



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI MILANO

Facoltà di Scienze Agrarie e Alimentari

Corso di Laurea Magistrale in

Scienze della Produzione e Protezione delle Piante

Classe: LM-69 (Scienze e tecnologie agrarie)

**Monitoraggio e modellazione di *Ips typographus*
dopo la Tempesta Vaia in Lombardia**

Relatore: Prof. Giorgio VACCHIANO

Correlatrice: Dott.ssa Francesca OSSOLA (ERSAF)

Tesi di Laurea di:

Elisa CENTAMORE

Matricola 939817

Anno Accademico 2019 - 2020

INDICE

1	INTRODUZIONE	1
1.1	Tempesta Vaia.....	1
1.1.1	Schianti da vento in foresta	1
1.1.2	Inquadramento dell'evento meteorologico	3
1.1.3	Urgenze connesse	4
1.2	Generalità sulla famiglia Scolytidae	4
1.3	<i>Ips typographus</i>	6
1.3.1	Morfologia.....	6
1.3.2	Distribuzione.....	7
1.3.3	Ciclo biologico.....	7
1.3.4	Rapporto con l'ospite	10
1.3.5	Effetti delle variazioni climatiche su <i>Ips typographus</i>	12
1.4	Possibilità di controllo di <i>Ips typographus</i>	14
1.4.1	Tecniche di contenimento	14
1.4.2	Prevenzione.....	15
1.4.3	Previsione	16
1.5	Obiettivi e finalità dello studio	17
2	MATERIALI E METODI.....	18
2.1	Le aree studio	18
2.1.1	Foresta Valgrigna	18
2.1.2	Foresta Valle Intelvi	23
2.1.3	Foresta Corni di Canzo	28
2.2	Monitoraggio fitosanitario	33
2.2.1	Trappole a feromoni.....	33
2.2.2	Schema di campionamento	34
2.2.3	Conteggio delle gallerie sottocorteccia	39
2.3	Rilievo dati dendrometrici.....	40
2.4	Riconoscimento morfologico in laboratorio	41
2.5	Analisi statistica dei dati	42
2.6	Simulazione del rischio d'infestazione da <i>Ips typographus</i>	43
2.6.1	Parametri	44
3	RISULTATI	51

3.1	Monitoraggio fitosanitario	51
3.1.1	Specie non-target associate a <i>Ips typographus</i>	51
3.1.2	Catture di <i>Ips typographus</i> con trappole a feromoni	53
3.1.3	Gallerie di <i>Ips typographus</i>	62
3.1.4	Dati dendrometrici.....	69
3.1.5	Statistiche descrittive	70
3.1.6	Correlazioni	72
3.1.7	Effetto dei trattamenti sulle catture di <i>Ips typographus</i>	74
3.2	Rischio d'infestazione da <i>Ips typographus</i> in Valle Camonica.....	82
3.2.1	Comuni	82
3.2.2	Particelle	87
4	DISCUSSIONE	91
4.1	Monitoraggio fitosanitario	91
4.1.1	Interazione tra <i>Ips typographus</i> e specie non-target	91
4.1.2	Abbondanza e dinamica della popolazione di <i>Ips typographus</i> ...	91
4.1.3	Relazioni tra le variabili del sito e di <i>Ips typographus</i>	94
4.1.4	Effetto dei trattamenti sulle catture	96
4.2	Rischio d'infestazione da <i>Ips typographus</i>	96
5	CONCLUSIONI E PROSPETTIVE FUTURE.....	98
6	BIBLIOGRAFIA.....	100
7	ALLEGATI	106
7.1	Chiavi Dicotomiche di <i>Ips typographus</i>	106
7.2	Piani d'assestamento ERSAF.....	107

RIASSUNTO

La Tempesta Vaia è stato l'evento più distruttivo mai registrato nelle foreste italiane, anche la Lombardia è stata colpita da questo fenomeno verificatosi a fine ottobre 2018. Intense correnti di scirocco potenziate dal passaggio sul Mediterraneo, molto più caldo della media, si sono abbattute sul Nordest dell'Italia. Il vento si è incanalato lungo i versanti di molte valli alpine, raggiungendo velocità superiori ai 200 km all'ora e causando lo schianto di diverse migliaia di ettari di foreste.

Il legname abbattuto dal vento può favorire lo sviluppo di danni secondari come le infestazioni da scolitidi e gli incendi. In particolare, uno dei fenomeni che minaccia lo stato fitosanitario dei boschi dopo tempeste del genere è il proliferare del bostrico (*Ips typographus*), un coleottero scolitide autoctono che partecipa ai processi degradativi degli individui deperienti di *Picea abies* ed è fra i parassiti forestali più temuti in Europa. Le sue devastanti pullulazioni impongono cambiamenti radicali nella composizione delle foreste, causando una serie di conseguenze a livello economico. Gli scenari di cambiamento climatico previsti per la regione alpina potrebbero comportare pullulazioni di bostrico più frequenti e gravi a causa sia dell'aumento delle generazioni annuali, che del conseguente indebolimento fisiologico dell'abete rosso in seguito a periodi di siccità che diventeranno più lunghi e frequenti. Pertanto, è sempre più necessario prendere in considerazione strumenti che possano essere utilizzati nella pianificazione selvicolturale a lungo termine per ridurre al minimo il rischio d'infestazioni da bostrico.

In questo studio vengono sperimentate tecniche di monitoraggio e previsione delle pullulazioni di bostrico in aree a diversa severità di schianto in seguito alla tempesta Vaia.

In occasione dell'Anno Internazionale per la Salute delle Piante 2020, il Servizio Fitosanitario di ERSAF - Regione Lombardia ha insediato una rete di monitoraggio attiva nel periodo 2019-2020, al fine di verificare lo stato fitosanitario delle foreste demaniali più colpite dalla Tempesta Vaia. L'indagine

è stata condotta mediante l'uso di trappole a feromoni nelle foreste regionali di Valgrigna (BS), Valle Intelvi (CO) e Corni di Canzo (CO).

A scala più ampia è stato utilizzato inoltre un modello di previsione della probabilità di pullulazione per l'intero comprensorio della Comunità Montana di Valle Camonica. Il rischio d'infestazione è stato simulato a partire dall'età, dalla porzione di abete rosso, dalle somme termiche, dalla capacità idrica disponibile e dall'indice Topex-to-Distance. La simulazione è stata effettuata con dati di temperatura simulati per gli anni 2020, 2050 e 2080 per uno scenario di emissione più ottimistico (RCP 4.5) e uno più pessimistico (RCP 8.5). Nel secondo anno di monitoraggio le catture delle trappole sono decisamente aumentate rispetto al 2019, a causa della stagione favorevole alla riproduzione dell'insetto e al grande quantitativo di legname schiantato a sua disposizione. Gli effetti dei trattamenti del sito, della zona e del modello della trappola sono significativi sulle catture in entrambi gli anni di monitoraggio.

Risulta che il conteggio delle gallerie sia un buon indicatore della presenza del bostrico, in quanto misurato direttamente sull'ospite e se associato alle catture fornisce un quadro più completo della presenza e abbondanza dello scolitide.

Il rischio d'infestazione risulta già elevato nel 2020 e l'effetto del riscaldamento globale influirà ulteriormente comportando nel 2080 valori vicini al 100% nella maggior parte della Valle Camonica. Se le condizioni climatiche future corrisponderanno allo scenario ottimistico il rischio d'infestazione sarà meno elevato, sarà più elevato se si realizzerà lo scenario pessimistico.

La disponibilità dei dati di monitoraggio permetterà di indirizzare la gestione selvicolturale verso scelte che mirano a prevenire le pullulazioni di bostrico nel breve termine.

I risultati della modellazione permettono di comprendere la tendenza della suscettibilità dei popolamenti della Valle Camonica alle infestazioni da bostrico e saranno utili per gestire questo disturbo a lungo termine.

CAPITOLO PRIMO

1 INTRODUZIONE

1.1 Tempesta Vaia

1.1.1 Schianti da vento in foresta

In Europa il vento rappresenta uno dei principali disturbi abiotici per i boschi di abete rosso (*Picea abies*), essendo responsabile di oltre il 50% dei circa 38 milioni di m³ persi ogni anno (Gardiner et al., 2013). Eventi estremi come le tempeste di vento sono sempre più frequenti in Europa negli ultimi decenni con effetti devastanti sulle foreste di conifere e in particolare quelle dense e monostratificate di abete rosso. Si possono ad esempio ricordare gli schianti causati dalla tempesta Vivian (120 milioni di m³, 1990), da Lothar e Martin (240 milioni di m³, 1999) e da Gudrun (278 milioni di m³, 2005). Paragonabile a queste in termini di intensità dei venti, pur interessando una superficie forestale complessiva minore (Grégoire et al., 2015), è la tempesta Vaia (2018). Tale tempesta ha comportato danni ai boschi per circa 8,5 milioni di m³ (Chirici et al., 2019), divenendo in tal modo il disturbo da vento più forte dell'epoca recente nel versante meridionale delle Alpi.

I fattori che influenzano il verificarsi di danni così rilevanti alle foreste da parte del vento possono essere divisi in quattro gruppi: condizioni meteorologiche, condizioni stazionali, topografia e struttura del popolamento forestale (Schindler et al., 2012).

Dal punto di vista della struttura ci sono popolamenti più facilmente interessati da schianti rispetto ad altri. I fattori importanti della struttura sono l'altezza dell'albero (le probabilità di schianto aumentano in modo esponenziale con l'altezza dell'albero), la specie (il tipo di apparato radicale, la forma della chioma e la resistenza meccanica del fusto), le condizioni fitosanitarie e la struttura verticale del popolamento (popolamenti puri, monostratificati e densi sono più vulnerabili rispetto a popolamenti misti e pluristratificati).

Gli schianti da vento provocati da Vaia hanno però interessato una grande varietà di categorie forestali (pinete, peccete montane pure, peccete subalpine, peccete miste, boschi misti del piano montano con abete, peccio e faggio), diversi tipi strutturali (foreste monostratificate, pluristratificate, pure, miste ed anche cedui) e settori altitudinali. Infatti, quando il vento supera una certa velocità, i fattori strutturali (altezza dell'albero, specie, diametro, coefficiente di snellezza, struttura del popolamento) svolgono un ruolo marginale, in quanto le forze di resistenza dell'albero sono di gran lunga inferiori a quelle esercitate dalla massa d'aria (Motta, 2018). Questa soglia è stata calcolata in circa 94-100 km/h per il singolo albero (Virost et al., 2016), e può salire fino a circa 150 km/h (Gardiner et al., 2013) per boschi particolarmente resistenti. Al di sotto di questi limiti la vulnerabilità degli alberi e dei boschi ai danni da vento può essere significativamente ridotta con una attenta gestione forestale.

La magnitudo e la frequenza di eventi meteorologici di forte intensità stanno però mutando a causa dei cambiamenti climatici in atto (Seidl & Rammer, 2017). Nel caso di Vaia, l'attribuzione di una relazione tra velocità del vento e cambiamenti climatici è difficile; tuttavia la temperatura sopra la media del Mediterraneo ha sicuramente inciso sull'evoluzione e sull'intensità della perturbazione.

Parallelamente, negli ultimi decenni la vulnerabilità delle foreste europee agli schianti da vento è aumentata in quanto è aumentata la superficie coperta da foreste, la biomassa per unità di superficie, l'età media e l'altezza media dei popolamenti forestali (Motta et al., 2018).

Gli schianti da vento sono un fenomeno naturale e la maggior parte delle foreste danneggiate sono in grado, con i tempi delle dinamiche forestali, di rinnovarsi e di ricrescere. Nonostante ciò, in molte situazioni, sia per le funzioni ecosistemiche richieste e sia per la necessità di garantire sicurezza e adeguata qualità della vita alle popolazioni locali, è necessario intervenire per ritornare, nel più breve tempo possibile, ad una copertura forestale adeguata.

In tutte le fasi di ripristino del bosco è però necessario tenere conto anche della funzionalità ecologica del bosco e della sua complessità, caratteristica che

garantisce resistenza e resilienza ai popolamenti forestali (Lindner et al., 2010). In generale, è opportuno osservare le dinamiche naturali in atto e favorire, dove possibile, i processi di rinnovazione spontanea.

1.1.2 Inquadramento dell'evento meteorologico

La Tempesta Vaia è stato un evento meteorologico estremo verificatosi il 29 ottobre 2018 che ha interessato il nord-est dell'Italia, in particolare l'area montana delle Dolomiti e delle Prealpi Venete. L'Italia è stata colpita da una forte perturbazione di origine atlantica causata da una depressione, un'area dove la pressione atmosferica è molto più bassa delle zone circostanti, di rara profondità. L'evento meteorologico è stato contraddistinto da due differenti fasi:

- 27-28 ottobre con forti piogge
- 29-30 ottobre con impetuose raffiche di scirocco e intensi temporali

Nelle zone più colpite dall'evento sono caduti fino a 600 mm di pioggia in 72 ore con raffiche di scirocco a 150-200 km/h nel Nord Italia. L'evento è erroneamente conosciuto con l'appellativo di “tempesta” ma i venti hanno raggiunto la velocità “uragano” nella Scala di Beaufort.

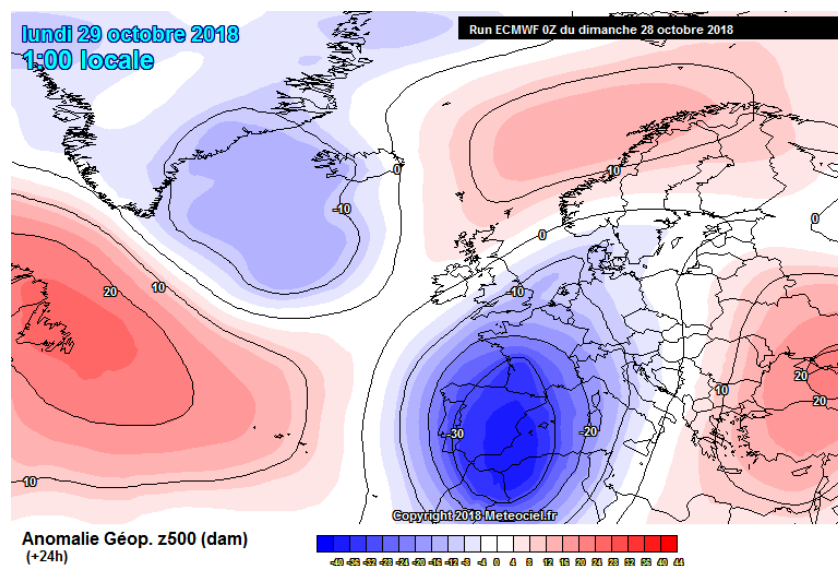


Figura 1: anomalie bariche verificatesi il 29 ottobre 2018
(fonte ECMWF-European Center Medium Weather Forecast)

1.1.3 Urgenze connesse

Con l'aumento di frequenza e intensità dei disturbi, occorrerà tenere in maggiore considerazione anche le interazioni che possono verificarsi tra diversi agenti (Bottero et al., 2013, Havašová et al., 2017;); i disturbi causati da eventi severi come quello osservato recentemente nel nord-est italiano potrebbero interagire con altri disturbi forestali come le pullulazioni di insetti e dare origine a vere e proprie esplosioni di focolai di scolitidi.

Spesso accade che la maggior parte delle regioni con focolai di coleotteri della corteccia corrispondono a quelle colpite da una tempesta (Niemeyer et al., 1995).

Da uno studio condotto in Svizzera risulta che nelle superfici boschive colpite dalle tempeste è presente circa il doppio delle specie di insetti presenti nei boschi inviolati (Wermelinger et al., 2017). Tempeste come Vivian o Lothar hanno provocato sradicamenti da vento che hanno cambiato gli habitat, causando l'apertura di luoghi prima ombreggiati e di conseguenza il cambiamento sia del clima che della vegetazione locale.

1.2 Generalità sulla famiglia Scolytidae

I coleotteri scolitidi (Coleoptera: Curculionidae Scolytinae) sono una famiglia di insetti che racchiude circa 6000 specie suddivise in oltre 200 generi (Wood & Bright 1992). I generi più diffusi e rilevanti della famiglia sono *Xyleborus*, *Scolytus*, *Tomicus* e *Ips*.

Si trovano prevalentemente nelle foreste equatoriali e pluviali. Solo nella regione paleartica centro-occidentale sono presenti 331 specie (Pfeffer, 1995) di cui almeno 129 riscontrabili anche sul territorio nazionale (Abbazzi & Zinetti, 2013). Gli scolitidi svolgono un ruolo rilevante nelle dinamiche degli ecosistemi forestali di tutta Europa. Infatti, in contesto forestale sono particolarmente importanti data la marcata xilofagia *sensu lato* mostrata sia dagli adulti che dagli stadi larvali (Kolk & Starzyk, 1996; Dajoz, 2007).

La dannosità di questi insetti cambia molto in base alle specie considerate, sia in relazione alla variabile aggressività da queste esercitata nei confronti delle

diverse specie arboree, sia come conseguenza della possibile trasmissione di funghi patogeni per la pianta ospite.

La maggior parte delle specie appartenenti a questa famiglia, a seconda delle abitudini alimentari, presenta diversi comportamenti e viene pertanto classificata in floefaga o specie corticicole e xilofaga o specie lignicole (Faccoli, 2015).

I primi, conosciuti anche come bark beetles, o coleotteri della corteccia, utilizzano come sostanza trofica e sede di riproduzione i tessuti floematici e il cambio.

Gli adulti penetrano nella corteccia realizzando un foro d'entrata in corrispondenza del quale viene scavata una camera nuziale o vestibolo, in cui vengono deposte le uova. Le larve neonate si fanno strada all'interno delle cavità costruite dalla madre per poi deviare scavando gallerie laterali che si diramano verso l'esterno. Il diametro di queste gallerie aumenta all'aumentare delle loro dimensioni. Arrivate alla maturità le larve scavano la camera pupale dove si conclude la loro metamorfosi. L'insieme delle gallerie materne e larvali è chiamato 'sistema riproduttivo' che a seconda delle specie può avere forme diverse.

I nuovi adulti rimangono sotto corteccia per un breve periodo di alimentazione, indispensabile per la maturazione sessuale. Le specie poligame utilizzano come sostanza trofica il substrato in cui si sono sviluppate, principalmente resti di floema risparmiati dalle larve, alterando lo schema originale del sistema riproduttivo. Le specie monogame al contrario si spostano alla ricerca di substrati più freschi. Al momento della riproduzione gli individui maschi delle specie poligame entrano per primi nell'ospite e più tardi sono raggiunti dalle femmine. Nelle specie monogame avviene il contrario (Balachowsky, 1949).

Gli xilematici hanno instaurato complesse simbiosi con funghi utilizzati come integratori trofici, per questo motivo gli scolitidi lignicoli vengono definiti più correttamente xilomicetofagi (conosciuti anche come ambrosia beetles) e riescono a svilupparsi nei tessuti legnosi più interni e molto poveri di sostanze nutritive.

Le femmine scavano nel legno lunghe e profonde gallerie che si ramificano e si accrescono a formare delle camere in cui depongono le uova. Le larve si nutrono dei funghi simbionti che trovano nei tessuti conduttori e introdotti dalla madre nell'ospite (Faccoli, 2015). Concluso lo sviluppo larvale i nuovi adulti emergono dal sistema riproduttivo ripercorrendo a ritroso le gallerie. Così facendo si nutrono del micelio fungino che permette loro di completare la maturazione delle gonadi e s'imbrattano delle spore che poi trasporteranno in un nuovo albero ospite (Balachowsky, 1949).

Fra le specie floefaghe, *Ips typographus* è lo scolitide più temuto nelle foreste di conifere della regione paleartica (Christiansen & Bakke 1988), in cui attacca i popolamenti di abete rosso. Nelle foreste delle Alpi e Prealpi italiane l'insetto negli ultimi anni ha causato ingenti danni.

Le dannose pullulazioni di bostrico tipografo, nome comune di *Ips typographus*, oltre a procurare severe conseguenze economiche, possono causare cambiamenti radicali nei ritmi e nella composizione delle foreste (Faccoli, 2000).

1.3 *Ips typographus*

1.3.1 Morfologia

Gli adulti sono lunghi 4,0-5,0 mm e sono 2,3-2,5 volte più lunghi della loro larghezza (Douglas et al., 2019). Il corpo è di forma cilindrica, marrone scuro, lucido e con molti peli, le zampe sono brevi. La parte posteriore delle elitre, ovvero le ali posteriori indurite tipiche dei coleotteri, presenta frequentemente un'accentuata declività fornita di piccole cuspidi. Entrambi i sessi hanno quattro cuspidi su ciascun lato delle elitre declive, la terza è la più grande ed è capitata. La superficie dell'elitra è opaca e finemente punteggiata (Bright, 1980). Le antenne sono genicolate e clavate, sono relativamente corte ma hanno uno scapo ben distinto. Il pronoto è ricoperto di asperiti nella metà anteriore. Il suo apparato boccale è di tipo masticatore caratterizzato da due robuste mandibole che gli permettono di utilizzare i substrati lignei.

1.3.2 Distribuzione

In Europa, compresa la parte europea della Russia, *I. typographus* è ampiamente diffuso nell'areale di distribuzione del suo ospite principale, *Picea abies*. È presente sia in pianura che in montagna fino al limite superiore del bosco. La distribuzione in Asia è transpaleartica, coprendo Russia (Siberia ed Estremo Oriente), Cina, Corea e Giappone.

