central Europe. *Biological Conservation*, 254. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108931>
- Kumar Verma, A. (2020). Biodiversity: Its Different Levels and Values. *International Journal on Environmental Sciences* 7 (2), 143–145. <https://www.researchgate.net/publication/342638063>
- Lloret, F., Keeling, E. G., & Sala, A. (2011). Components of tree resilience: Effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests. *Oikos*, 120(12), 1909–1920. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19372.x>
- Mitchell, S. J. (2013). Wind as a natural disturbance agent in forests: A synthesis. In *Forestry* (Vol. 86, Issue 2, pp. 147–157). <https://doi.org/10.1093/forestry/cps058>
- Muhlfeld, C. C., Giersch, J. J., Hauer, F. R., Pederson, G. T., Luikart, G., Peterson, D. P., Downs, C. C., & Fagre, D. B. (2011). Climate change links fate of glaciers and an endemic alpine invertebrate. In *Climatic Change* (Vol. 106, Issue 2, pp. 337–345). <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0057-1>
- Muys, B., & Messier, C. (2023). Climate-smart forest management caught between a rock and a hard place. *Annals of Forest Science*, 80(1). <https://doi.org/10.1186/s13595-023-01208-5>
- Nardi, D., Finozzi, V., & Battisti, A. (2022). Massive windfalls boost an ongoing spruce bark beetle outbreak in the Southern Alps. *L'Italia Forestale e Montana*, 77(1), 23–34. <https://doi.org/10.36253/ifm-1617>
- Noss, R. F. (1999). Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management* 115, 135–146. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00394-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00394-6).

- Oggioni, S. D., Rossi, L. M. W., Avanzi, C., Marchetti, M., Piotti, A., & Vacchiano, G. (2024). Drought responses of Italian silver fir provenances in a climate change perspective. *Dendrochronologia*, 85. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2024.126184>
- O'Neill, B. C., Kriegler, E., Ebi, K. L., Kemp-Benedict, E., Riahi, K., Rothman, D. S., van Ruijven, B. J., van Vuuren, D. P., Birkmann, J., Kok, K., Levy, M., & Solecki, W. (2017). The roads ahead: Narratives for shared socioeconomic pathways describing world futures in the 21st century. *Global Environmental Change*, 42, 169–180. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.01.004>
- Overbeck, M., & Schmidt, M. (2012). Modelling infestation risk of Norway spruce by *Ips typographus* (L.) in the Lower Saxon Harz Mountains (Germany). *Forest Ecology and Management*, 266, 115–125. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.011>
- Ozturk, U., Bozzolan, E., Holcombe, E. A., Shukla, R., Pianosi, F., & Wagener, T. (2022). How climate change and unplanned urban sprawl bring more landslides. *Nature*, 262–265. <https://doi.org/10.1038/d41586-022-02141-9>
- Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Alewell, C., Lugato, E., & Montanarella, L. (2015). Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land Use Policy*, 48, 38–50. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.021>
- Pauli, H., Gottfried, M., Dullinger, S., Abdaladze, O., Akhalkatsi, M., Alonso, J. L. B., Coldea, G., Dick, J., Erschbamer, B., Calzado, R. F., Ghosn, D., Holten, J. I., Kanka, R., Kazakis, G., Kollár, J., Larsson, P., Moiseev, P., Moiseev, D., Molau, U., ... Grabherr, G. (2012). Recent plant diversity changes on Europe's mountain summits. *Science*, 336(6079), 353–355. <https://doi.org/10.1126/science.1219033>
- Renard, K. G. . (1997). *Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with revised universal soil loss equation (RUSLE): Vol. Agriculture Handbook*. United States Department of Agriculture. https://www.ars.usda.gov/ARSUserFiles/np215/USDA_Handbook_703.pdf
- Romagnoli, F., Cadei, A., Costa, M., Marangon, D., Pellegrini, G., Nardi, D., Masiero, M., Secco, L., Grigolato, S., Lingua, E., Picco, L., Pirotti, F., Battisti, A., Locatelli, T., Blennow, K., Gardiner, B., & Cavalli, R. (2023). Windstorm impacts on European forest-related systems: An interdisciplinary perspective. *Forest Ecology and Management*, 541. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121048>