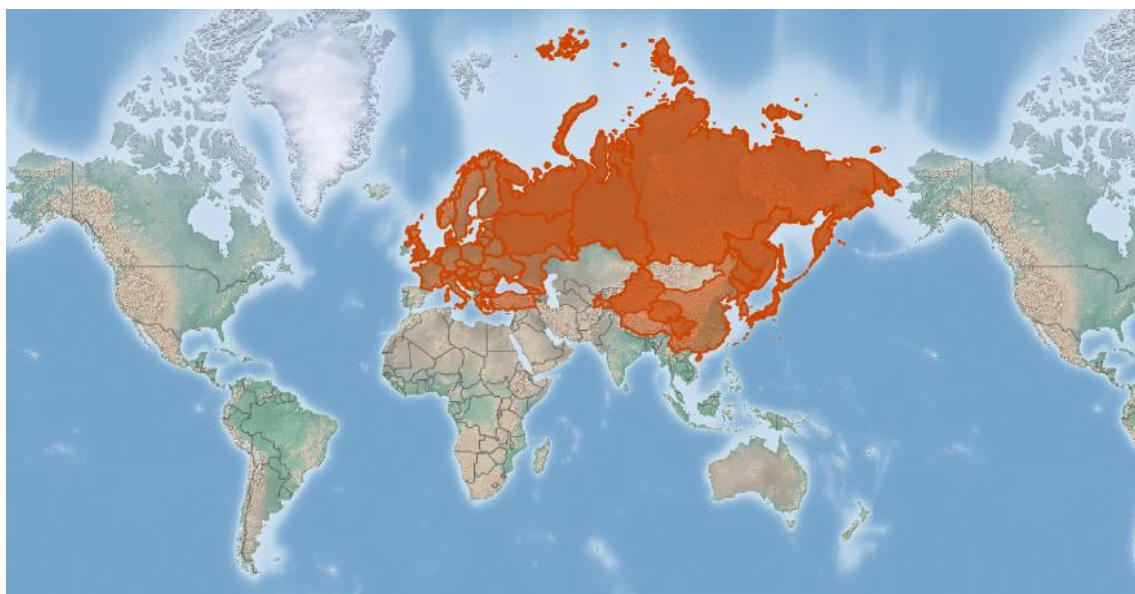


Figura 2: mappa di distribuzione di *Ips typographus* a livello mondiale
(fonte: Cabi ISC- Invasive Species Compendium 2021)

1.3.3 Ciclo biologico

Il bostrico tipografo sverna come adulto nei pressi dell'albero in cui si è sviluppato. Predilige la lettiera, ma può svernare anche sotto la corteccia di alberi sani o abbattuti o in tronchi tagliati.

I primi voli primaverili si verificano quando la temperatura raggiunge i 18°C, in base alla latitudine e all'altitudine, lo sfarfallamento si verifica tra aprile e giugno (Faccoli, 2009).

Come per la maggior parte dei coleotteri scolitidi, il periodo di volo consiste in una fase di dispersione seguita da una fase di ricerca. La durata del periodo di dispersione è estremamente variabile tra gli individui di *I. typographus* perché dipende dalla distanza percorsa dall'insetto che va da pochi metri a diversi chilometri.

Durante il volo i maschi vengono attratti dalle miscele di composti volatili caïromonici (terpenoidi), contenenti α -pinene ed etanolo, emessi dalle piante sofferenti. Una volta selezionato il substrato di riproduzione adatto, i maschi richiamano i loro conspecifici emettendo feromoni di aggregazione. Gli scolitidi maschi sono i principali produttori di feromoni e i monoterpeni degli alberi sono i precursori della loro biosintesi (Hughes, 1973).

I componenti principali dei feromoni di aggregazioni sono (S) cis-verbenolo e 2-metil-3-buten-2-olo (Bakke et al., 1977). Il (S) cis-verbenolo è prodotto da diverse specie del genere *Ips*, mentre il metilbutenolo è specifico per *I. typographus*.

Diversi studi confermano che *I. typographus* produce anche feromoni antiaggreganti quando il substrato non è adatto per la riproduzione (Francke et al., 1995). Composti come il verbenone e l'ipsenolo vengono rilasciati dalle femmine come deterrenti dell'ovideposizione per evitare la competizione intraspecifica per i siti riproduttivi (Bakke, 1981).

Il maschio, una volta attaccato l'albero, pratica un foro d'entrata e scava la camera nuziale nel floema dove ospiterà da una a tre femmine per l'accoppiamento. Le femmine scavano delle gallerie longitudinali lungo le quali deporranno le uova su ambedue i lati. Ogni femmina può deporre fino 80 uova (Wermelinger, 2004). Nei casi in cui sono presenti due femmine le gallerie materne costituiscono un sistema longitudinale doppio, ossia dalla camera nuziale si diramano due gallerie opposte lunghe fino a 15 cm e disposte in senso parallelo all'asse maggiore del fusto (Frigimelica et al., 2000); se invece sono presenti tre femmine, il sistema viene definito ad Y e sarà costituito da due gallerie materne verso l'alto e una verso il basso (Figura 3).

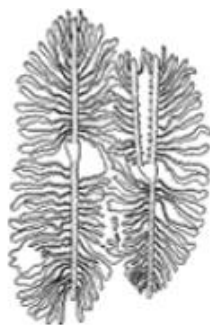


Figura 3: sistema riproduttivo longitudinale doppio (sx) e a Y (dx).

Mentre la femmina depone le uova, il maschio l'aiuta trasportando fuori dalle gallerie la rosura in eccesso. Durante la costruzione delle gallerie il floema e il cambio vengono contaminati da patogeni fungini che hanno un ruolo attivo nel deperimento dell'albero sano.

Dalle uova schiuse escono le larve che si nutrono del floema, scavando le gallerie larvali che seguono una direzione ortogonale rispetto a quelle materne. La larva crea alla fine della galleria una camera, chiamata cella pupale, dove avviene la metamorfosi da stadio larvale a stadio adulto. I nuovi adulti, prima di abbandonare l'ospite, trascorrono sotto corteccia un breve periodo nutrendosi del floema che gli permette di raggiungere la maturità sessuale. La durata media del processo di sviluppo è di circa 7-8 settimane e si conclude con lo sfarfallamento dei neo-adulti.

Se l'ambiente e l'altitudine lo permettono, gli individui della nuova generazione migrano verso un nuovo ospite dove si riproducono dando origine a una seconda generazione. Altrimenti cercano un rifugio adatto allo svernamento.

Nelle zone centrali dell'Europa *I. typographus* è bivoltino, ma a bassa quota e con temperature favorevoli la popolazione può avviare una terza generazione, le cui larve non sopravvivono agli inverni rigidi. Mentre ad altitudini elevate si raggiunge una sola generazione all'anno.

Quando si manifesta un'elevata concentrazione di individui sullo stesso ospite, dopo circa un mese dall'inizio della colonizzazione, le femmine (definite "riemergenti") interrompono l'ovideposizione e vanno ad esaurire la loro fecondità su un nuovo ospite dando origine a "generazioni sorelle" (Anderbrant, 1989).

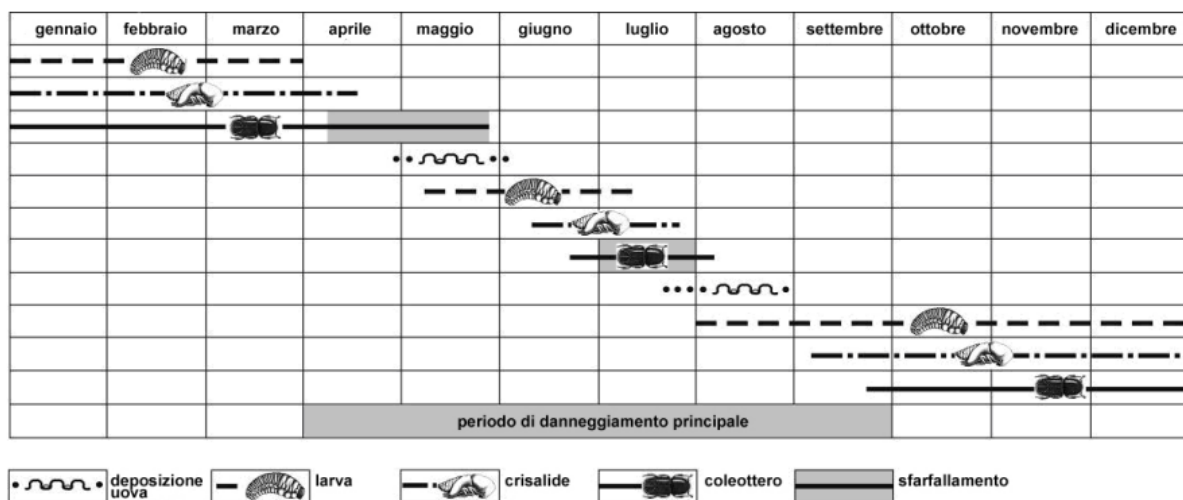


Figura 4: ciclo di sviluppo in condizioni indisturbate di *Ips typographus*, composto da due generazioni, possibile ad esempio a 800 m s.l.m. Al di sopra dei 1300 metri questi tempi sono ritardati di circa un mese ed in genere lo sviluppo di una seconda generazione non avviene (fonte: Nierhaus-wunderwald e Forster 2004)

1.3.4 Rapporto con l'ospite

In un ecosistema naturale, caratterizzato da una certa complessità strutturale e fisiologica, la presenza di *Ips typographus* è considerata un fattore di equilibrio e di biodiversità. Infatti, bostrico tipografo e peccio si sono lentamente co-evoluti nel corso dei millenni in una competizione che fa parte dell'equilibrio naturale e che di per sé è garanzia di biodiversità.

L'attività di sviluppo di *I. typographus* a carico di individui deboli e deperienti rende però questa specie un rilevante agente di selezione naturale. Tuttavia, l'azione del bostrico si manifesta in modo incisivo e talvolta devastante anche in popolamenti solitamente stabili ma che divengono temporaneamente sofferenti a causa di diversi fattori, come danni da vento, siccità o incendi. In questi casi le popolazioni dell'insetto crescono in modo esponenziale (insetti r-strategists) fino a distruggere vaste aree boscate per poi attaccare anche piante sane a causa della scarsità di cibo e alta competizione intraspecifica. L'intervento antropico sulle foreste di abete rosso ha profondamente modificato la struttura, la densità e la composizione del bosco allontanandolo dalla sua naturalità. Ne sono esempio le numerose peccete di origine artificiale situate in habitat non aderenti all'optimum dell'abete rosso, che generalmente si colloca nelle fasce altimontana e subalpina (Minotta & Favero, 2005). Il

genere *Picea*, infatti, predilige condizioni di buona umidità atmosferica ed edafica con climi caratterizzati da abbondanti precipitazioni e limitata evapotraspirazione (Gellini, 1996). Nelle aree in cui queste condizioni ideali vengono a mancare (lunghi periodi siccitosi e inverni miti) abbiamo un indebolimento fisiologico che crea le condizioni idonee per epidemie di bostrico.

L'attacco del bostrico, con la distruzione del floema e l'inoculo di agenti fungini, causa il deperimento della pianta nel giro di poche settimane. Gli effetti sono particolarmente evidenti all'inizio dell'estate. Le chiome degli alberi colpiti sono distinguibili in quanto assumono una colorazione rossastra, seguita da una sensibile caduta degli aghi verdi. I fusti presentano i fori d'entrata dei maschi adulti da cui esce spesso rosura e resina. A fine stagione è possibile osservare il distacco dal fusto di porzioni estese di corteccia.

Alcuni generi di Pinaceae, *Picea abies* incluso, hanno evoluto sistemi di difesa per preservarsi dall'attacco dei nemici naturali. Tra questi troviamo un sistema di condotti nella corteccia e nel legno che contiene oleoresina pressurizzata.

Quando un condotto viene reciso dall'apparato boccale di un insetto l'oleoresina viene essudata e, in quantità adeguate, proteggerà e sigillerà le ferite.

La quantità di resina prodotta è estremamente variabile negli individui di *Picea abies*. La produzione dipende dall'età della pianta (diminuisce con l'invecchiamento) e dai cambiamenti stagionali che fanno variare la pressione di turgore delle cellule parenchimatiche, perciò i maschi di *I. typographus* possono incontrare una difesa costitutiva molto efficace o inesistente. Quando il numero di individui che attacca l'albero diventa elevato questa strategia di difesa diventa poco efficace, perché la recisione multipla dei canali porta alla depressurizzazione del sistema e gli individui che attaccheranno successivamente l'ospite non subiranno gli effetti fisici dell'oleoresina.

1.3.5 Effetti delle variazioni climatiche su *Ips typographus*

Il cambiamento climatico può avere importanti conseguenze sui fattori biotici di disturbo degli ecosistemi forestali (Ayres & Lombardero, 2000).

Gli effetti di tali cambiamenti si manifestano sia a livello di individuo che di specie con effetti positivi come l'espansione dell'areale o un ciclo di sviluppo più rapido (Walther et al., 2002). Possono anche verificarsi effetti negativi come tassi di mortalità più rilevanti, riduzione della fertilità e restrizioni dell'areale, soprattutto per le specie che trovano barriere fisiche alla loro diffusione.

Gli insetti sono organismi che possono rispondere in modo diretto e veloce ai cambiamenti climatici grazie ai rapidi cicli di sviluppo, all'alto potenziale riproduttivo e all'elevata capacità di adattamento fisiologico (Crozier & Dwyer, 2006).

I sistemi in cui risiedono gli insetti forestali sono sistemi complessi, nei quali si devono considerare le interazioni sia con le altre specie antagoniste che con le piante ospiti. Prevedere l'evolversi di questi sistemi è difficile, anche perché non è immediato costruire modelli biologici che simulino in modo rigoroso le risposte degli organismi alla mutazione delle condizioni (Battisti & Faccoli, 2007).

Se si considerano gli scolitidi, in Europa la maggior parte delle pubblicazioni scientifiche interessano *Ips typographus*, tuttavia una buona parte è stata realizzata da autori centro-europei e solo pochi studi sono riferiti ad ambienti simili all'arco alpino (Faccoli, 2000). È fondamentale conoscere l'interazione tra popolazione e ambiente poiché quest'ultimo genera differenze circa il ciclo biologico, i ritmi di sviluppo e i fattori di mortalità.

Negli ultimi decenni il susseguirsi di eventi climatici estremi ha spesso rappresentato una delle cause principali dell'avvio di vaste infestazioni di scolitidi. L'innalzamento delle temperature, associato a lunghi periodi di siccità, determina un numero crescente di generazioni sull'intero gradiente altitudinale, con aumenti dell'intensità delle infestazioni a basse quote (Jakoby et al., 2019).

Le variazioni climatiche influiscono anche sulle piante ospiti che indebolendosi risultano più esposte l'attacco degli organismi patogeni.

Nell'arco alpino sono sempre più evidenti gli effetti del cambiamento climatico sugli ecosistemi forestali.

Studi sulle popolazioni di *Ips typographus* sulle Prealpi Giulie (Faccoli, 2009), hanno evidenziato una correlazione negativa esistente tra i danni dello scoltide e l'entità delle precipitazioni nel periodo primaverile nell'anno precedente l'infestazione.

Il cambiamento climatico ha dirette ripercussioni anche sulla biologia e fenologia dei patogeni forestali. Sempre, nelle Prealpi orientali, l'innalzamento delle temperature primaverili ha determinato un anticipo dei voli di bostrico tipografo di almeno un mese negli ultimi dieci anni (Faccoli, 2009). Di conseguenza anche lo sviluppo della seconda generazione viene anticipato, dando la possibilità di avviare una terza generazione che è favorita da temperature relativamente calde, che sempre più frequentemente contraddistinguono l'ultima parte dell'estate e l'inizio dell'autunno.

Dal momento che fenomeni simili si stanno verificando in molte foreste nord-europee è verosimile che diverse popolazioni di *Ips typographus* stiano diventando bivoltine, anche dove le temperature in precedenza consentivano all'insetto di portare a termine al massimo una generazione all'anno (Jönsson et al., 2009).

Le variazioni climatiche possono agire in modo rilevante sulla sopravvivenza di alcuni stadi di sviluppo degli insetti forestali. La mortalità invernale del bostrico è strettamente dipendente dalle temperature minime invernali ma anche dallo stadio di sviluppo considerato. Solitamente la mortalità si concentra sulle forme pre-immaginali, per lo più larve di vari stadi frutto dell'avvio della seconda generazione interrotta prima dell'arrivo dell'inverno (Faccoli, 2009). Inverni più miti potrebbero favorire una maggiore sopravvivenza, al contrario un aumento della quantità di individui che fronteggia l'inverno allo stadio larvale potrebbe determinare un aumento della mortalità.

1.4 Possibilità di controllo di *Ips typographus*

I principali metodi di controllo di *I. typographus* nella realtà alpina sono essenzialmente di tipo preventivo.

Le attuali tecniche di contenimento del bostrico tipografo possono essere riassunte in quattro principali categorie che sono bonifica forestale, tagli fitosanitari, alberi esca e trappole a feromone.

1.4.1 Tecniche di contenimento

Il bostrico tipografo compie quasi interamente il suo ciclo vitale sottocorteccia rendendo di difficile applicazione le comuni tecniche di lotta agli insetti; il tempo a disposizione per agire si riduce infatti ai pochi giorni nei quali gli adulti sfarfallano in cerca di nuovi substrati da colonizzare (Mills, 1991).

Numerosi metodi di cattura per limitare le infestazioni sono stati testati (Alf Bakke, 1985; Weslien et al., 1989), ma un controllo efficace risulta ancora arduo.

Uno dei cardini sui quali si basa il controllo è rappresentato dai tagli fitosanitari, ovvero l'insieme degli interventi finalizzati alla repentina distruzione di tutto il materiale recentemente infestato. Tali azioni, definite genericamente di “igiene forestale”, consistono nello scortecciamento o rimozione di qualsiasi albero infestato dalle larve dello scolitide prima che queste possano trasformarsi in adulti.

Gli alberi esca sono alberi resi maggiormente attrattivi con feromoni di aggregazione, per attirare gli insetti e distoglierli dagli alberi sani, che a seguito della colonizzazione vengono rimossi o scortecciati prima dello sfarfallamento della nuova generazione.

Le trappole vengono innescate con dei feromoni di aggregazione specifici che permettono la cattura degli insetti in volo. Ne esistono di varie tipologie e sono in grado di ridurre la popolazione del parassita, limitandone i danni a carico del soprassuolo. In ogni caso non sono in grado di evitare l'insorgenza di devastanti pullulazioni qualora non vengano eseguiti i comuni interventi di igiene forestale (Faccoli, 2000).

Le trappole a feromone si rivelano inoltre valide per il monitoraggio delle popolazioni di scolitidi. I dati che si possono ottenere sulla fenologia della specie, i picchi di sfarfallamento e i cicli di sviluppo, permettono di organizzare interventi di gestione fitosanitaria a lungo termine (Faccoli, 2000). Risulta perciò sostanziale valutare eventuali variazioni nella fenologia e colonizzazione di nuovi ambienti per essere preparati ad affrontare eventuali modifiche nelle strategie di difesa.

Il peculiare ambiente foresta limita notevolmente le possibilità di meccanizzazione di qualsiasi tipo di intervento e porta a ricercare strategie diverse per il contenimento delle pullulazioni degli insetti forestali.

La prospettiva di attuare programmi di controllo biologico risulta interessante ma nonostante siano note oltre un centinaio di specie di predatori e parassitoidi per *Ips typographus* (Wegensteiner et al., 2015), nessuna di queste sembra essere in grado di contenere le pullulazioni. Tuttavia, il ruolo di questi antagonisti può essere decisivo durante le fasi di latenza dello scolitide, inibendo o ritardando l'avvio delle infestazioni.

1.4.2 Prevenzione

La prevenzione si basa sul mantenimento del soprassuolo in buone condizioni fisiologiche attraverso una gestione oculata e programmata che preveda anche interventi di miglioramento forestale, come i diradamenti. Tali azioni giovano allo status generale del soprassuolo rendendolo meno suscettibile all'attacco dei patogeni. Gli alberi da asportare possono comprendere anche piante non ancora colpite ma potenziali ospiti dell'insetto (alberi indeboliti), soprattutto nelle situazioni di schianti da vento e danni da fuoco. Tuttavia, la rimozione del legname danneggiato da disturbo (*salvage logging* o bonifica forestale) a seguito di schianti da vento è un argomento molto controverso, e spesso risulta impossibile esboscare completamente le zone colpite da schianti. Un recente studio (Dobor et al., 2020) afferma che a meno di non riuscire a rimuovere il 95% dei tronchi schiantati, la bonifica degli schianti non riduce

significativamente il rischio di attacco da coleotteri scolitidi, e anzi incide negativamente sul bilancio del carbonio stoccato dall'ecosistema.

La miglior prevenzione è garantita dalla presenza di boschi in cui la quota di abeti rossi non sia stata aumentata artificialmente in modo eccessivo, perché i boschi con un alto grado di naturalità sono più resistenti ai disturbi, compresi quelli da bostrico tipografo.

In Lombardia, come in molte altre regioni della penisola, esistono ampie aree rimboschite con colture monospecifiche di conifere al di fuori del loro areale. I principali scopi di questi impianti, non più attuati dagli anni '60, sono ormai assolti, in quanto, per la maggioranza dei casi, si trattava di colonizzare terreni nudi e con problemi di erosione e dissesto idrogeologico (Gallinaro, 2004). Negli ultimi decenni, anche a seguito di problemi fitosanitari e di stabilità, la tendenza è stata quella di favorire la rinnovazione naturale di specie autoctone, ricorrendo talvolta anche agli impianti sotto fustaia.

L'invecchiamento generalizzato dei boschi, un tempo attivamente gestiti, la mancata esecuzione di diradamenti nei rimboschimenti e di tagli di rinnovazione, espone i popolamenti a danni gravi ed estesi, derivanti da fattori meteorologici, fitopatologici e strutturali.

Nel caso in cui siano necessari rimboschimenti artificiali *Picea abies* può essere sostituito completamente o in parte da *Abies alba* perché quest'ultimo non è suscettibile all'attacco del bostrico tipografo. L'abete bianco si può considerare un buon alleato anche nella prevenzione di altri disturbi, in quanto rispetto all'abete rosso è meno soggetto alle variazioni climatiche soffrendo meno la siccità.

1.4.3 Previsione

Gestire lo scoppio di focolai di *Ips typographus* è un compito arduo per la pianificazione selvicolturale. Il monitoraggio degli scolitidi può essere utile per prevedere l'andamento delle popolazioni nel breve periodo. Uno degli obiettivi di un programma di monitoraggio dovrebbe essere quello di utilizzarne i dati per stimare il rischio di epidemie (Schroeder & Lindelöw, 2002). Le catture

totali forniscono però solo informazioni sulla densità di popolazione dell'anno in corso (Bakke, 1985). Esistono, tuttavia, studi che documentano la possibilità di stimare la quantità di scolitidi dell'anno successivo, tramite relazioni tra le catture primaverili-estive e la variazione della densità di popolazione tra i diversi anni (Faccoli & Stergulc, 2006).

Non sono però sufficienti interventi localizzati e risulta necessario un approccio coordinato su vasta scala. In quest'ottica possono venire in aiuto strumenti che permettano di prevedere infestazioni di bostrico tipografo intensificate dal cambiamento climatico.

Vari fattori ambientali influenzano la salute e la suscettibilità degli alberi, così come la predisposizione ai coleotteri della corteccia. La capacità di identificare i siti ad alto rischio di infestazione faciliterebbe l'adattamento alle variazioni climatiche e aiuterebbe a indirizzare le limitate risorse per la gestione della salute delle foreste. Di conseguenza, risulta importante studiare la rilevanza delle caratteristiche di popolamento, suolo e topografia che possono predisporre i boschi agli attacchi di *I. typographus* (Blomqvist et al., 2018).

1.5 Obiettivi e finalità dello studio

Lo studio è diviso in due parti:

- monitoraggio della popolazione di *Ips typographus* nelle principali aree forestali schiantate dalla Tempesta Vaia in Lombardia, allo scopo di individuare eventuali pullulazioni e decidere tempestivamente le necessarie contromisure; supporto a ERSAF nell'indagine sulla biodiversità della coleotterofauna associata a *Ips typographus* nelle foreste di *Picea abies*.
- modellistica finalizzata alla previsione della suscettibilità delle foreste della Val Camonica all'attacco di *Ips typographus* nei prossimi anni.

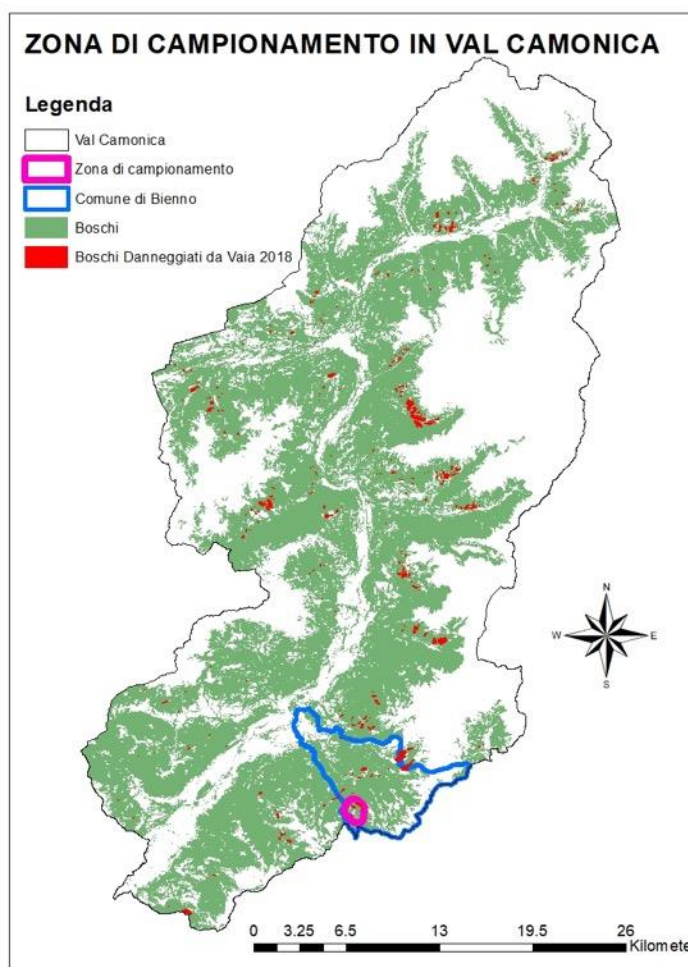
CAPITOLO SECONDO

2 MATERIALI E METODI

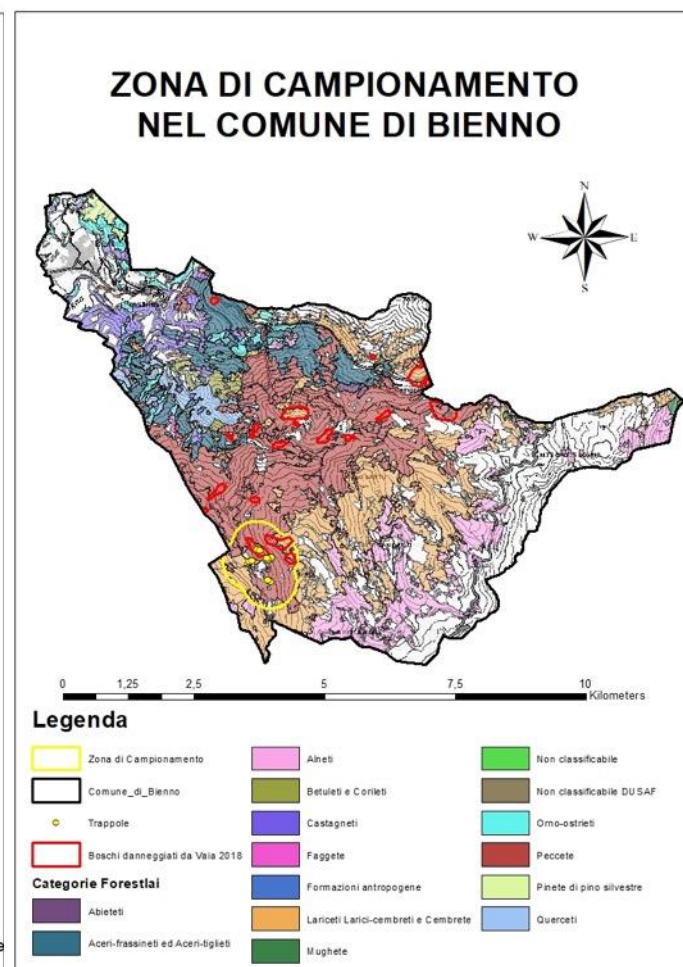
2.1 Le aree studio

Lo studio è stato svolto nel periodo estate-autunno del 2019 e del 2020 in collaborazione con il Servizio Fitosanitario ERSAF Lombardia. Le quattro aree interessate sono situate nelle foreste demaniali di ERSAF Lombardia nello specifico due nella foresta Valgrigna, una nella foresta Valle Intelvi e una nella foresta Corni di Canzo. Le aree studio sono state individuate nei pressi di schianti provocati dalla Tempesta Vaia.

2.1.1 Foresta Valgrigna



Carta 1: carta di inquadratura territoriale dell'area studio nella comunità montana Valle Camonica



Carta 2: carta dei tipi forestali del comune di Bienno (BS) e inquadramento dell'area studio nel comune

La Foresta Regionale Valgrigna è una Zona a Protezione Speciale (ZPS) pertanto appartiene alla Rete ecologica europea Natura 2000. Le ZPS sono zone di protezione poste lungo le rotte di migrazione dell'avifauna, finalizzate al mantenimento di habitat idonei per la conservazione e gestione delle popolazioni di uccelli selvatici migratori (Direttiva 79/409/CEE nota come Direttiva Uccelli). Ciò garantisce un maggiore grado di tutela che si traduce per esempio nel divieto di attività venatoria.

L'area interessata si sviluppa su una superficie complessiva di 2847 ha (di cui 1662 ha di superficie boscata), ricadenti nel territorio amministrativo dei comuni di Bienno, Berzo inferiore, Bovegno, Esine e Gianico.

La Valgrigna appartiene, secondo la SOIUSA (Suddivisione Orografica Internazionale Unificata del Sistema Alpino), alla sezione delle Prealpi Bresciane e Gardesane compresa nelle Alpi Sud-Orientali; si trova sull'ampia dorsale che divide la Valle Camonica dalla Val Trompia nel cosiddetto massiccio delle Tre Valli. L'intera area ricade nel bacino idrografico del fiume Oglio.

L'area è caratterizzata da tre settori distinti, tutti aventi come culmine il nodo orografico del Monte Crestoso (2207 m) una delle vette più alte delle Prealpi Bresciane a sud dell'Adamello.

L'altitudine è compresa tra la quota minima di 1050 metri, all'estremità settentrionale posta nella valle del torrente Grigna, e la quota massima di 2207 metri, corrispondente alla vetta del Monte Crestoso.

L'area, sulla base dei dati climatici disponibili, è collocata in uno dei settori della provincia di Brescia in cui le precipitazioni medie annue sono più abbondanti e i valori medi si attestano intorno ai 1500 mm/anno (Ceriani, 2000).

In particolare, i dati riferiti alla stazione di Collio (Arpa, periodo 2004-2008) registrano precipitazioni medie annue pari a 1508 mm, mentre i valori medi annui delle temperature sono: T_{media} 8,22°C; $T_{media\ max}$ 14,03°C; $T_{media\ min}$ 4,03°C.

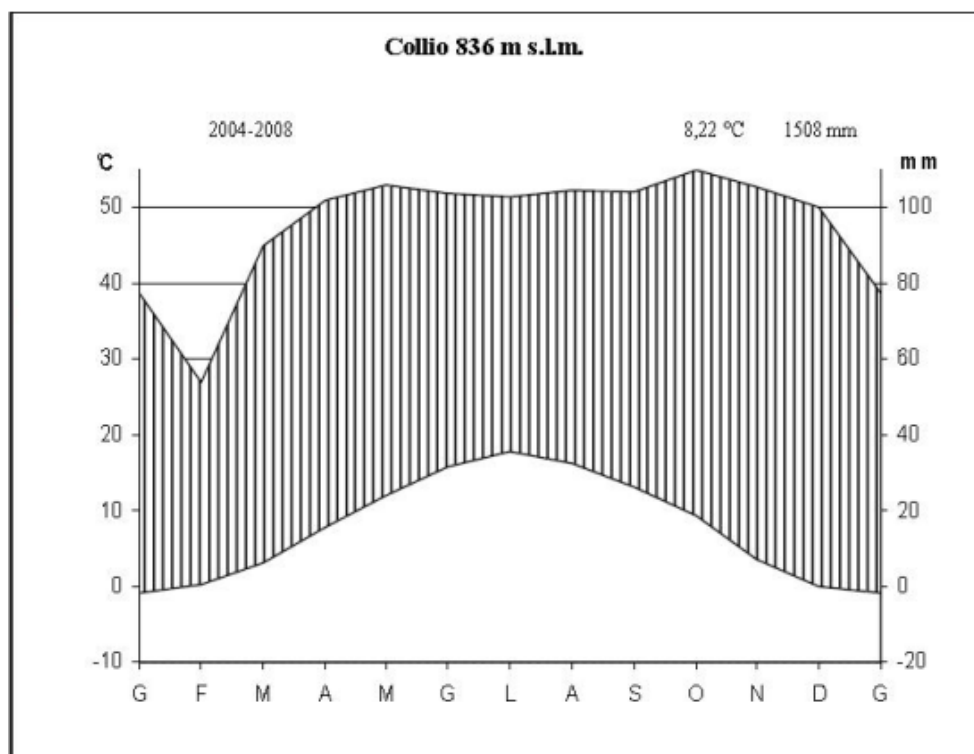


Grafico 1: diagramma di Walter e Lieth riferito alla stazione di Collio (BS) - (2004-2008)

L'area sottoposta a monitoraggio è situata nella parte della Foresta Valgrigna appartenente al Comune di Bienno (BS) e ricade nelle due particelle forestali che comprendono la località Campolungo: Campolungo sinistro e Campolungo destro (appartenenti al Piano di Assestamento Forestale delle Foreste di Lombardia).

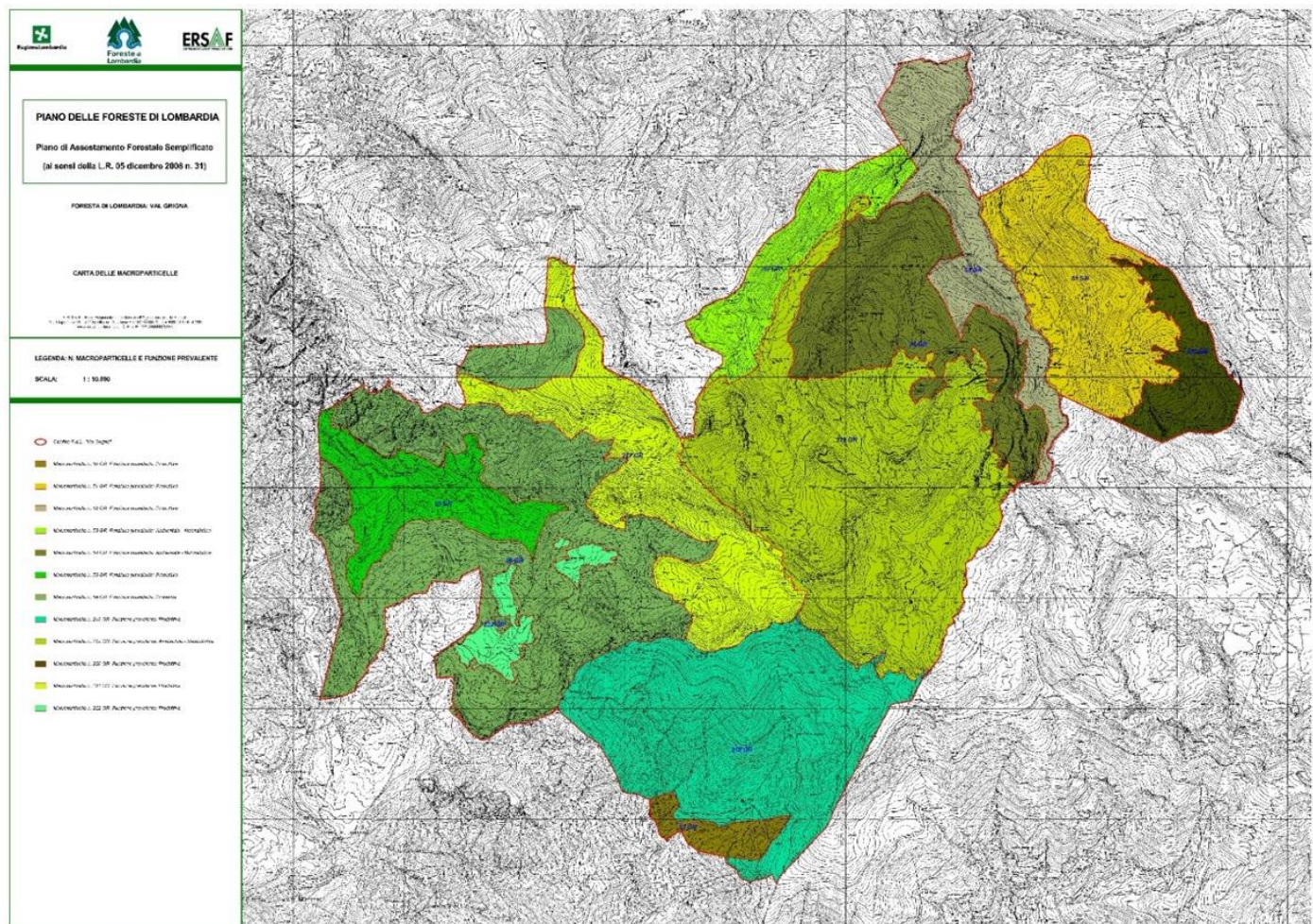
Il bosco si presenta omogeneo ad eccezione delle ex zone pascolive dove domina il larice e il soprassuolo si presenta con struttura irregolare ed è ampiamente lacunoso. Scendendo di altitudine, al larice si affianca con continuità l'abete rosso e la componente forestale diviene consistente. Nelle restanti estensioni il soprassuolo appare ben strutturato, popolato da soggetti di abete rosso da adulti a stramaturi e prevalgono aspetti strutturali da irregolare a biplano e multiplano.

In queste particelle, perciò, i tipi forestali maggiormente presenti sono:

- pecceta altimontana dei substrati silicatici dei suoli mesici;
- pecceta montana dei substrati silicatici dei suoli mesici;

- lariceto tipico;
- lariceto in successione.

Il governo è a fustaia e la funzione preminente del bosco è quella produttiva ma secondariamente anche protettiva, ambientale-naturalistica e didattico-sperimentale.

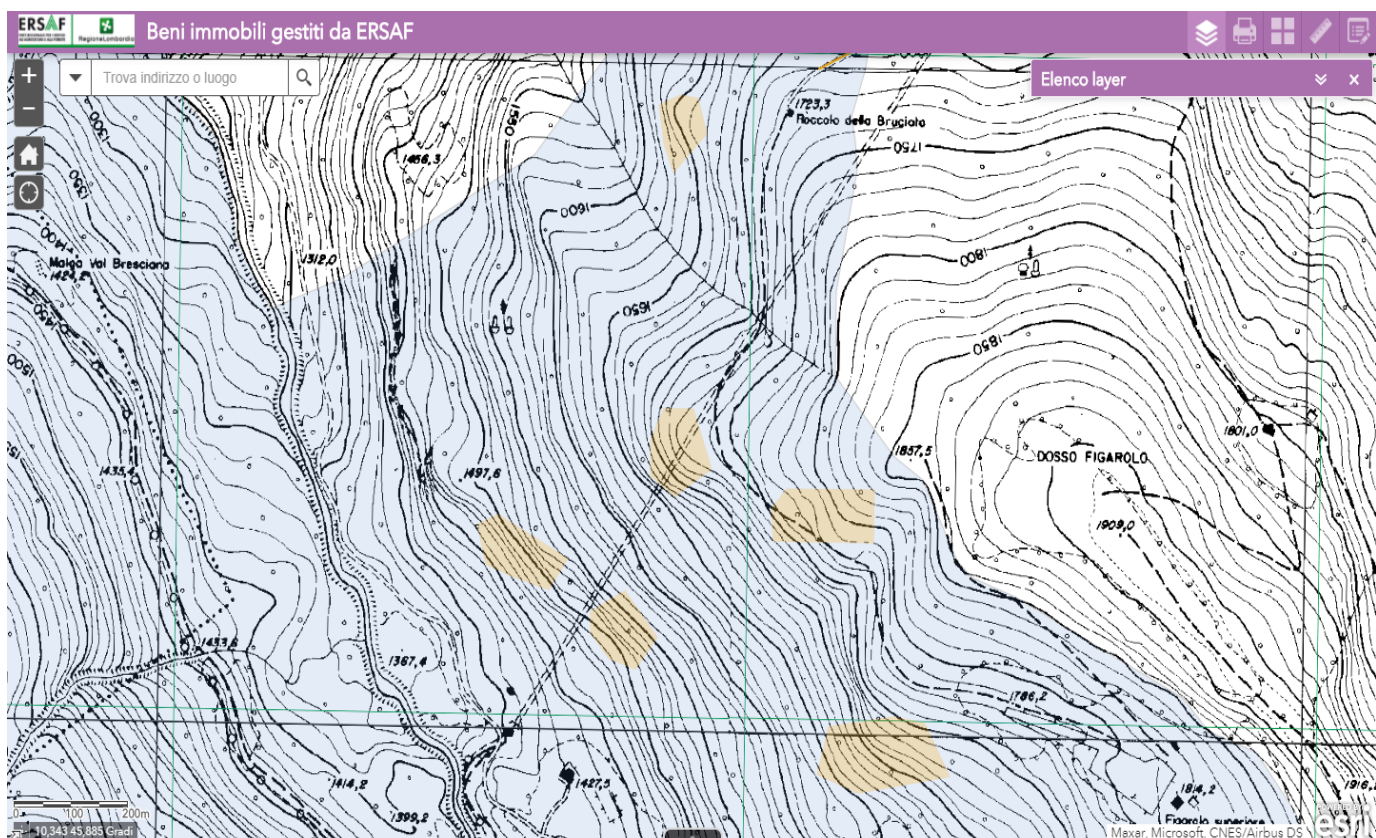


*Carta 3: carta delle macropraticelle della Foresta Valgrigna 1:10.000
(fonte Piano di Assestamento Forestale semplificato delle foreste di Lombardia ERSAF)*

Nella foresta Valgrigna sono presenti fenomeni di schianto puntiformi. Nella cartografia degli schianti da Tempesta Vaia (Carta 4) è presente solo uno dei due nuclei di schianto scelti come area studio (quello più vicino alla curva di livello 1497,6 denominato Valgrigna1a). Data la ridotta dimensione, il secondo nucleo di schianto (Valgrigna1b) non è stato individuato dal satellite Sentinel 2 che era stato utilizzato per la perimetrazione dell'area danneggiata da ERSAF. I due siti scelti per il monitoraggio Valgrigna1a e Valgrigna1b presentano rispettivamente le superfici di circa 2 ha e di circa 1 ha.