Scott, R. E., & Mitchell, S. J. (2005). Empirical modelling of windthrow risk in partially harvested stands using tree, neighbourhood, and stand attributes. *Forest Ecology and Management*, 218(1–3), 193–209. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.07.012>

Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, G., Wild, J., Ascoli, D., Petr, M., Honkaniemi, J., Lexer, M. J., Trotsiuk, V., Mairota, P., Svoboda, M., Fabrika, M., Nagel, T. A., & Reyer, C. P. O. (2017). Forest disturbances under climate change. In *Nature Climate Change* (Vol. 7, Issue 6, pp. 395–402). Nature Publishing Group. <https://doi.org/10.1038/nclimate3303>

Servizio fitosanitario nazionale. (2022). *Linee Guida Bostrico typografo*. chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcgiclfefindmkaj/<https://www.protezionedellepiante.it/wp-content/uploads/2022/12/doc-tec-n.-30-bostrico-tipografofirmato.pdf>

Servizio Fitosanitario Regionale Lombardia. (2023). *Relazione illustrativa attività di monitoraggio del bostrico Ips typographus in Lombardia Anno 2023*. chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcgiclfefindmkaj/<https://www.fitosanitario.regione.lombardia.it/wps/wcm/connect/6209accc-266a-4461-ae24-d4c6a68f1e9f/Relazione+illustrativa+campagna+bostrico+2023.pdf?MOD=AJPERES&CACHEID=ROOTWORKSPACE-6209accc-266a-4461-ae24-d4c6a68f1e9f-oWz1pPT>

Gardiner, B., Schuck, A., Schelhaas, M. J., Orazio, C., Blennow, K., & Nicoll, B. (2013). *Storm damage in Europe-A overview*. <https://research.wur.nl/en/publications/storm-damage-in-europe-an-overview>

Synolakis, C. E., & Karagiannis, G. M. (2024). Wildfire risk management in the era of climate change. *PNAS Nexus*, 3(5). <https://doi.org/10.1093/pnasnexus/pgae151>

Tabacchi G., DI Cosmo L., Gasparini P., & Morelli S. (2011). *Stima del volume e della fitomassa delle principali specie forestali italiane. Equazioni di previsione, tavole del volume e tavole della fitomassa arborea epigea*. Unità di Ricerca per il Monitoraggio e la Pianificazione Forestale. http://mpf.entecra.it/files/tavole_cubatura.pdf

Vizzarri, M., & Pilli, R. (2020). *CBM Vaia Input data*. European Commission, Joint Research Centre (JRC). <https://doi.org/10.2905/559063A8-4918-4ADF-A7F1-19C245E5B557>.

Wang, C. J., Wang, R., Yu, C. M., Dang, X. P., Sun, W. G., Li, Q. F., Wang, X. T., & Wan, J. Z. (2021). Risk assessment of insect pest expansion in alpine ecosystems under

climate change. *Pest Management Science*, 77(7), 3165–3178.
<https://doi.org/10.1002/ps.6354>

Washaya, P., Modlinger, R., Tyšer, D., & Hlásny, T. (2024). Patterns and impacts of an unprecedented outbreak of bark beetles in Central Europe: A glimpse into the future? *Forest Ecosystems*, 11. <https://doi.org/10.1016/j.fecs.2024.100243>

Zang, C., & Biondi, F. (2015). Treeclim: An R package for the numerical calibration of proxy-climate relationships. *Ecography*, 38(4), 431–436.
<https://doi.org/10.1111/ecog.01335>