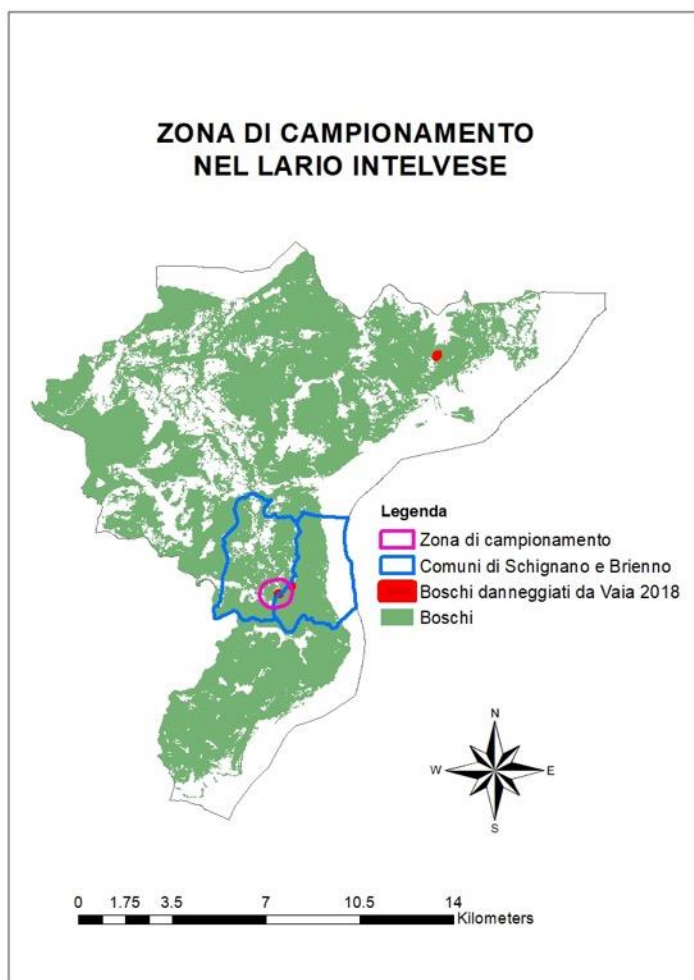
Tipo forestale	Superficie totale (ha)	Superficie schiantata (ha)	% schiantata
Pecceta altimontana e subalpina dei substrati silicatici dei suoli mesici	124,555	12,2245	10%
Pecceta montana dei substrati silicatici dei suoli mesici	191,702	5,4138	3%
Lariceto tipico	34,996	0,333769	1%
Lariceto in successione	30,306	5,4138	18%

Tabella 1: superfici totali e schiantate relative ai tipi forestali delle particelle Campolungo sinistro e Campolungo destro.

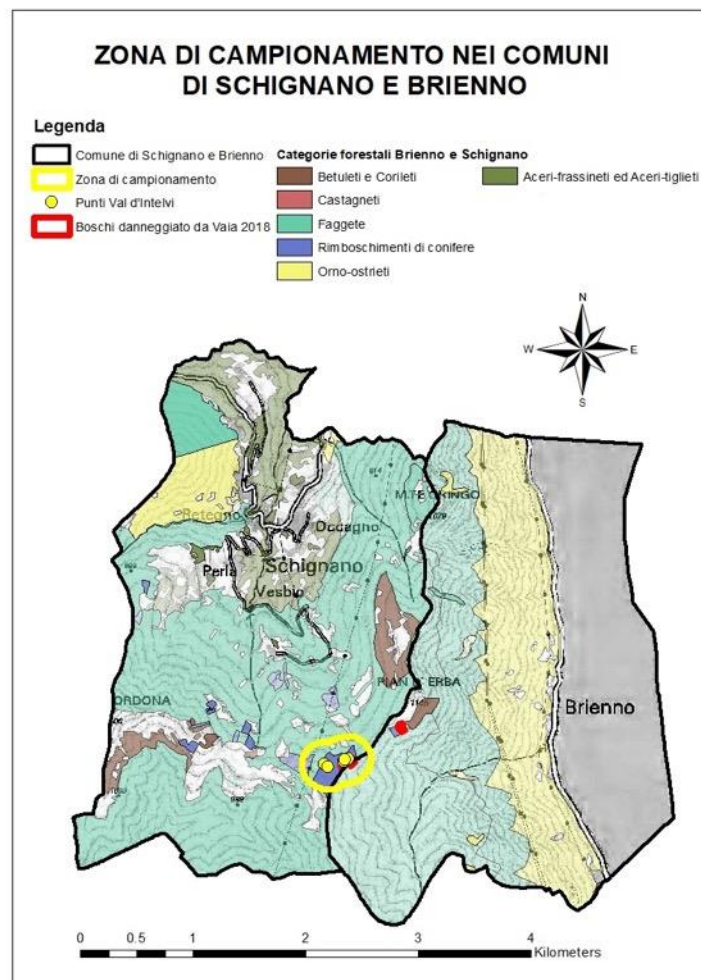


Carta 4: aree colpite dalla Tempesta Vaia 2018 nella Foresta Valgrigna (in arancione i nuclei di schianto, in blu i confini delle particelle) (fonte: Beni immobili gestiti da ERSAF, layer schianti da satellite Sentinel 2)

2.1.2 Foresta Valle Intelvi



Carta 5: carta di inquadramento territoriale dell'area studio nella comunità montana del Lario Intelvese



Carta 6: carta dei tipi forestali dei comuni di Schignano (CO) e Brieno (CO) e inquadramento dell'area studio nel comune.

La Foresta Demaniale Regionale Valle Intelvi, che prende il nome dall'omonima valle, è situata nella fascia prealpina fra il Lago di Como e la Svizzera, precisamente nella zona sud della Valle Intelvi ed è ubicata nei comuni di Schignano (CO) e Brieno (CO). La superficie territoriale risulta di 81,85 ha di cui 64,66 ha boscati. La proprietà demaniale è suddivisa in quattro aree fisicamente separate: Bedolo; Nava Comana; Carolza; Fontanelle. Tutti i complessi demaniali confinano con territori di proprietà privata ad eccezione della porzione di Carolza che confina con un pascolo di proprietà comunale. Dal punto di vista altimetrico le aree sono comprese fra 740 m e 1275 m ed

interessano quasi totalmente la zona fitoclimatica del *Fagetum* ed in minima parte il *Castanetum* freddo.

Il clima della Valle Intelvi è di tipo temperato piovoso e privo di un periodo di aridità visto che i mesi più secchi ricadono nella stagione fredda. L'umidità atmosferica è sempre molto elevata sia a causa delle precipitazioni, che per il continuo afflusso di masse d'aria calda e umida che risalgono dal lago.

Le aree della foresta sono comprese nelle isoipse 1600 e 1700. I valori delle precipitazioni e delle temperature si riferiscono alla stazione di Schignano per il periodo 1955-1985 (T_{media} : $7,7^{\circ}\text{C}$; $T_{media\ max}$: $11,4^{\circ}\text{C}$; $T_{media\ min}$: $4,1^{\circ}\text{C}$). L'andamento delle precipitazioni presenta un massimo relativo nei mesi di aprile e maggio ed un massimo assoluto in autunno (precipitazioni medie 2053,2 mm/anno).

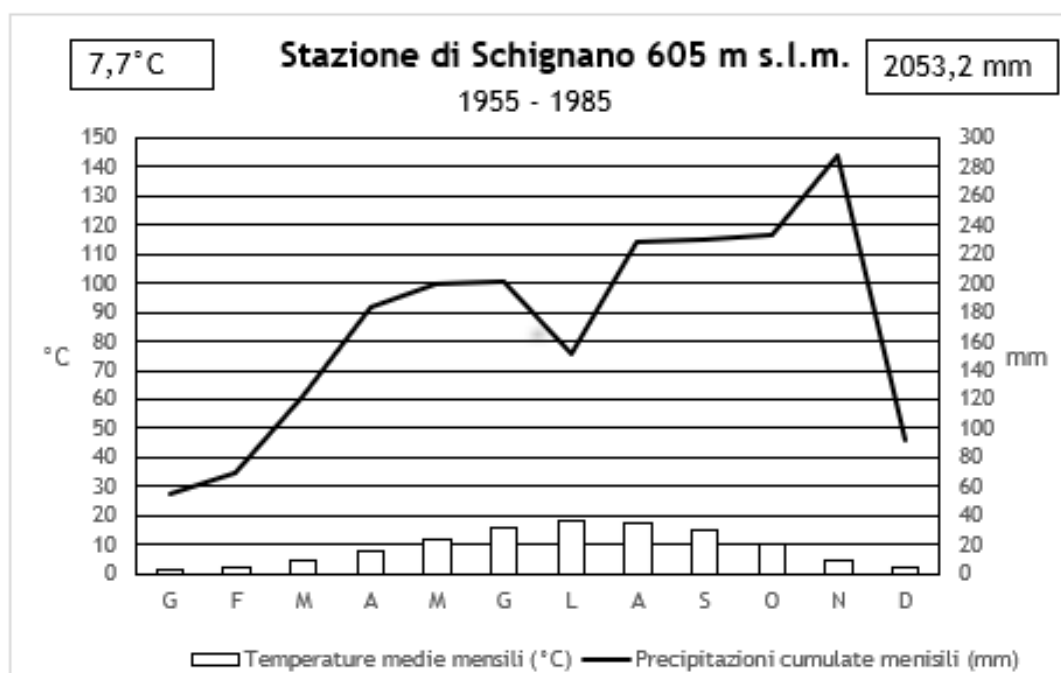


Grafico 2: diagramma termo-pluviometrico riferito alla stazione di Schignano (CO) - (1955-1985)

La particella in cui ricade l'area di studio è denominata Valle dei Bisurco-Roccolo del Messo, localizzata nel Comune di Schignano (CO). Non è accorpata ma suddivisa in più lotti distinti dove la faggeta prevale sotto l'aspetto produttivo. I restanti lotti costituiscono una sezione eterogenea per caratteri stazionali. La peculiarità di questa particella è la presenza di un lembo di castagneto da frutto e la presenza di una fascia di betuleto secondario nelle aree di confine con le praterie pascolive. Nel resto è diffuso con continuità il bosco ceduo di faggio più o meno invecchiato, caratterizzato da buona densità di copertura e da struttura monoplana.

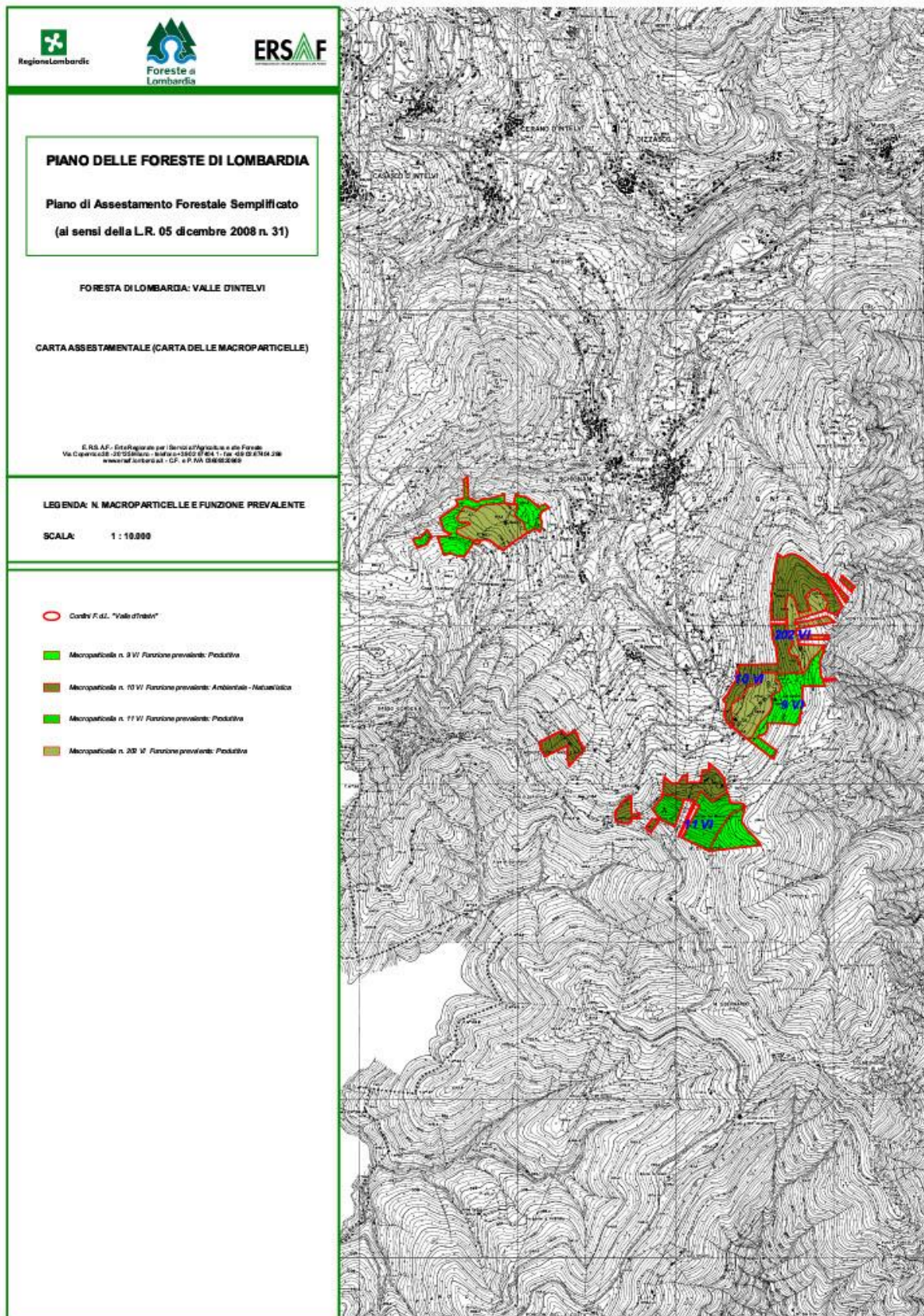
Ad una quota variabile da 1090 a 1275 metri, è presente un soprassuolo di origine artificiale derivato da un rimboschimento di abete rosso effettuato negli anni '50 che va verso una conversione a fustaia.

La particella presenta i seguenti tipi forestali:

- aceri-frassineto tipico;
- betuleto secondario;
- castagneto dei substrati carbonatici dei suoli mesoxerici;
- faggeta montana dei substrati carbonatici dei suoli xerici;
- faggeta submontana dei substrati carbonatici;
- faggeta submontana dei substrati carbonatici var. dei suoli mesici;
- rimboschimenti di conifere.

La funzione preminente è produttiva ma secondariamente anche ambientale-naturalistica e turistica-ricreativa.

Il bosco viene governato per la maggior parte a ceduo. Nei rimboschimenti di conifere non è più in uso la funzione produttiva, gli unici interventi e tagli sono finalizzati alla sostituzione lenta e graduale con latifoglie al fine di ristabilire un ottimale equilibrio ecologico.

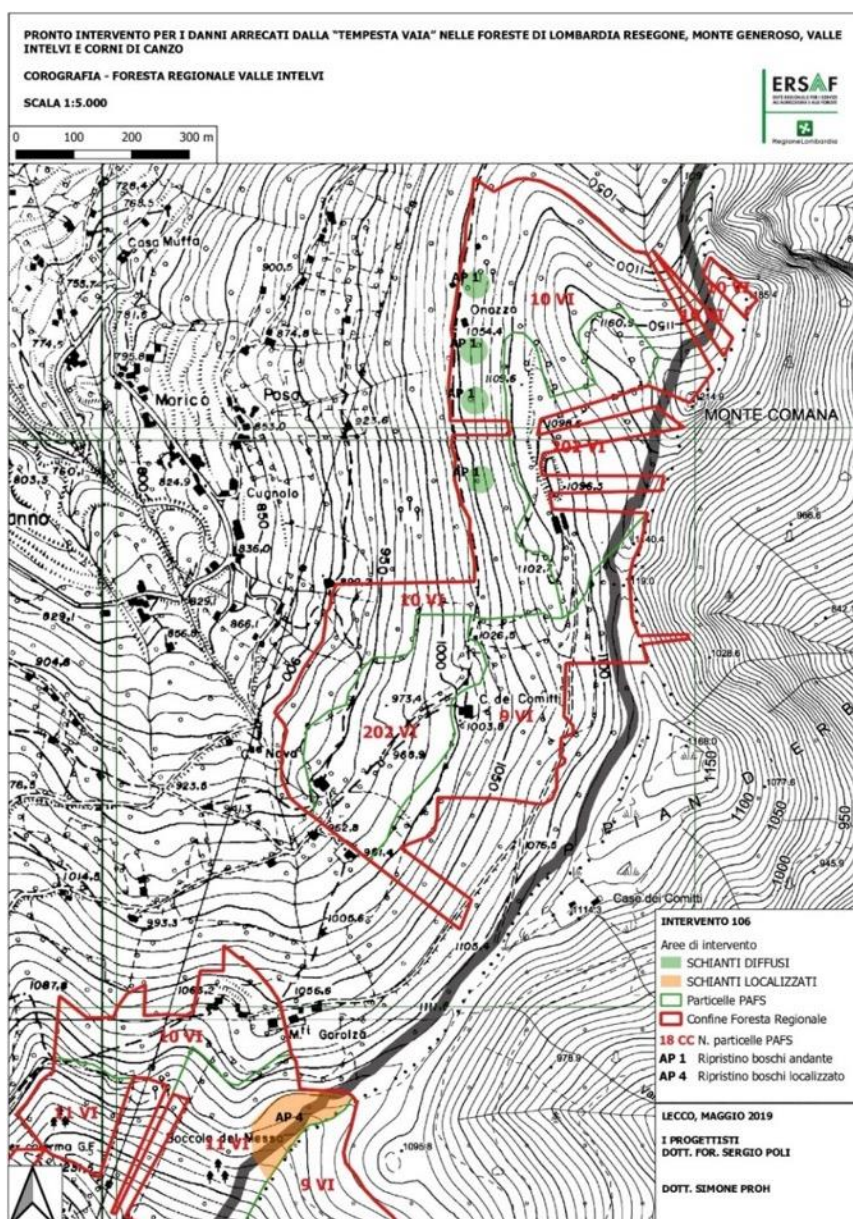


Carta 7: carta delle macroparticelle della Foresta Valle Intevi 1:10.000
(fonte Piano di Assestamento Forestale semplificato delle foreste di Lombardia ERSAF)

Tipo forestale	Superficie totale (ha)	Superficie schiantata (ha)	% schiantata
Aceri-frassinetto tipico	0,005	0	0%
Castagneto dei substrati carbonatici dei suoli mesoxerici	1,311	0	0%
Betulleto secondario	2,485	0	0%
Faggeta montana dei substrati carbonatici dei suoli xerici	2,243	0	0%
Faggeta submontana dei substrati carbonatici	3,862	0,0667371	2%
Faggeta submontana dei substrati carbonatici var. dei suoli mesici	10,865	0	0%
Rimboschimenti di conifere	0,282	0,0254098	9%

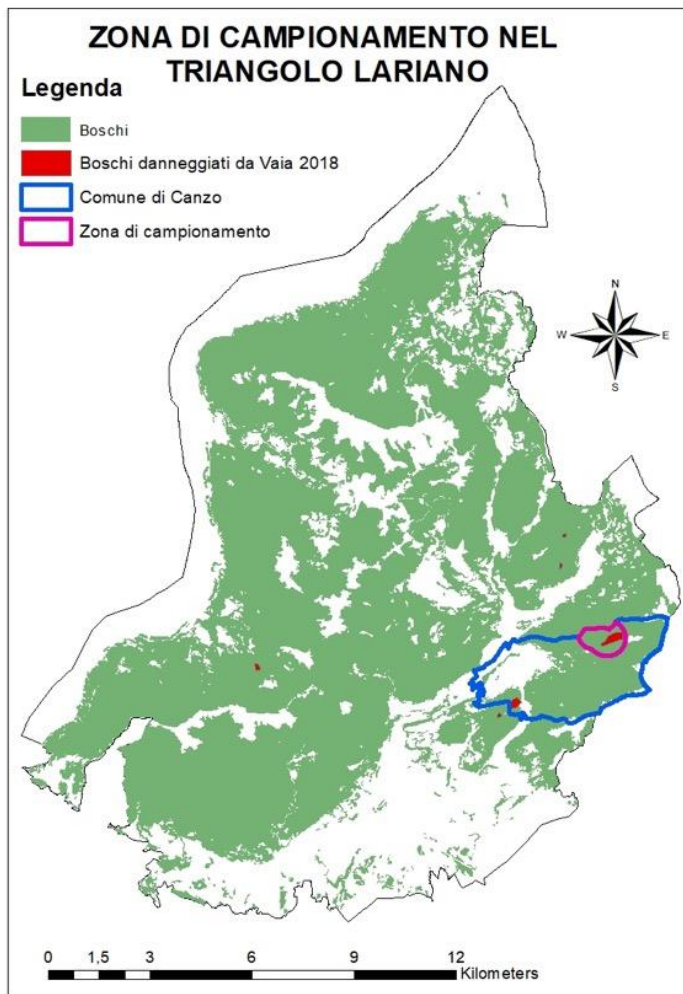
Tabella 2: Superfici totali e schiantate relative a i tipi forestali della particella Valle dei Bisurco-Roccolo del Messo

Nella Foresta Valle Intelvi è stato scelto come area di studio (AP-4) lo schianto localizzato maggiormente esteso. Tale sito è stato denominato Valle Intelvi 2.

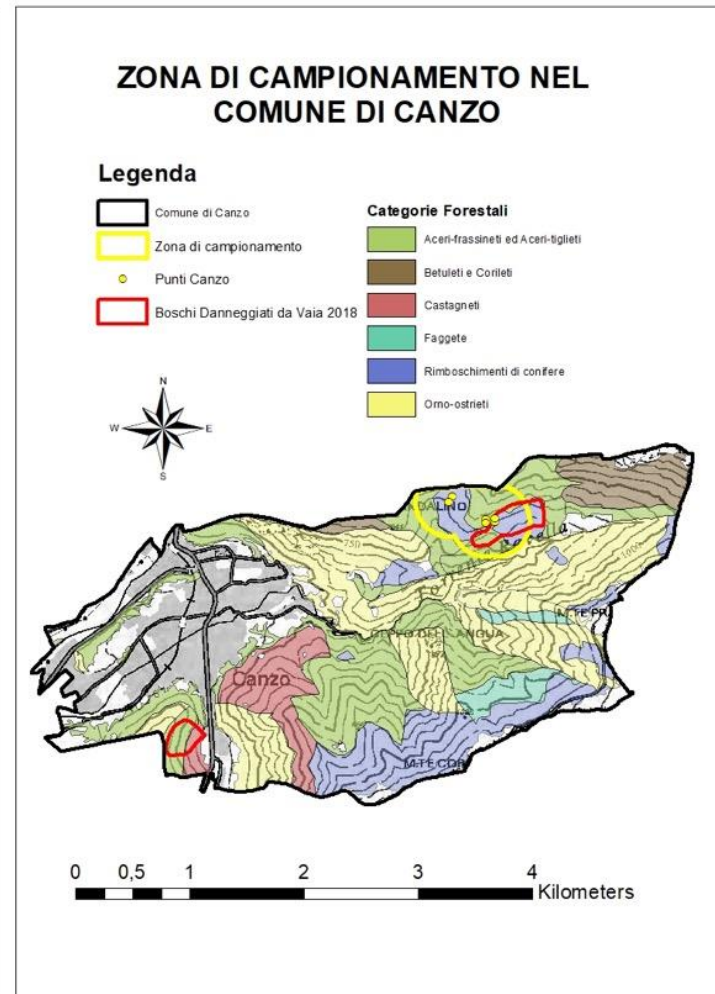


Carta 8: corografia delle aree colpite dalla Tempesta Vaia 2018 nella Foresta Valle Intelvi 1:5.000 (fonte: pronto intervento per i danni arrecati dalla Tempesta Vaia nelle Foreste di Lombardia - ERSAF)

2.1.3 Foresta Corni di Canzo



Carta 9: carta di inquadramento territoriale dell'area studio nella comunità montana del Triangolo Lariano



Carta 10: carta dei tipi forestali del comune di Canzo (CO) e inquadramento dell'area studio nel comune

La Foresta Demaniale Regionale Corni di Canzo si trova nel settore orientale del Triangolo Lariano, la porzione delle Prealpi lombarde compresa fra i due rami del Lago di Como e la Brianza. Ha una superficie di circa 450 ha (di cui 414 ha boscati) ricadenti nel territorio amministrativo dei comuni di Canzo e Valbrona. Entrambi i comuni rientrano nel territorio della Comunità Montana Triangolo Lariano, in provincia di Como; Canzo giace nella Valassina, percorsa dal fiume Lambro.

La Foresta Corni di Canzo prende il nome dall'omonimo gruppo montuoso, che costituisce la massima elevazione dell'area. Due dei tre Corni ricadono

parzialmente all'interno della Foresta: il Corno Occidentale (1372 m, quota massima della foresta) ed il Corno Centrale (1365 m).

La porzione di foresta in comune di Valbrona si presenta invece come un versante continuo che scende verso la Valcerrina. Il punto più basso della foresta demaniale si trova nel fondovalle del torrente Ravella.

Data la presenza di numerose specie selvatiche, la consistenza dell'avifauna e della chiroterofauna, la foresta aderisce al programma dell'Unione Europea Life, che garantisce maggiori risorse per la tutela degli habitat.

Il clima della foresta risente dell'influenza del Lago di Como; la massa d'acqua del lago contiene gli abbassamenti termici invernali e mitiga la calura estiva. Il clima è anche influenzato dalla morfologia del territorio, assumendo carattere intermedio rispetto a quello montano. I dati termici disponibili della zona sono riferiti al periodo 1951-1986 e sono stati rilevati dalla Stazione Climatologica di Canzo dove la temperatura media annua è 9,1°C.

La piovosità nel Triangolo Lariano è fra le più elevate della Lombardia, raggiungendo valori di oltre 2000 mm/anno sul Monte San Primo, massima elevazione della zona.

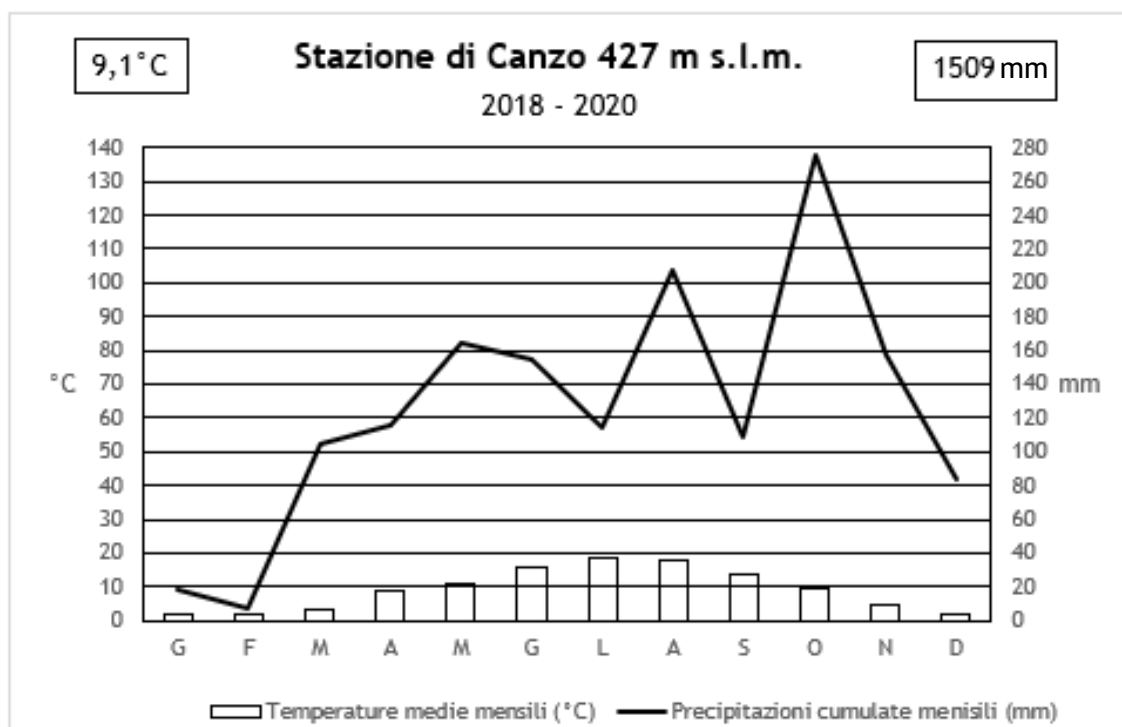


Grafico 3: diagramma termo-pluviometrico riferito alla stazione di Como (1961-1990)

La particella forestale Terzalpe - Prà Invers, in cui ricade l'area studio, si trova nel Comune di Canzo (CO) e viene descritta nel Piano di Assestamento Forestale delle Foreste di Lombardia.

La particella è molto eterogenea, sia per caratteristiche eco-stazionali, sia per aspetti di vegetazione. In prossimità della località Terzalpe, a monte della strada, si trovano ancora lembi di rimboschimenti (abete rosso e pino strobo) in stadio di evoluzione verso la fustaia. Tali formazioni lasciano gradualmente il passo a giovani boschi di frassino e acero. Presente anche un antico castagneto da frutto. Sul versante sinistro della valle, lungo il torrente, prevalgono ancora gli aspetti dell'acero-frassineto. Risalendo il versante i boschi di latifoglie nobili lasciano spazio a formazioni tendenzialmente meno vigorose dominate dal faggio o dal carpino nero. Sono presenti anche zone prevalentemente arbustive, aree incolte e aree rocciose.

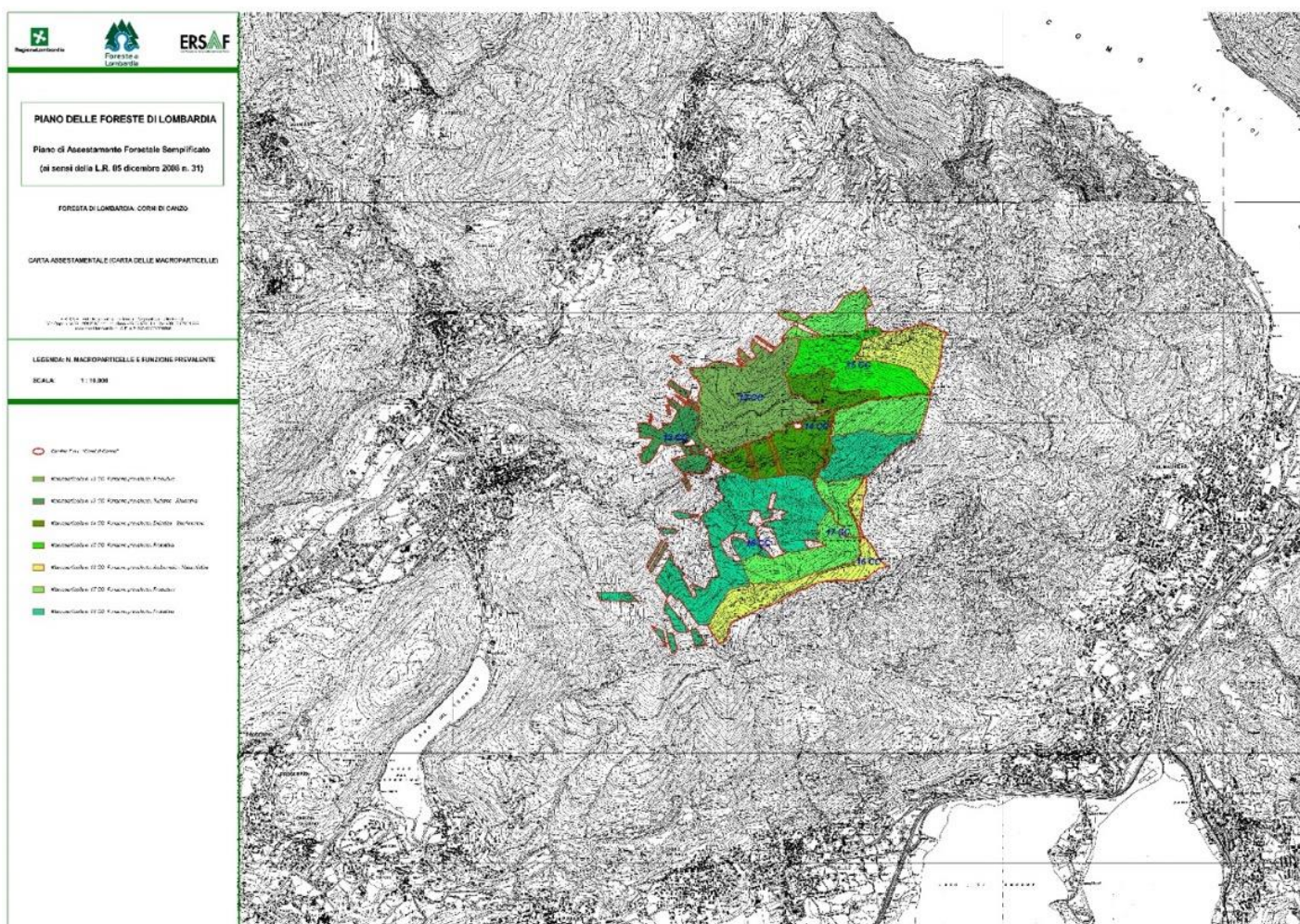
I tipi forestali presenti sono:

- aceri-frassineto con ostraia;
- aceri-frassineto tipico;
- castagneto dei substrati carbonati dei suoli xerici;
- corileto;
- faggeta submontana dei substrati carbonati;
- orno-ostrieto tipico;
- orno-ostrieto tipico var. con faggio;
- rimboschimenti di conifere.

La funzione preminente del bosco è didattico-sperimentale e secondariamente anche ambientale e turistico-ricreativa.

Il governo del bosco è misto data l'eterogeneità del soprassuolo e i principali interventi si possono riassumere come segue:

- potatura di risanamento del castagneto da frutto (governo a ceduo);
- tagli di sostituzione delle fustaie di conifere (governo a fustaia);
- interventi su singole piante di diradamento per le fustaie di latifoglie (governo a fustaia);
- interventi finalizzati alla conservazione degli alberi monumentali (nessun governo di silvicoltura classica ma approccio conservativo).

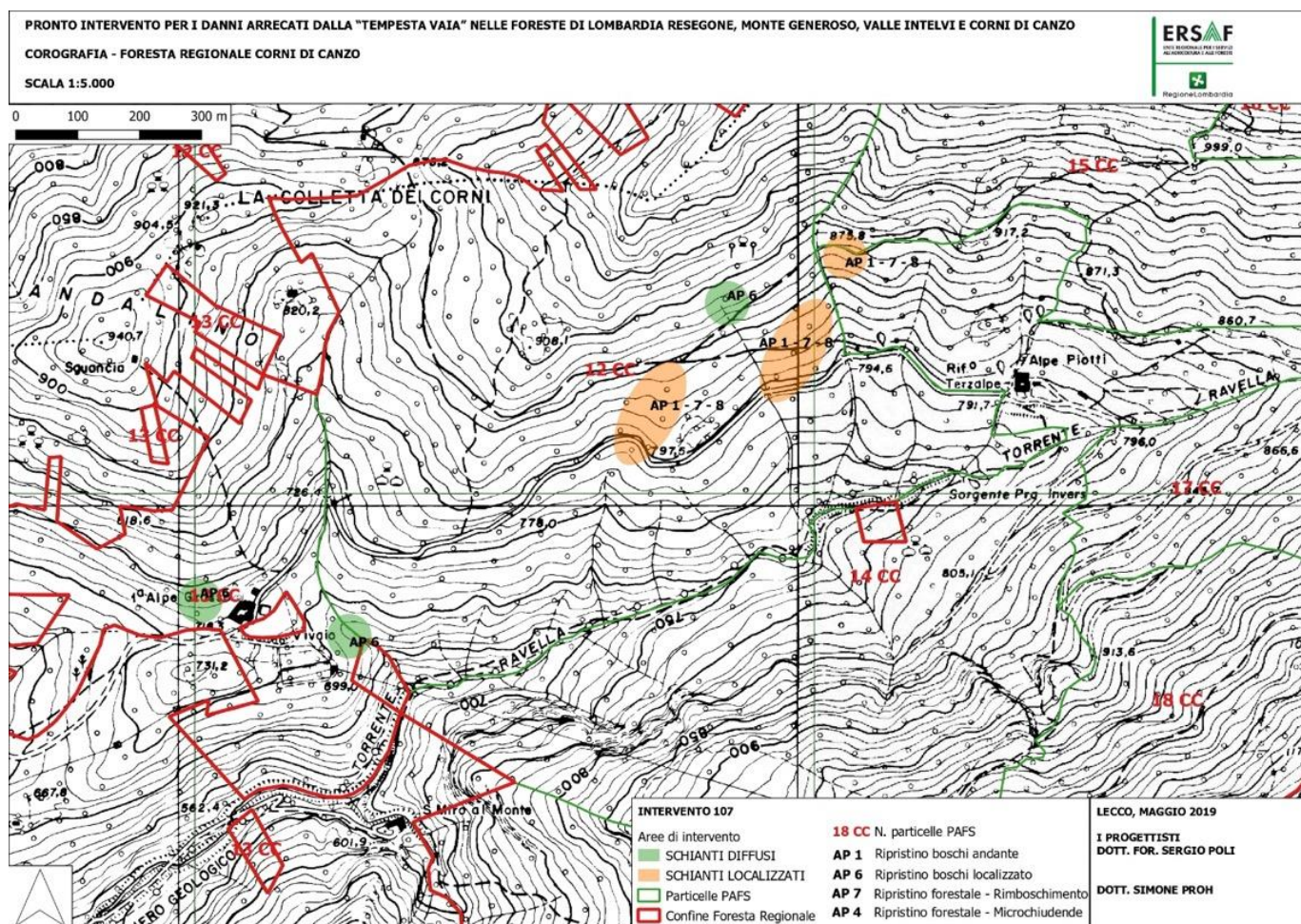


Carta 11: carta delle macropraticelle della Foresta Corni di Canzo 1:10.000
(fonte Piano di Assestamento Forestale semplificato delle foreste di Lombardia ERSAF)

Tipo forestale	Superficie totale (ha)	Superficie schiantata (ha)	% schiantata
Aceri-frassineto con ostraia	1,79624	0	0%
Aceri-frassineto tipico	0,498164	0,0897783	18%
Castagneto dei substrati carbonatici e dei suoli xerici	0,505	0	0%
Corileto	1,1809	0	0%
Faggeta submontana dei substrati carbonatici	14,55	0	0%
Orno-ostrieto tipico	32,3236	0	0%
Orno-ostrieto tipico var. con faggio	5,47389	0	0%
Rimboschimenti di conifere	3,46205	1,52866	44%

Tabella 3: superfici totali e schiantate relative a i tipi forestali della particella Terzalpe - Prà Invers

Nella Foresta Corni di Canzo, come area studio è stato individuato lo schianto localizzato AP1-7-8 più vicino a Terzalpe. Il sito è stato denominato Corni di Canzo 3.



Carta 12: corografia delle aree colpite dalla Tempesta Vaia 2018 nella Foresta Corni di Canzo 1:5.000
(fonte: pronto intervento per i danni arrecati dalla Tempesta Vaia nelle Foreste di Lombardia - ERSAF)

2.2 Monitoraggio fitosanitario

2.2.1 Trappole a feromoni

Il presente studio è basato su protocolli di monitoraggio già ritenuti efficaci in altri studi (Moresco, 2012).

La popolazione di *Ips typographus* è stata monitorata mediante l'utilizzo di trappole a feromoni abitualmente usate per la cattura massale o il monitoraggio di scolitidi.

In base all'obiettivo sono stati impiegati due modelli di trappole. Lo studio della biodiversità della coleottero-fauna associata a *I. typographus* è stato eseguito con trappole modello Multifunnel. Tali trappole sono composte da sei imbuto in PVC nero disposti uno sopra all'altro sovrastati superiormente da un coperchio protettivo, mentre la parte inferiore è collegata direttamente ad un recipiente cilindrico per la raccolta degli insetti catturati (Figura 5). Lo studio degli sfarfallamenti di *I. typographus* è stato invece condotto utilizzando trappole di tipo Theysohn modello "Super forest", costituite da un corpo principale forato a cui è attaccato inferiormente un cassetto amovibile per la raccolta degli insetti e che ne impedisce l'uscita una volta catturati (Figura 6). Al momento dell'installazione le trappole sono state innescate con erogatori di sostanze volatili attrattive. Nel caso delle Multifunnel sono stati utilizzati gli attrattivi generici α -pinene ed etanolo (Superwood®), mentre nelle Theysohn è stato utilizzato il feromone specifico di aggregazione per *I. typographus* registrato come Ipsowit® e prodotto da Witasek. Secondo un recente studio (Sukovata et al., 2020) questo risulta essere il più efficace attrattivo di scolitidi in commercio.



Figura 5: trappola Multifunnel



Figura 6: trappola Theysohn



Figura 7: feromoni di aggregazione aspecifici (a) e specifici (b)

2.2.2 Schema di campionamento

In tutte le aree studio è stato seguito lo stesso schema di campionamento. In ogni sito (1a: Valgrigna, 1b: Valgrigna, 2: Valle Intelvi, 3: Corni di Canzo) sono state individuate tre zone: zona schiantata, zona di transizione, zona di controllo. Questa suddivisione ha permesso di monitorare la popolazione di *I. typographus* all'interno dello schianto da tempesta, ai margini e in una zona di bosco sano.

In ogni sito (1a, 1b, 2, 3) sono state montate 6 trappole. Delle 24 trappole totali, 12 erano Theysohn (4 in zona schiantata, 4 in zona di transizione, 4 in zona di controllo) e 12 erano Multifunnel (4 in zona schiantata, 4 in zona di transizione, 4 in zona di controllo).