Zhang, H., Wang, B., Liu, D. L., Zhang, M., Feng, P., Cheng, L., Yu, Q., & Eamus, D. (2019). Impacts of future climate change on water resource availability of eastern Australia: A case study of the Manning River basin. *Journal of Hydrology*, 573, 49–59.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.03.067>

Aeschimann D., Lauber K., Moser D. M., Theurillat J. P. (2004). Flora Alpina. Zanichelli

Andreis C. & Sartori F. (2011). Vegetazione forestale della Lombardia. Archivio Geobotanico 12-13 2011 (2006-2007), Università di Pavia

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

Bartolucci F. et al. (2024). A second update to the checklist of the vascular flora native to Italy. *Plant Biosystems – An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, vol 158 pp 219-296

Bonari G., Dalle Fratte M., Lonati M., Caccianiga M., Lasen C., Armiraglio S., Barcella M., Buffa G., Cerabolini B. E. L., Mainetti A., Miserere L., Oriolo G., Selvaggi A. (2023). Habitats Directive in northern Italy: a series of proposals for habitat definition improvement - *Plant Sociology* 60(1), 67–89

Braun-Blanquet J. (1948-1950). Übersicht der Planzengesellschaften Rätens. *Vegetatio* 1 (1), 29-40; (2-3), 123-146; (4-5), 258-316; 2 (1), 20-37; (2-3), 215-237; (4-5), 341-360

Brusa G., Raimondi B. (2020). Stato delle conoscenze sulla distribuzione delle specie vegetali degli Allegati della Direttiva Habitat (92/43/CEE) in Lombardia: *Orthotrichum*

rogeri. Società Botanica Italiana - Sez. Lombarda, Osservatorio Regionale per la Biodiversità di Regione Lombardia.

Bunce R. G. H., Groom G. B., Jongman R. H. G., Padoa-Schioppa E. (2005). Handbook for surveillance and monitoring of european habitats. BIOHAB

Cortini Pedrotti C. (2005). Flora dei muschi d'Italia. 2a parte. Antonio Delfino Editore, Roma

Dalle Fratte M., Cerabolini B. E. L. (2023). Extending the interpretation of Natura 2000 habitat types beyond their definition can bias their conservation status assessment: An example with species-rich *Nardus* grasslands (6230*) - *Ecoogical Indicators*, volume 156, article n. 111113

Dalle Fratte M., Caccianiga M., Ricotta C., Cerabolini B. E. L. (2022). Identifying typical and early warning species by the combination of functional-based diagnostic species and dark diversity - *Biodiversity and Conservation*, volume 31, pages 1735–1753

Eggenberg S., Bornand C., Juillerat P., Jutzi M., Möhl A., Nyffeler R., Santiago H. (2022). *Flora Helvetica - Flore d'excursions*. Haupt Verlag

Eggenberg S. & Möhl A. (2020). *Flora Vegetativa: Un guide pour déterminer les plantes de Suisse à l'état végétatif*. Rossolis

European Commission & DG-ENV (2013). *Interpretation Manua of European Union Habitats*, version EUR 28.

Guillet, A.; Hugonnot, V.; Pépin, F. (2021). The Habitat of the Neglected Independent Protonemal Stage of *Buxbaumia viridis*. *Plants*, 10, 83.

Hammer Ø., Harper D.A.T., Ryan P.D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 1–9.

Keller W., Wohlgemuth T., Kuhn N., Schütz M., Wildi O. (1998). *Waldgesellschaften der Schweiz auf floristischer Grundlage - Publikationen WSL*

Magrini S., Gennai M., Foggi B., Wagensommer R.P., Venturella G., Blasi C., Raimondo F.M., Orsenigo S. (Eds.) (2013). *Lista Rossa della Flora Italiana. 1. Policy Species e altre specie minacciate*. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare

Mucina L. Grabherr G., Wallnöfer S. (1993). Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil III - Wälder und Gebüsche. Gustav Fischer Verlag

Orsenigo S., Fenu, G., Gargano, D., Montagnani, C., Abeli, T., Alessandrini, A., Bacchetta, G., Bartolucci, F., Carta, A., Castello, M., Cogoni, D., Conti, F., Domina, G., Foggi, B., Gennai, M., Gigante, D., Iberite, M., Peruzzi, L., Pinna, M.S., Rossi, G. (2021). Red list of threatened vascular plants in Italy. *Plant Biosystems*, volume 155, issue 2, pagine 310–335

Pignatti S. (1982). *Flora d'Italia*. Edagricole

Pignatti S. (1998). *I boschi d'Italia sinecologia e biodiversità*. UTET

Pignatti S., Guarino R., La Rosa M. (2017-2019). *Flora d'Italia*. Edagricole

Rossi G., Montagnani C., Gargano D., Peruzzi L., Abeli T., Ravera S., Cogoni A., Fenu G., Schiunnach D. et al. (2017). I geositi della Provincia di Sondrio. Regione Lombardia, pp 62-65

Sburlino G., Poldini L., Andreis C., Giovagnoli L., Tasinazzo S. (2012). Phytosociological overview of the Italian *Alnus incana*-rich riparian woods. *Plant Sociology* Vol. 49, No. 1, June 2012, pp. 39-53

AA.VV., 2004. *Quaderni habitat: Le torbiere montane Relitti di biodiversità in acque acide*. Museo Friulano di Storia Naturale, Udine.

Andreotti, A., 2006. Zone di Protezione Speciale: un nuovo approccio nel considerare le aree protette per la tutela degli uccelli selvatici, in: Palumbo, G. (Ed.), *L'Europa Della Natura – Rete Natura 2000: Uno Strumento per Proteggere La Biodiversità*. LIPU/BirdLife Italia, pp. 51–57.

Assandri, G., Bogliani, G., Pedrini, P., Brambilla, M., 2019. Species-specific responses to habitat and livestock management call for carefully targeted conservation strategies for declining meadow birds. *J. Nat. Conserv.* 52, 125757. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2019.125757>

Bernini F., L. Bonini, V. Ferri, A. Gentili, E. Mazzetti & S. Scali, 2004. *Atlante degli Anfibi e dei Rettili della Lombardia - "Monografie di Pianura" n.5*, Provincia di Cremona, Cremona.

BirdLife International, 2017. European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities. BirdLife International, Cambridge, UK.

Brambilla, M., Rubolini, D., 2009. Intra-seasonal changes in distribution and habitat associations of a multibrooded bird species: implications for conservation planning. *Anim. Conserv.* 12, 71–77. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2008.00226.x>

Bock, C.E., Jones, Z.F., 2004. Avian habitat evaluation: should counting birds count? *Front. Ecol. Environ.* 2, 403–410. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0403:AHESCB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0403:AHESCB]2.0.CO;2)

Burfield, I.J. et al. (2023) 'Birds in Europe 4: the fourth assessment of Species of European Conservation Concern', Bird Conservation International, 33, p. e66. doi:10.1017/S0959270923000187.

Calvi, Vitulano, 2023. Servizio monitoraggio dell'avifauna nidificante in Lombardia anno 2023 relazione tecnica conclusiva.

Chiacchio, M., Pellitteri-Rosa, D., Barbi, A., Corlatti, L., Rödder, D., Henle, K., & Grimm-Seyfarth, A. (2023). Comparative success of two sampling techniques for high-altitude Alpine grassland reptiles under different temporal designs. *Amphibia-Reptilia*, 1(aop), 1-10.

Commissione Europea, 2003. Interpretation Manual of European Union Habitats. Natura 2000. European Commission, DG Environment, Nature and biodiversity. Eur 25: 129 pp.

Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A., Mustoe S.H., 2000. Bird census techniques. Academic Press, London, UK.

Ercole, S., Giacanelli, V., Bacchetta, G., Fenu, G., & Genovesi, P. (2016). Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: specie vegetali. *MANUALI E LINEE GUIDA*, 140, 1-292.