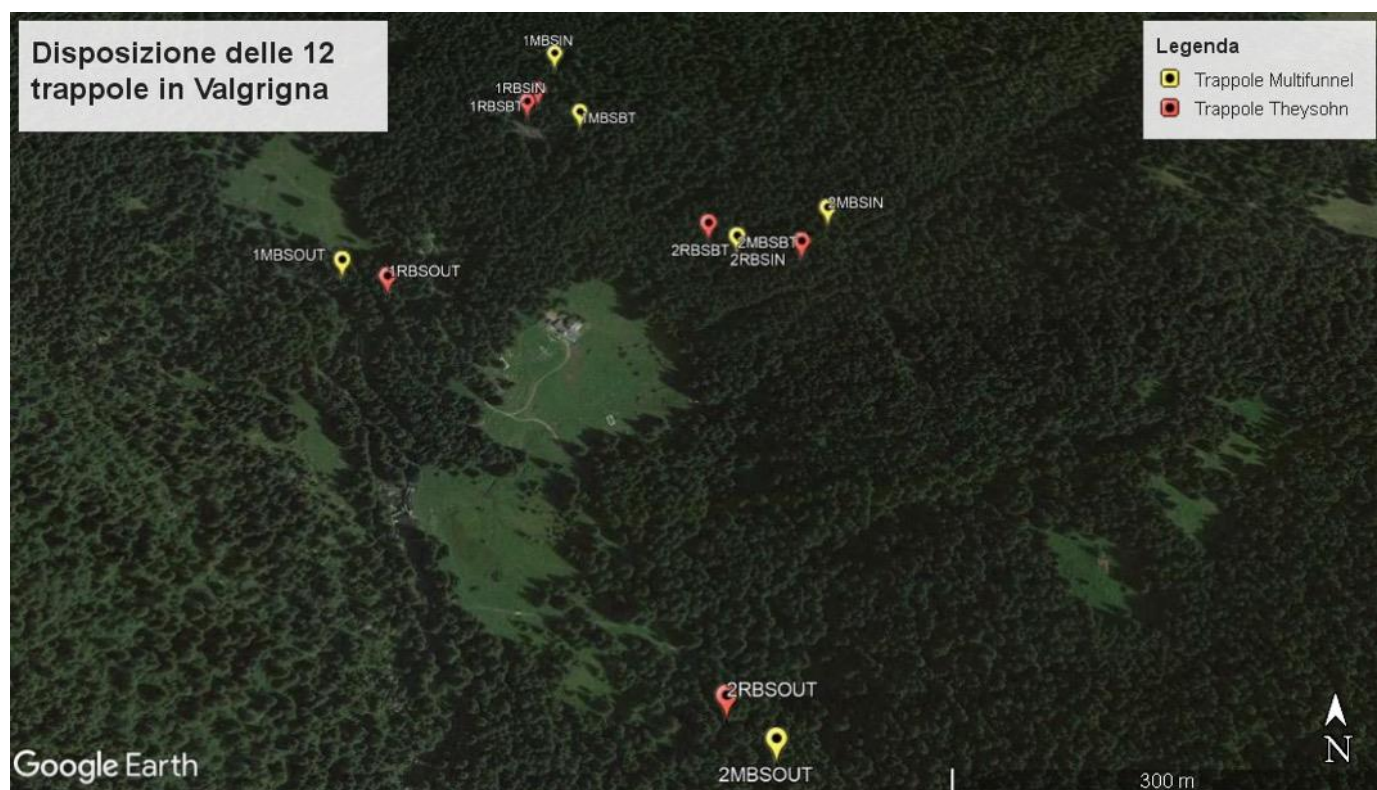
Tra la trappola aspecifica e quella specifica è stata rispettata la distanza di 50 m. Tra la zona schiantata e quella di transizione la distanza di posizionamento attuata è stata di circa 100-150 m, mentre la distanza tra le trappole della zona di transizione e quelle della zona di controllo è tra i 250 e i 400 m, per evitare l'effetto deriva e l'eventuale colonizzazione delle zone non colpite da tempesta. In Valgrigna è stata rispettata la distanza minima di 100 metri tra i due siti. Le trappole sono state fissate a dei tondini nel terreno o appese tra due alberi. L'esatto posizionamento in termini di altitudine è stato possibile

tramite il rilevamento delle coordinate GPS di ogni trappola con l'applicazione Locus GIS. La pendenza è stata invece rilevata con l'applicazione Clinometer, è stato effettuato un rilievo per ciascuno dei punti cardinali rispetto alla trappola ed è stato calcolato il valore medio della pendenza del sito.

- Foresta Valgrigna

VALGRIGNA1a e VALGRIGNA1b							
Zona di posizionamento	Codice trappola	Modello trappola	Coordinate GPS	Altitudine	Esposizione versante	Pendenza media	Tipo forestale
Zona Controllo	1MBSOUT	Multifunnel 1a	45° 53'00.1"N 10° 20'00.9"E	1441m	Sud	42,3%	pecceta altimontana e pecceta montana dei substrati silicatici dei suoli mesici
	1RBSOUT	Theysohn 1a	45° 52'59.5"N 10° 20'02.9"E	1458m	Sud	36%	
	2MBSOUT	Multifunnel 1b	45° 52'46.2"N 10° 20'18.2"E	1509m	Sud-ovest	13%	
	2RBSOUT	Theysohn 1b	45° 52'47.2"N 10° 20'16.6"E	1488m	Sud-ovest	25%	
Zona Transizione	1MBSBT	Multifunnel 1a	45° 53'06.1"N 10° 20'10.3"E	1530m	Sud	61%	pecceta altimontana e pecceta montana dei substrati silicatici dei suoli mesici
	1RBSBT	Theysohn 1a	45° 53'07.1"N 10° 20'08.3"E	1539m	Sud	65%	
	2MBSBT	Multifunnel 1b	45° 53'01.0"N 10° 20'17.3"E	1521m	Sud-ovest	53%	
	2RBSBT	Theysohn 1b	45° 53'01.5"N 10° 20'16.1"E	1534m	Sud-ovest	39%	
Zona Schiantata	1MBSIN	Multifunnel 1a	45° 53'08.8"N 10° 20'08.9"E	1559m	Sud	35%	pecceta altimontana e pecceta montana dei substrati silicatici dei suoli mesici
	1RBSIN	Theysohn 1a	45° 53'08.9"N 10° 20'07.9"E	1555m	Sud	49%	
	2MBSIN	Multifunnel 1b	45° 53'02.1"N 10° 20'21.2"E	1582m	Sud-ovest	48%	
	2RBSIN	Theysohn 1b	45° 53'00.8"N 10° 20'20.0"E	1589m	Sud-ovest	41%	

Tabella 4: Caratteristiche dei siti Valgrigna1a e Valgrigna1b



Carta 13: disposizione delle trappole Multifunnel e Theysohn in Valgrigna

- Foresta Valle Intelvi

VALLE INTELVI 2							
Zona di posizionamento	Codice trappola	Modello trappola	Coordinate GPS	Altitudine	Esposizione versante	Pendenza media	Tipo forestale
CTRL	1MVIOUT	Multifunnel	45° 54'27.6"N 9° 06'17.8"E	1160m	Nord	33%	rimboschi- mento conifere
	1RVIOUT	Theysohn	45° 54'26.9"N 9° 06'19.4"E	1138m	Nord	44%	
Zona Transizione	1MVI BT	Multifunnel	45° 54'28.7"N 9° 06'27.2"E	1153m	Nord-ovest	27%	
	1RVI BT	Theysohn	45° 54'28.6"N 9° 06'26.0"E	1130m	Nord-ovest	28%	
Zona Schiantata	1MVI IN	Multifunnel	45° 54'29.3"N 9° 06'27.8"E	1143m	Nord-ovest	33%	
	1RVI IN	Theysohn	45° 54'29.1"N 9° 06'26.2"E	1121m	Nord-ovest	28%	

Tabella 5: Caratteristiche del sito Valle Intelvi2



Carta 14: disposizione delle trappole Multifunnel e Theysohn in Valle Intelvi

- Foresta Corni di Canzo

CORNİ DI CANZO							
Zona di posizionamento	Codice trappola	Modello trappola	Coordinate GPS	Altitudine	Esposizione e versante	Pendenza media	Tipo forestale
CTRL	1MCCOUT	Multifunnel	45° 51' 30.5"N 9° 18' 01.4"E	882m	Sud-est	3%	rimboschimento conifere
	1RCCOUT	Theysohn	45° 51' 32.0"N 9° 18' 02.9"E	918m	Sud-est	3%	
Zona Transizione	1MCCBT	Multifunnel	45° 51' 25.7"N 9° 18' 19.9"E	873m	Sud	30%	
	1RCCBT	Theysohn	45° 51' 24.8"N 9° 18' 20.0"E	884m	Sud	30%	
Zona Schiantata	1MCCIN	Multifunnel	45° 51' 24.6"N 9° 18' 16.2"E	938m	Sud	29%	
	1RCCIN	Theysohn	45° 51' 25.6"N 9° 18' 16.3"E	866m	Sud	30%	

Tabella 6: Caratteristiche del sito Corni di Canzo3



Carta 15: disposizione delle trappole Multifunnel e Theysohn nei Corni di Canzo

Il monitoraggio è stato eseguito sia nel 2019 che nel 2020 riposizionando le trappole negli stessi punti; questo ha permesso di valutare la consistenza degli sfarfallamenti estivi ed eventualmente autunnali.

Seguono le date d'installazione e rimozione (Tabella 7).

Codice trappola	2019		2020	
	Data installazione	Data rimozione	Data installazione	Data rimozione
1MBSOUT	16-lug	4-nov	26-giu	13-ott
1RBSOUT	16-lug	4-nov	26-giu	13-ott
2MBSOUT	16-lug	4-nov	26-giu	13-ott
2RBSOUT	16-lug	4-nov	26-giu	13-ott
1MBSBT	16-lug	4-nov	26-giu	13-ott
1RBSBT	16-lug	4-nov	26-giu	13-ott
2MBSBT	16-lug	4-nov	26-giu	13-ott
2RBSBT	16-lug	4-nov	26-giu	13-ott
1MBSIN	16-lug	4-nov	26-giu	13-ott
1RBSIN	16-lug	4-nov	26-giu	13-ott
2MBSIN	16-lug	4-nov	26-giu	13-ott
2RBSIN	16-lug	4-nov	26-giu	13-ott
1MVIOUT	18-lug	28-ott	18-giu	8-ott
1RVIOUT	18-lug	28-ott	18-giu	8-ott
1MVI BT	18-lug	28-ott	18-giu	8-ott
1RVI BT	18-lug	28-ott	18-giu	8-ott
1MVIIN	18-lug	28-ott	18-giu	8-ott
1RVIIN	18-lug	28-ott	18-giu	8-ott
1MCCOUT	18-lug	11-nov	18-giu	20-ott
1RCCOUT	18-lug	11-nov	18-giu	20-ott
1MCCBT	18-lug	11-nov	18-giu	20-ott
1RCCBT	18-lug	11-nov	18-giu	20-ott
1MCCIN	18-lug	11-nov	18-giu	20-ott
1RCCIN	18-lug	11-nov	18-giu	20-ott

Tabella 7: date di installazione e rimozione delle trappole nel 2019 e nel 2020

Le trappole sono state controllate e svuotate ogni 15-20 giorni nel 2019 mentre nel 2020 ogni 30-40 giorni.

2.2.3 Conteggio delle gallerie sottocorteccia

Al momento dell'installazione e della rimozione delle trappole è stato eseguito anche il conteggio delle gallerie sottocorteccia. A differenza del dato rilevato con le trappole, che fornisce un'informazione relativa alla consistenza della popolazione sfarfallata, il conteggio delle gallerie sottocorteccia, fornisce delle indicazioni sulla presenza *I. typographus* direttamente sull'ospite.

L'analisi è stata condotta su un campione di 5 alberi (sia sani che schiantati) scelto casualmente all'interno di un'area circolare di raggio 10 metri centrata sulla posizione di ciascuna trappola (Figura 11). Su ogni albero è stata prelevata all'altezza di 1,30 metri una sezione di corteccia 10cmx10cm. Tali campioni sono stati congelati e in laboratorio sono state contate le gallerie madri e quelle della prole di *I. typographus*.

Il conteggio è stato eseguito sia nel 2019 che nel 2020 sugli stessi alberi.



Figura 8: operazioni di prelievo delle cortecce



Figura 9: corteccia appena prelevata in cui sono evidenti i sistemi riproduttivi



Figura 10: analisi e conteggio delle gallerie in laboratorio

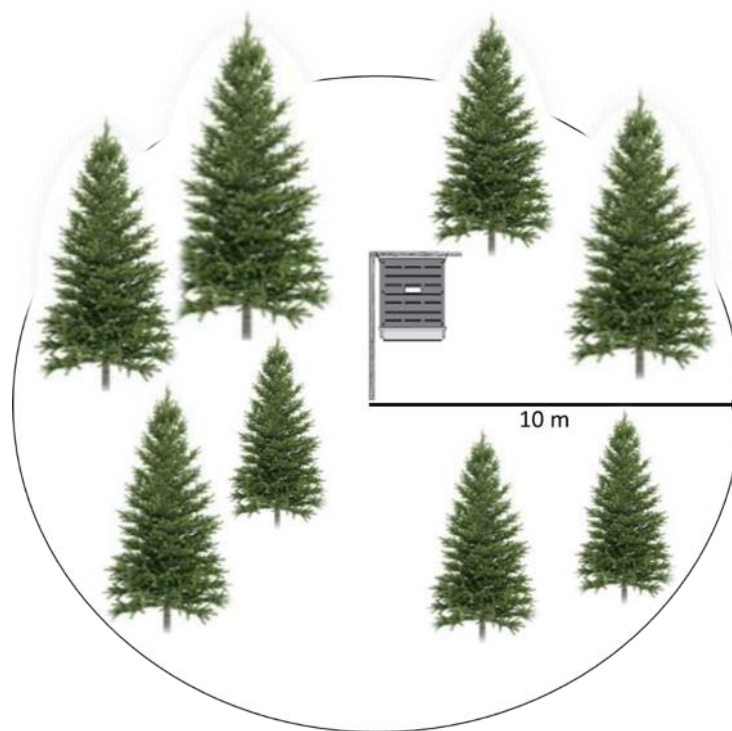


Figura 11: rappresentazione semplificata dello schema di campionamento

2.3 Rilievo dati dendrometrici

Nelle stesse aree considerate per il conteggio delle gallerie sono stati eseguiti rilievi forestali su tutti gli alberi presenti. Nello specifico:

- riconoscimento della specie;
- % abete rosso sul totale delle specie;
- numero piante sane e numero piante schiantate;
- diametro misurato a 1,30 m da terra per calcolare l'area basimetrica (m^2/ha);
- rapporto di chioma per cui ad ogni albero è stato assegnato un valore da 1 a 5 in base alla quantità di chioma che presentava (1= chioma 100%; 2= chioma 75%; 3= chioma 50%; 4= chioma 25%; 5=morto);
- lunghezza degli alberi schiantati al fine di calcolare il volume degli alberi a terra. Il volume si calcola moltiplicando l'area basimetrica, la lunghezza dell'albero e il coefficiente di riduzione tipico dell'abete rosso ($\text{m}^2 \cdot \text{m} \cdot 0,6$).



Figura 12: rilievo del diametro di un abete rosso schiantato



Figura 13: rilievo della lunghezza di un abete rosso schiantato

2.4 Riconoscimento morfologico in laboratorio

Gli insetti catturati sono stati raccolti in provette e conservati in soluzione idroalcolica al 70%. Il materiale raccolto dalle trappole Theysohn è stato purificato eliminando i residui vegetali e ne è stata determinata l'identità in laboratorio. Anche il materiale raccolto con le trappole Multifunnel è stato purificato e smistato ma solo gli scolitidi sono stati identificati. La restante coleotterofauna associata a *I. typographus* è stata consegnata al Servizio Fitosanitario per il riconoscimento molecolare.

Il riconoscimento in laboratorio è stato effettuato basandosi sulle chiavi dicotomiche specie-specifiche per *I. typographus* (paragrafo 7.1).

L'identificazione degli scolitidi si è spinta a livello specifico, utilizzando uno stereomicroscopio con ingrandimento 4X.



Figura 14: operazioni di purificazione smistamento del materiale rinvenuto nelle trappole



Figura 15: osservazione di un individuo di Ips typographus con stereomicroscopio Eurotek

2.5 Analisi statistica dei dati

Di tutte le variabili sono state calcolate le statistiche descrittive (medie e deviazioni standard).

Le variabili predittive (relative alle caratteristiche del popolamento) e le variabili dipendenti (relative al bostrico tipografo) sono state analizzate tramite correlazioni semplici al fine di individuarne un'eventuale relazione. Le stesse correlazioni sono state anche eseguite utilizzando come variabile dipendente delle metriche che sintetizzano l'andamento delle catture.

Nello specifico:

- Differenza tra cattura massima e minima della singola trappola (n. insetti);
- Durata del picco (giorni), giorni dal controllo pre-picco al controllo post-picco;

- Intensità del picco (n. insetti), differenza tra catture del picco e la media delle catture precedenti al picco;
- Tasso di crescita pre-picco del sito (n. insetti/giorni), rapporto tra il delta catture (catture picco meno catture pre-picco) e il delta tempo (giorni dal controllo pre-picco al controllo del picco).

L'effetto dei tre trattamenti (modello della trappola, sito e zona) sulla variabile dipendente (totale catture *I. typographus*) è stato valutato con l'analisi della varianza (ANOVA). Nei casi in cui i dati non rispettassero i requisiti di normalità della distribuzione della popolazione e omoschedasticità, sono stati utilizzati test non parametrici come il test U di Mann-Whitney e il test Kruskal-Wallis, in cui i dati vengono sostituiti dal loro rango e l'ipotesi nulla è l'uguaglianza delle mediane di diversi gruppi se tali gruppi provengono da una stessa popolazione.

Nel caso del trattamento “modello trappola” è stato applicato il test U di Mann-Whitney dato che i fattori del trattamento erano solo due (Theysohn e Multifunnel) mentre per i trattamenti “zona” (schiantata, transizione, controllo) e “sito” (Valgrigna1a, Valgrigna1b, Valle Intelvi2, Corni di Canzo3), che presentavano più di due fattori, si è optato per il test Kruskal-Wallis.

Infine, per le stesse analisi sono stati eseguiti test post-hoc di Tukey, per capire quali fossero i rapporti di differenza reciproca tra le medie.

I dati relativi alle catture e alle gallerie sottocorteccia di *I. typographus* sono stati georeferenziati ed è stata prodotta relativa cartografia con i programmi ARCGIS e QGIS.

2.6 Simulazione del rischio d'infestazione da *Ips typographus*

La previsione della suscettibilità agli scolitidi su ampia scala si è focalizzata sul territorio della Valle Camonica, data la fruibilità dei dati necessari alla modellizzazione e considerato il fatto che i 24 punti in cui sono state posizionate le trappole non erano sufficienti per costruire un modello.

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 Valle Camonica.

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 inizialmente per ciascuno dei 40 comuni della Valle Camonica. In un secondo momento, sono stati ricavati i parametri anche per le particelle per ottenere informazioni più dettagliate. 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)

2.6.1 Parametri

- Età (anni): l'età dei popolamenti è stata calcolata grazie a una relazione empirica tra la provvigione legnosa (m³/ha) e l'età.

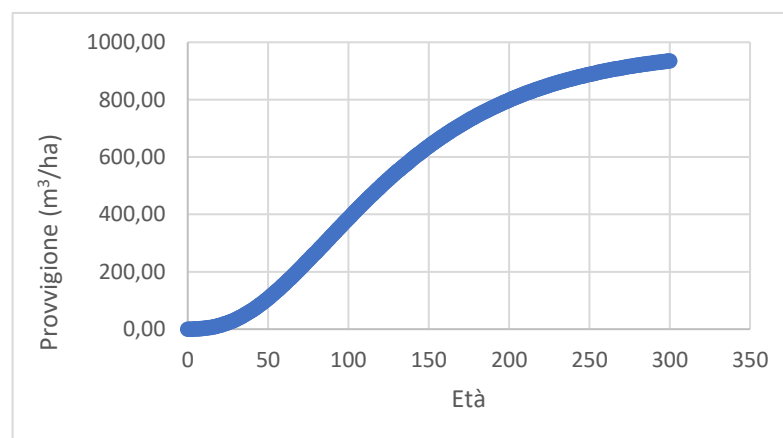


Grafico 4: rappresentazione dell'andamento provvigione-età per le peccete

Tale relazione è stata calcolata a partire dalle equazioni di accrescimento per le foreste italiane in ogni regione, pubblicate dal MATTM e ISPRA (Federici et al., 2008).

L'equazione generale corrisponde alla seguente formula:

$$\frac{dy}{dt} = \frac{k}{v} \cdot y \cdot \left[1 - \left(\frac{y}{a} \right)^v \right] + y_0$$

*Equazione 2: equazione generale di accrescimento per le foreste italiane
(fonte: MATTM- Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare; ISPRA-Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale)*

dy/dt = incremento annuo in volume (m³/ha)

y_0 = provvigione (m³/ha)

k , v , a = parametri riferiti alla specie per la Lombardia

regione	categoria	governo	a	v	k	y ₀
Lombardia	abete rosso	fustaia	978,65	-0,28	0,01	0,06

Tabella 8: parametri per l'equazione di accrescimento delle foreste riferiti alle peccete per la Lombardia

Tramite l'equazione sopraindicata è possibile calcolare la provvigione attesa per una fustaia di data età.

Invertendo l'equazione, è stata stimata l'età delle peccete corrispondente alla provvigione media delle peccete in ogni singolo comune. Invece, per stimare l'età nelle particelle, è stata calcolata la provvigione delle quote di abete rosso. Il dato di provvigione è presente nello shape file del PIF della Comunità Montana di Valle Camonica.

- % abete rosso: i dati sulla composizione dei popolamenti sono stati ricavati dal Piano di Indirizzo Forestale della Comunità Montana di Valle Camonica (PIF). A livello comunale, sono stati estratti dallo shapefile dei dati assestamentali i perimetri delle particelle occupati da tipi forestali appartenenti alle peccete. Le superfici di tali popolamenti sono state rapportate alla superficie forestale complessiva.