Gentili A. e Scali S., 2008. I Rettili della bassa Valtellina – Ecologia, rapporti con l'uomo e problemi di conservazione. Suppl. vol. 19/2008. "Il Naturalista valtellinese", Atti del Museo civico di Storia naturale di Morbegno.

Gustin, M., Nardelli, R., Brichetti, P., Battistoni, A., Rondinini, C., Teofili, C. per il volume (compilatori). 2021 Lista Rossa IUCN degli uccelli nidificanti in Italia 2021 Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma.

Keast, A., 1990. Biogeography and Ecology of Forest Bird Communities. SPB Academic.

Wiens, J.A., 1989. The ecology of bird communities. Cambridge University Press.

Sindaco, R., Bruni, G., Domeneghetti, D., Liuzzi, C., Razzetti, E., Restivo, S., & Seglie, D. (2021). Il nuovo Atlante degli Anfibi e dei Rettili d'Italia. In XIII Congresso Nazionale SHI, Lipari (ME), 22-26 settembre 2021. Programma e Riassunti/Program and Abstract Book (pp. 59-59). ITA.

Tuck, S.L., Winqvist, C., Mota, F., Ahnström, J., Turnbull, L.A., Bengtsson, J., 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: A hierarchical meta-analysis. J. Appl. Ecol. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12219>

SITOGRAFIA

Direttiva Habitat, Allegato II. Ultima consultazione 14-01-2025. Disponibile a <https://eunis.eea.europa.eu/references/2325/species>

Direttiva Habitat, Allegato IV. Ultima consultazione 14-01-2025. Disponibile a: <https://eunis.eea.europa.eu/references/2326/species>

DGR 8/11102: Elenco delle specie floristiche protette in modo rigoroso (C1) e delle specie a raccolta regolamentata (C2) - Regione Lombardia. Ultima consultazione 14-01-2025. Disponibile a: https://www.biodiversita.lombardia.it/images/FLORA/pdf/LR10_elenchi_flora.pdf

Geoportale Regione Lombardia – Carta degli Habitat (IV Report). Ultima consultazione 12-01-2025. Disponibile a: https://www.geoportale.regione.lombardia.it/en/metadati?p_p_id=detailSheetMetadati_WAR_gptmetadataportlet&p_p_lifecycle=0&p_p_state=normal&p_p_mode=view&detailSheetMetadati_WAR_gptmetadataportlet_identifier=r_lombar%3A43ac3aac-250e-48fe-917d-5b4cf34d4afc&jsfBridgeRedirect=true

Prodromo della vegetazione italiana – Ultima consultazione 25-01-2025. Disponibile a: <https://www.prodromo-vegetazione-italia.org/prodromo>

Geoportale Regione Lombardia – Carta degli Habitat (IV Report). Ultima consultazione 12-01-2025. Disponibile a:

https://www.geoportale.regione.lombardia.it/en/metadati?p_p_id=detailSheetMetadata_WAR_gptmetadataportlet&p_p_lifecycle=0&p_p_state=normal&p_p_mode=view&detailSheetMetadata_WAR_gptmetadataportlet_identifier=r_lombar%3A43ac3aac-250e-48fe-917d-5b4cf34d4afc&jsfBridgeRedirect=true

Riserva Naturale Val di Mello. *Il Sito della Riserva Naturale Val di Mello*. Disponibile a <https://riservanaturalevaldimello.org> , ultima consultazione 26/11/2024

Regione Lombardia - Scheda per il riconoscimento di *Buxbaumia viridis*. Ultima consultazione 12-01-2025. Disponibile a: <https://www.biodiversita.lombardia.it/images/FLORA/pdf/buxbaumia-viridis.pdf>

Regione Lombardia - Scheda per il riconoscimento di *Orthotrichum rogeri*. Ultima consultazione 12-01-2025. Disponibile a: <https://www.biodiversita.lombardia.it/images/FLORA/pdf/orthotrichum-rogeri.pdf>