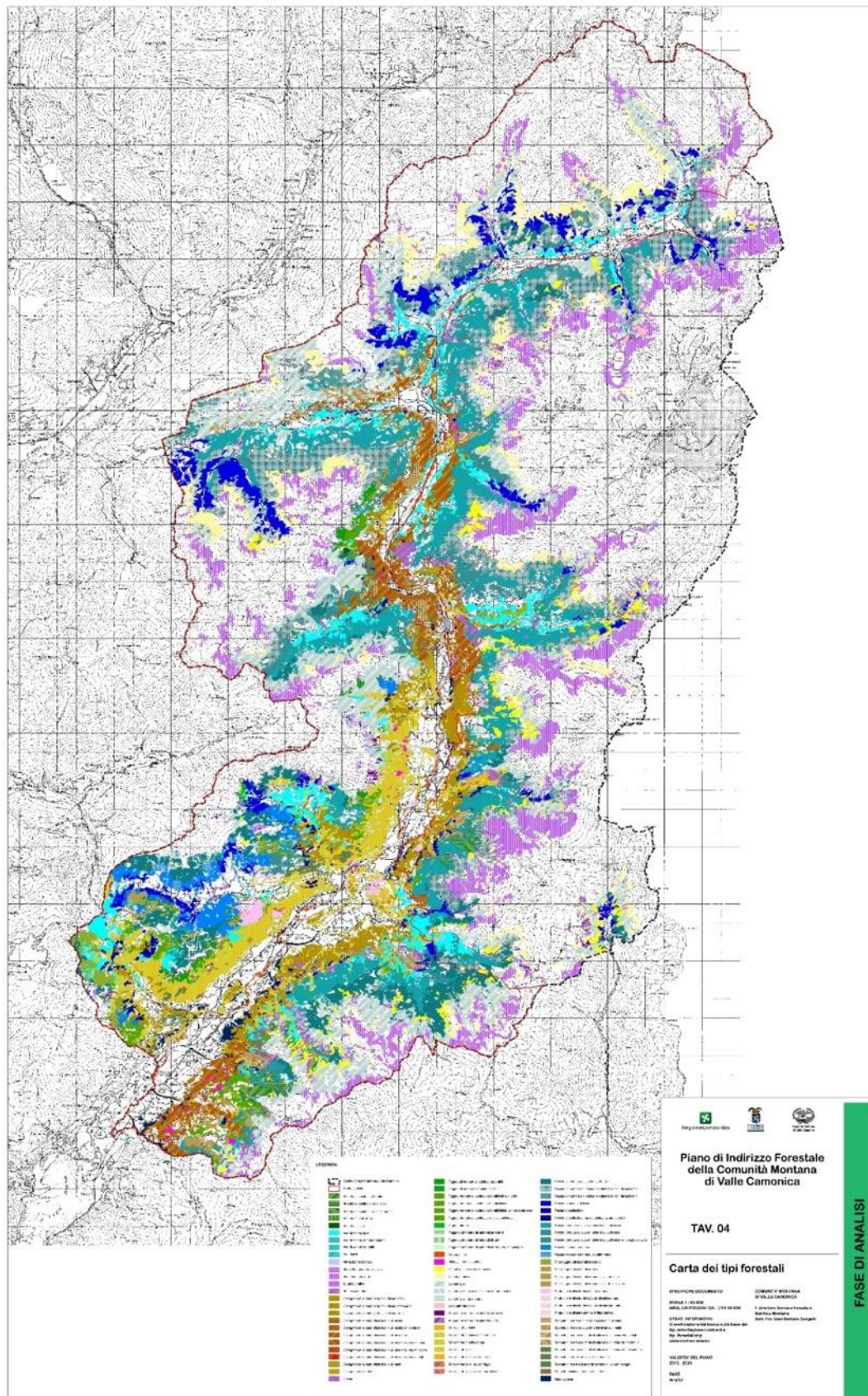
A livello particellare invece sono state prese in considerazione anche le particelle miste che contengono una quota di abete rosso. L'informazione sulla percentuale di abete rosso è stata derivata facendo delle assunzioni basate sul Manuale dei Tipi Forestali della Lombardia (Del Favero, 2014). Nel manuale, per ogni tipo forestale, viene riportata la composizione delle specie nella scala di abbondanza-dominanza di Braun-Blanquet (1928). È stato attribuito a ogni valore della scala il valore intermedio del range:

- 1=2,5%;
- 2=15%;
- 3=37,5%;
- 4=62,7%;
- 5=87,5% se presenti altre specie oltre a *Picea abies*;
- 5=100% se presente solo *Picea abies*.

LEGENDA

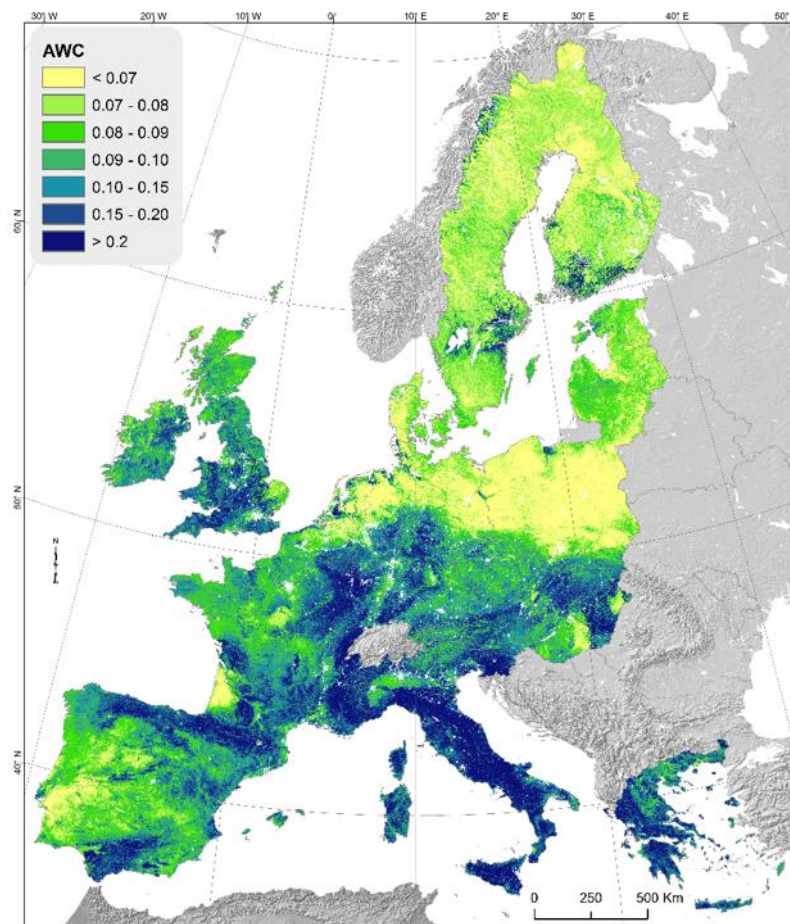
	Confine Comunità Montana di Valle Camonica		Faggeta altimontana dei substrati carbonatici		Pecceta altimontana dei substrati carbonatici
	Aree di analisi		Faggeta altimontana dei substrati silicatici		Pecceta altimontana e subalpina dei substrati silicatici dei suoli mesici
	Abieteto dei substrati carbonatici		Faggeta montana dei substrati carbonatici dei suoli xerici		Pecceta altimontana e subalpina dei substrati silicatici dei suoli xerici
	Abieteto dei substrati silicatici tipico		Faggeta montana dei substrati carbonatici tipica		Pecceta azonale su alluvioni
	Abieteto dei substrati silicatici con faggio		Faggeta montana dei substrati carbonatici tipica, var. con abete rosso		Pecceta di sostituzione
	Abieteto dei suoli mesici		Faggeta montana dei substrati silicatici dei suoli mesici		Pecceta di sostituzione, var. dei substrati calcarei alterabili
	Abieteto esalpico		Faggeta primitiva		Pecceta montana dei substrati silicatici dei suoli mesici
	Aceri-frassineto tipico		Faggeta submontana dei substrati carbonatici		Pecceta montana dei substrati silicatici dei suoli xerici
	Aceri-frassineto con ontano bianco		Faggeta submontana dei substrati silicatici		Pecceta montana dei substrati silicatici dei suoli xerici, var. con pino silvestre
	Aceri-frassineto con ostria		Faggeta submontana dei substrati silicatici, var. con castagno		Pecceta secondaria montana
	Aceri-tiglieto		Saliceto di ripa		Pecceta secondaria montana, var. altimontana
	Alneto di ontano bianco		Rimboschimenti di conifere		Piceo-faggeto dei substrati carbonatici
	Alneto di ontano nero d'impiuvio		Lariceto in successione con pecceta		Piceo-faggeto dei substrati silicatici
	Alneto di ontano verde		Lariceto primitivo		Piceo-faggeto dei substrati carbonatici, var. con larice
	Betuleto primitivo		Lariceto tipico		Piceo-faggeto dei substrati carbonatici, var. dei suoli xerici
	Betuleto secondario		Lariceto tipico, var. in successione con abete bianco		Pineta di pino silvestre dei substrati carbonatici
	Castagneto dei substrati carbonatici dei suoli mesici		Lariceto tipico, var. montana		Pineta di pino silvestre dei substrati silicatici montana
	Castagneto dei substrati carbonatici dei suoli mesoxerici		Larici-cembreto tipico		Pineta di pino silvestre dei substrati silicatici submontana
	Castagneto dei substrati carbonatici dei suoli xerici		Mugheta microterma dei substrati carbonatici		Pineta di pino silvestre primitiva di falda detritica
	Castagneto dei substrati silicatici dei suoli mesici		Mugheta microterma dei substrati silicatici		Querceto di rovere dei substrati silicatici dei suoli xerici
	Castagneto dei substrati silicatici dei suoli mesici, var. con larice		Orno-ostrieto primitivo		Querceto di rovere dei substrati silicatici dei suoli mesici
	Castagneto dei substrati silicatici dei suoli mesoxerici		Orno-ostrieto primitivo di falda detritica		Querceto di rovere di substrati silicatici dei suoli mesici, var. con tigli
	Castagneto dei substrati silicatici dei suoli mesoxerici, var. con larice		Orno-ostrieto primitivo di rupe		Querceto di rovere di substrati silicatici dei suoli xerici, var. con betulla
	Castagneto dei substrati silicatici dei suoli mesoxerici, var. con rovere		Orno-ostrieto tipico		Querceto di rovere di substrati silicatici dei suoli xerici, var. con castagno
	Castagneto dei substrati silicatici dei suoli mesoxerici, var. con tigli		Orno-ostrieto tipico, var. con cerro		Querceto di roverella dei substrati carbonatici
	Castagneto dei substrati silicatici dei suoli xerici		Orno-ostrieto tipico, var. con faggio		Querceto di roverella di substrati carbonatici, var. con castagno
	Castagneto di falda detritica		Orno-ostrieto tipico, var. con pino silvestre		Querceto primitivo di rovere su falda detritica

Figura 16: legenda della carta dei tipi forestali della Comunità montana di Valle Camonica 1:55.000



Carta 16: carta dei tipi forestali della Comunità montana di Valle Camonica 1:55.000
(fonte: Piano di Indirizzo Forestale della Comunità Montana di Valle Camonica)

- 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 comune e poi il valore medio per ogni particella.



Carta 17: valori di AWC dell'UE (fonte: ESDAC)

- Somme termiche [gradi-giorno(gg)]: come variabile del sito sensibile al clima, è stata utilizzata la somma termica media del comune e successivamente della particella. Le somme termiche sono state calcolate utilizzando dataset climatici simulati con modelli di circolazione generale atmosfera-oceano (AOGCMs) con il software ClimateEU (Marchi et al., 2020). Per ciascun modello sono stati selezionati due scenari RCP (Representative Concentration Pathways) con un valore di forzante radiativo di +4,5 e +8,5

W/m² previsti nel 2100 rispetto ai valori preindustriali. Questi valori di forzante comporterebbero un aumento del riscaldamento globale previsto di circa +1,4°C (± 0,5) entro il 2050 e +1,8°C (±0,7) entro il 2080 per RCP4.5. Per RCP8.5, le proiezioni medie del cambiamento climatico globale per la temperatura media annuale sarebbero +2,0°C (±0,6) entro il 2050 se +3,7°C (±0,9) entro il 2080.

Nel presente studio, sono stati presi in considerazione i dati medi delle temperature mensili per gli scenari di emissione sopradescritti, entrambi per le decadi 2020, 2050 e 2080.

La risoluzione dei raster utilizzati è di 1 km, ed è stato usato il valore medio per ogni comune e poi il valore medio per ogni particella (o il valore del pixel che comprendeva la particella).

- 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 5mx5m della Valle Camonica. È stato utilizzato il modulo r.horizon di QGIS 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: $\beta_5 = -0,012$

L'effetto dell'età sul rischio d'infestazione oltre i 120 anni è sempre meno evidente, perciò il coefficiente di regressione dell'età è stato corretto applicando una matrice di livellamento unidimensionale.

Dai risultati sono stati esclusi i comuni che non presentavano peccete. A livello particellare, invece, sono state escluse le particelle che non comprendevano una quota di abete rosso, quelle dove la provvigione era pari a zero (perché non permette di calcolare l'età) e quelle in cui non sono presenti nei raster i valori di AWC, temperatura e Topex.

CAPITOLO TERZO

3 RISULTATI

3.1 Monitoraggio fitosanitario

3.1.1 Specie non-target associate a *Ips typographus*

Nei campioni raccolti in campo si segnala, sia nel 2019 che nel 2020, la presenza di diversi predatori specifici di *Ips typographus*, alcuni dei quali riconosciuti fino al livello di specie come *Thanasimus formicarius* (Coleoptera-Cleridae).



Figura 17: Un esemplare di *Thanasimus formicarius* durante la predazione di un adulto di *I. typographus* (fonte WSL-FNP: Istituto federale di ricerca per la foresta, la neve e il paesaggio 1996)

Nel 2020 è stato effettuato il riconoscimento a livello specifico di altri due coleotteri data la loro abbondanza nelle trappole. Si segnala, infatti, una forte consistenza di *Nicrophorus vespillo* a cui è associata una modesta presenza di *Oiceoptoma thoracicum* (Figura 17). Entrambe le specie appartengono alla famiglia Silphidae i cui individui sono caratterizzati da attitudine necrofaga. Tali specie non sono importanti per la relazione che hanno con il bostrico tipografo ma hanno influito sul conteggio. Infatti, la presenza nelle trappole di predatori specifici e necrofagi ha comportato la predazione di diversi individui di *I. typographus*. Durante la predazione il capo viene staccato dal torace e i saccheggiatori si nutrono del contenuto lasciando l'esoscheletro integro. È stato possibile, perciò, fare una stima anche degli *I. typographus* predati riempiendo una provetta falcon con i frammenti e calcolando quanti insetti interi potrebbero essere contenuti nella stessa provetta.



Figura 18: esemplari di *Nicrophorus vespillo* (a) *Oiceoptoma thoracicum* (b) intenti a decomporre necromassa (nella foto a dx intenti a predare individui di *Ips typographus* catturati dalla trappola Theysohn)

Nelle trappole aspecifiche si è registrata la presenza di diversi individui appartenenti all'ordine Coleoptera, alle famiglie Cerambycidae ed Elateridae.

3.1.2 Catture di *Ips typographus* con trappole a feromoni

Viene riportata l'osservazione completa di un individuo di *Ips typographus*.

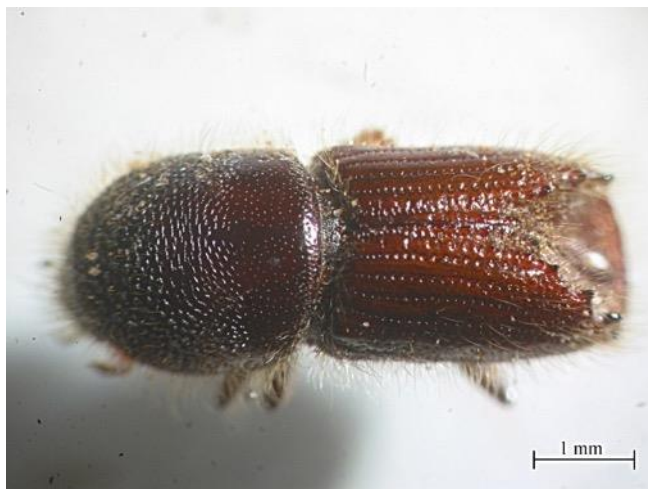


Figura 19: profilo dorsale in cui sono visibili le elitre



Figura 20: profilo laterale



Figura 21: profilo laterale in cui è visibile la terza cuspide



Figura 22: dettaglio laterale del capo



Figura 23: dettaglio ventrale del capo e delle antenne



Figura 24: dettaglio dell'apparato masticatore

Le catture osservate nel corso del monitoraggio delle popolazioni di *I. typographus* hanno raggiunto nel 2019 un massimo riscontrabile nella trappola 1RCCOUT nel sito Corni di Canzo³ nella zona OUT ovvero fuori dallo schianto. Nel 2020 si sono rilevati valori di catture più elevati rispetto al 2019 con un massimo nella trappola 1RVIIN, situata in Valle Intelvi² nella zona di transizione (Tabella 9).

N. trappola	Tot catture lps t. (2019)	Tot catture lps t. (2020)
1RBSIN	146	6313
1RBSBT	67	4625
1RBSOUT	6	3
1MBSIN	11	1132
1MBSBT	2	4
1MBSOUT	0	0
2RBSIN	45	5342
2RBSBT	58	103
2RBSOUT	6	260
2MBSIN	7	1756
2MBSBT	3	3
2MBSOUT	0	2
1RVIIN	346	10122
1RVIBT	173	12174
1RVIOUT	52	363
1MVIIN	75	258
1MVIBT	264	1925
1MVIOUT	9	207
1RCCIN	434	572
1RCCBT	337	264
1RCCOUT	1455	61
1MCCIN	6	14
1MCCBT	6	16
1MCCOUT	136	0

Tabella 9: Catture totali di lps *typographus* nel 2019 e nel 2020

I valori del 2019 non sono correlati a quelli del 2020 ($R = 0,049529$)

Riguardo l'andamento temporale delle catture, nel complesso si è registrato un picco principale di volo in ogni stazione.

- Valgrigna1a

Il picco di catture si è verificato a fine agosto nel 2019 e a fine settembre nel 2020. I picchi sono caratterizzati da 131 individui nel 2019 e 6028 individui nel 2020. Si può osservare un ingente aumento delle catture nel corso del secondo anno di monitoraggio (Grafico 5).

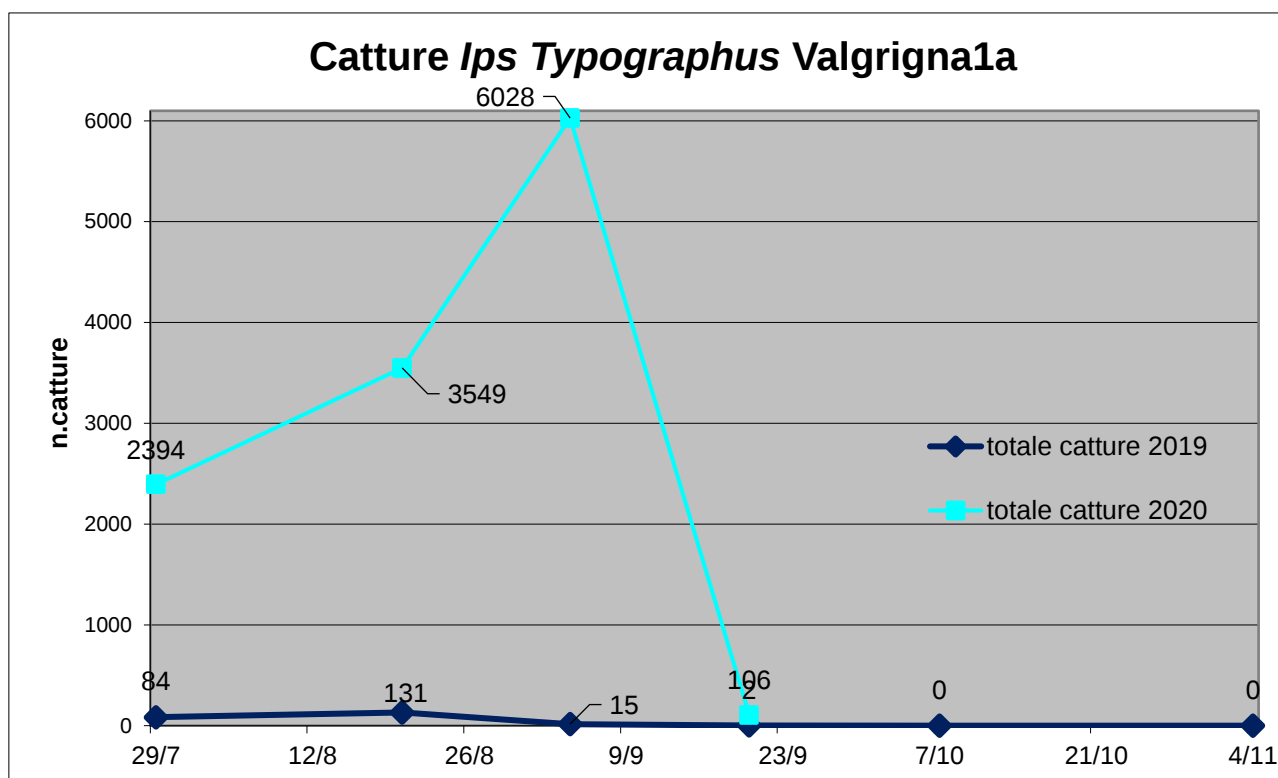


Grafico 5: curve di volo di *Ips typographus* del 2019 e del 2020 nel sito Valgrigna1a

- Valgrigna1b

Il sito 1b ha presentato risultati simili a quelli del sito 1a, essendo situato nella stessa foresta. Anche in questo sito il picco di catture si è verificato a fine agosto nel 2019 e a fine settembre nel 2020. I picchi sono caratterizzati da 48 individui nel 2019 e 2757 individui nel 2020. Come nel sito 1a, si può osservare un ingente aumento delle catture nel corso del secondo anno di monitoraggio (Grafico 6).

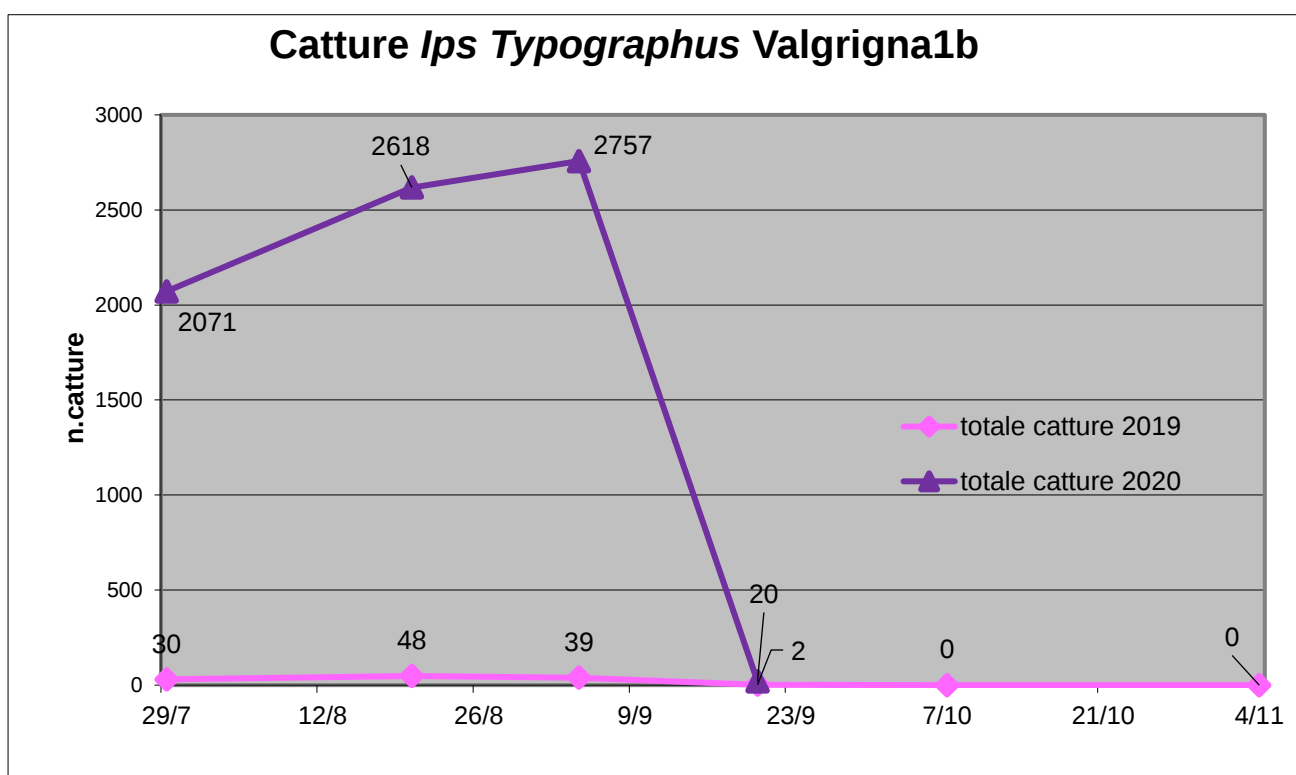
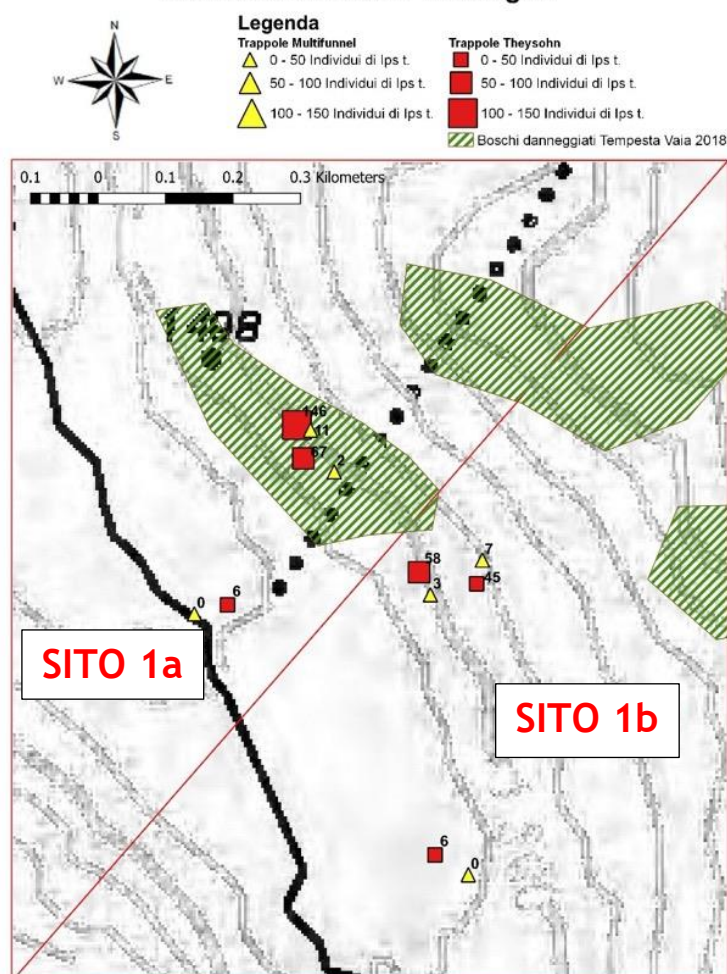


Grafico 6: curve di volo di *Ips typographus* del 2019 e del 2020 nel sito Valgrigna1b

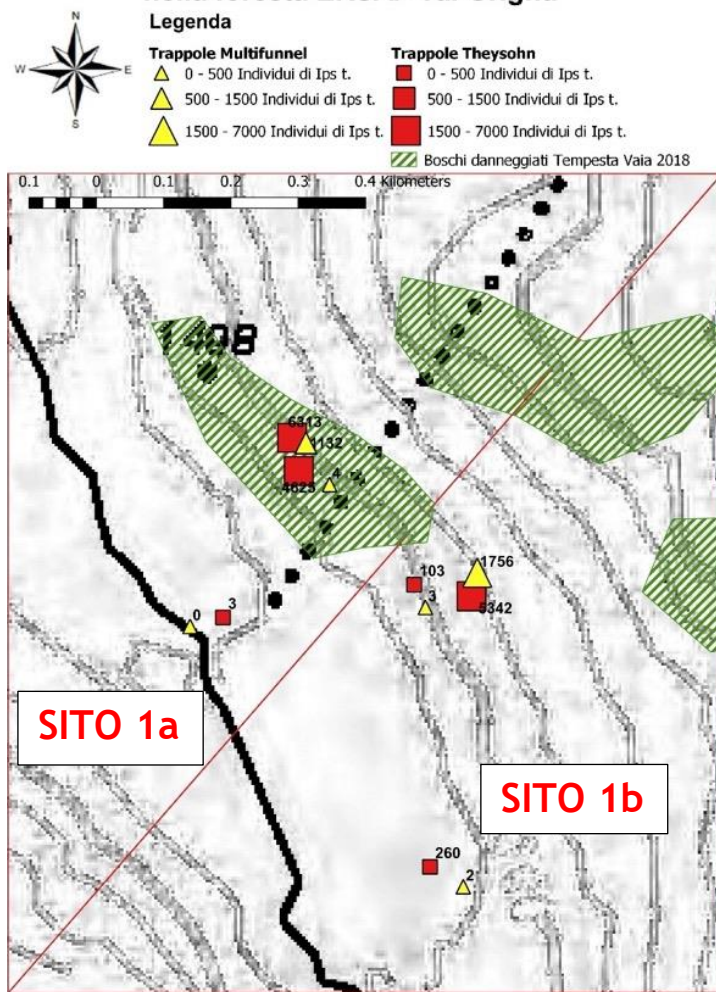
La cartografia permette di visualizzare le catture georeferenziate delle singole trappole nei due anni di monitoraggio. Risulta che nel 2019 il sito 1b ha risentito di una minore presenza di *I. typographus*. Nel 2020 anche tale zona ha presentato trappole con valori di catture simili al sito 1a.

Catture totali Ips typographus 2019 nella foresta ERSAF Val Grigna



Carta 18: catture totali Ips typographus 2019
nella foresta ERSAF Valgrigna

Catture totali di Ips typographus 2020 nella foresta ERSAF Val Grigna



Carta 19: catture totali Ips typographus 2020
nella foresta ERSAF Valgrigna

- Valle Intelvi2

Il sito della Valle Intelvi è risultato il più colpito dall'attacco del bostrico tipografo. Il picco di catture si è verificato a inizio settembre nel 2019 e a fine luglio nel 2020. Nel 2019 il picco è consistito nell'intercettazione di 338 individui, mentre nel 2020 non si è registrato un vero e proprio picco ma un massimo di 15739 nel primo controllo. Si può osservare un ingente aumento delle catture nel corso del secondo anno di monitoraggio.

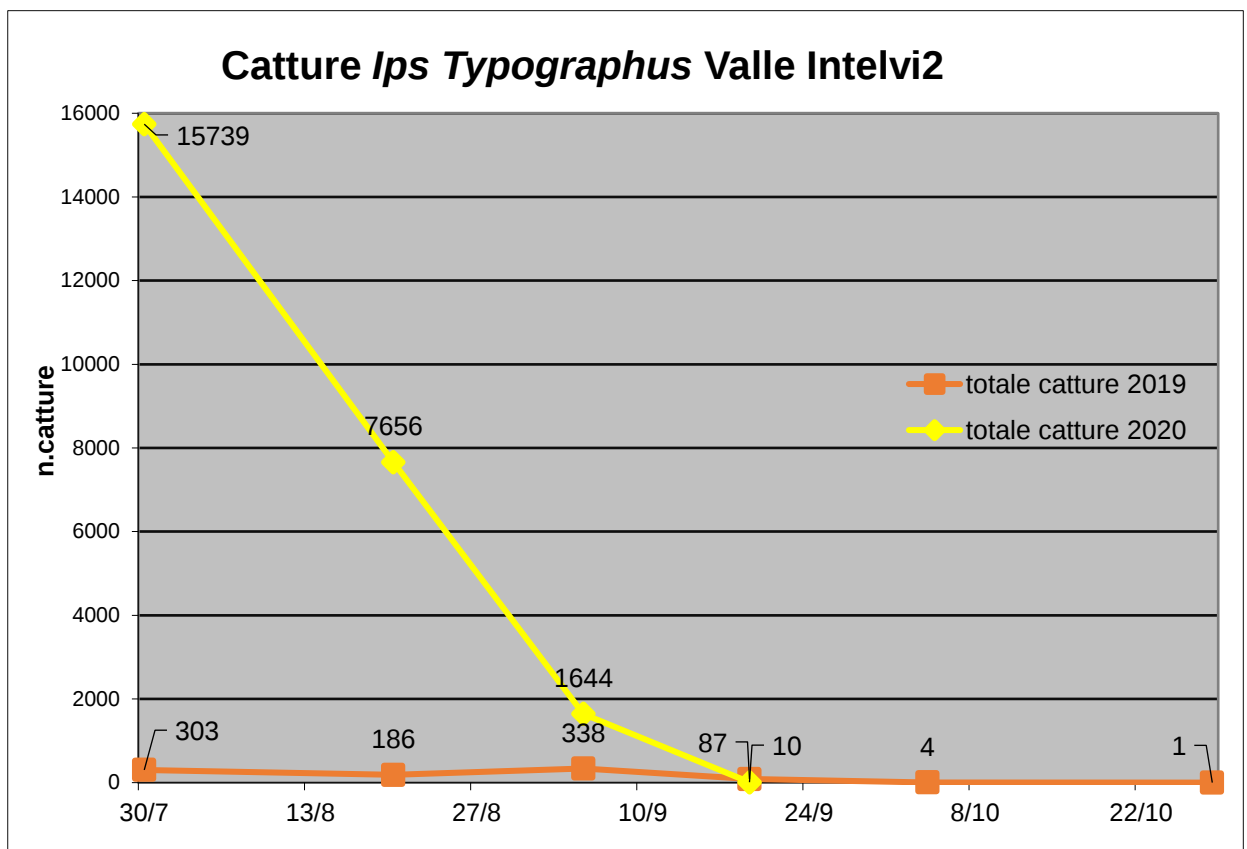
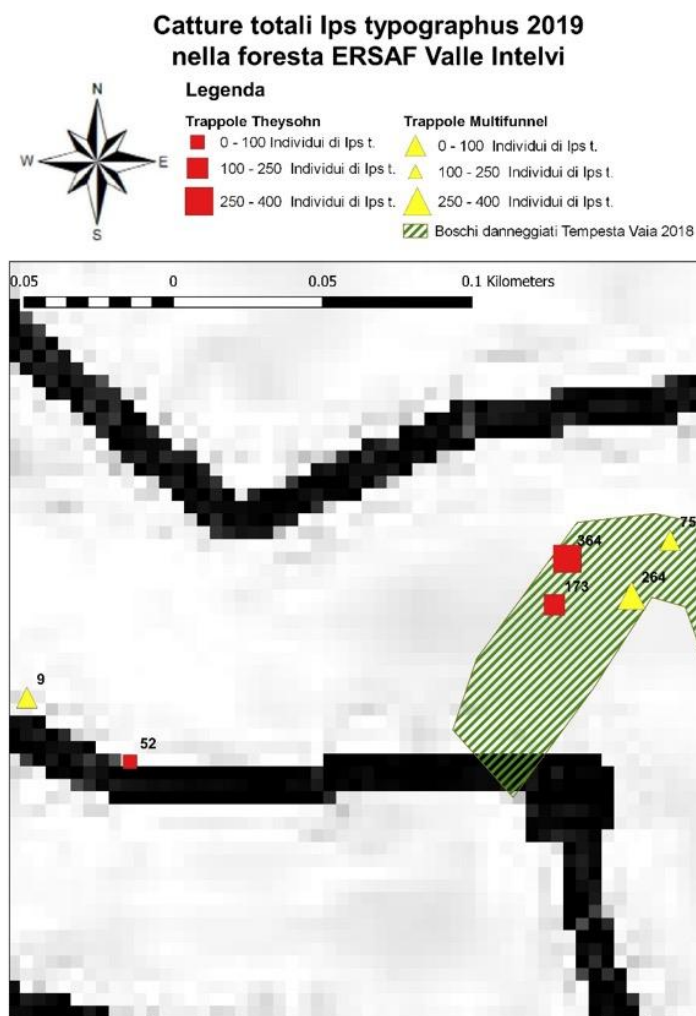
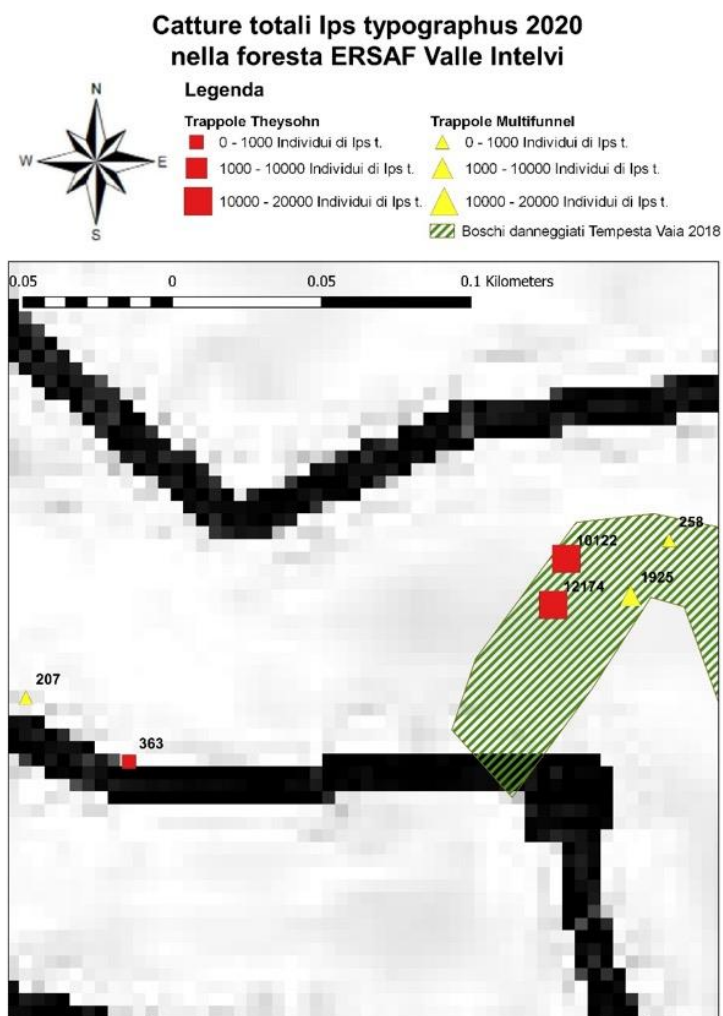


Grafico 7: curve di volo di *Ips typographus* del 2019 e del 2020 nel sito Valle Intelvi2

Le carte rappresentanti le catture totali del sito in Valle Intelvi mostrano il considerevole aumento di *I. typographus* dal 2019 al 2020 in tutte le zone (schiantate, transizione, controllo).



Carta 20: catture totali *Ips typographus* 2019 nella foresta ERSAF Valle Intelvi



Carta 21: catture totali *Ips typographus* 2020 nella foresta ERSAF Valle Intelvi

- Corni di Canzo3

Il picco di catture nel sito 3 si è verificato i primi di settembre nel 2019 e a fine agosto nel 2020. I picchi presentano 815 individui nel 2019 e 475 individui nel 2020. A differenza degli altri siti questo è l'unico in cui le catture totali del 2019 sono risultate più consistenti di quelle registrate nel 2020.

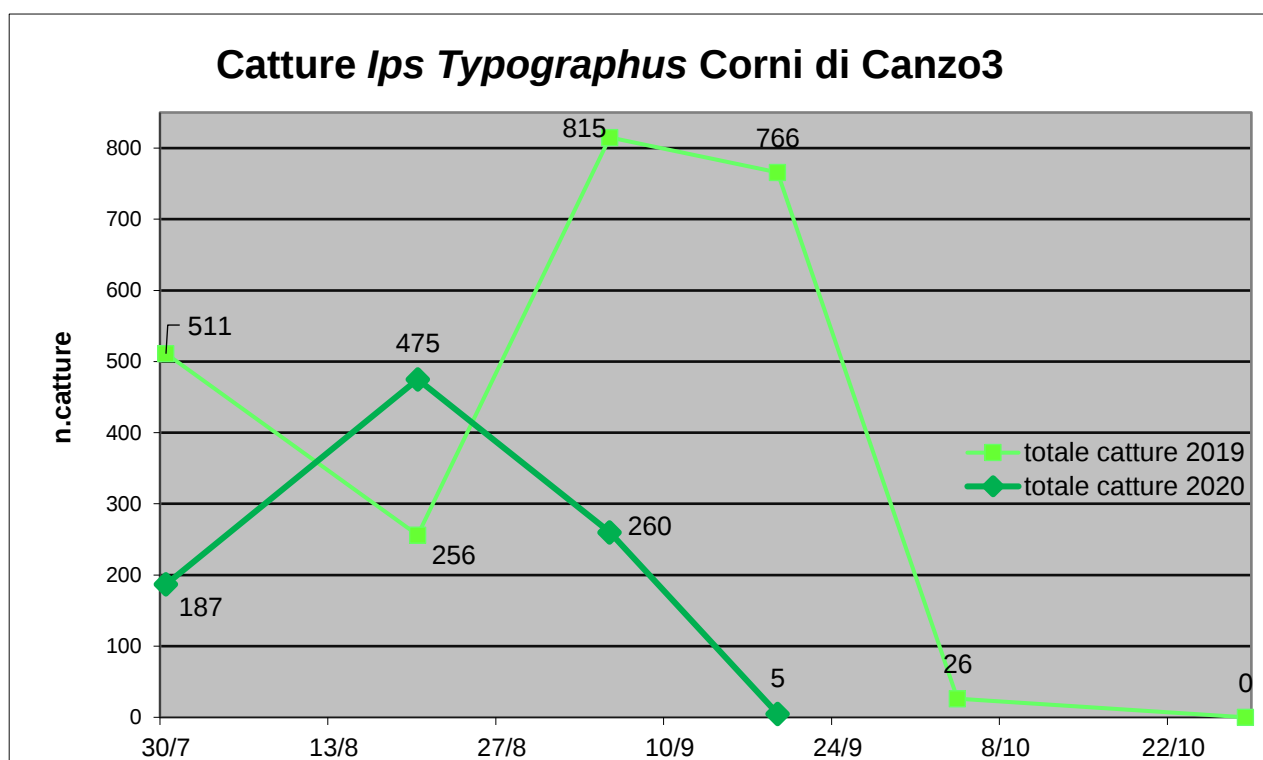
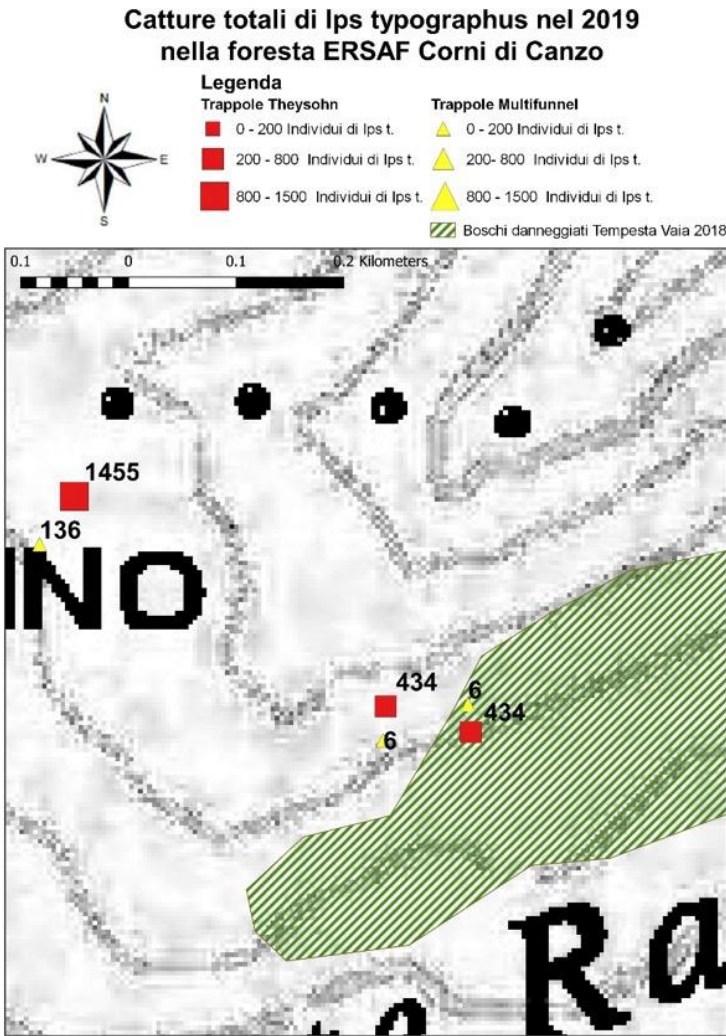
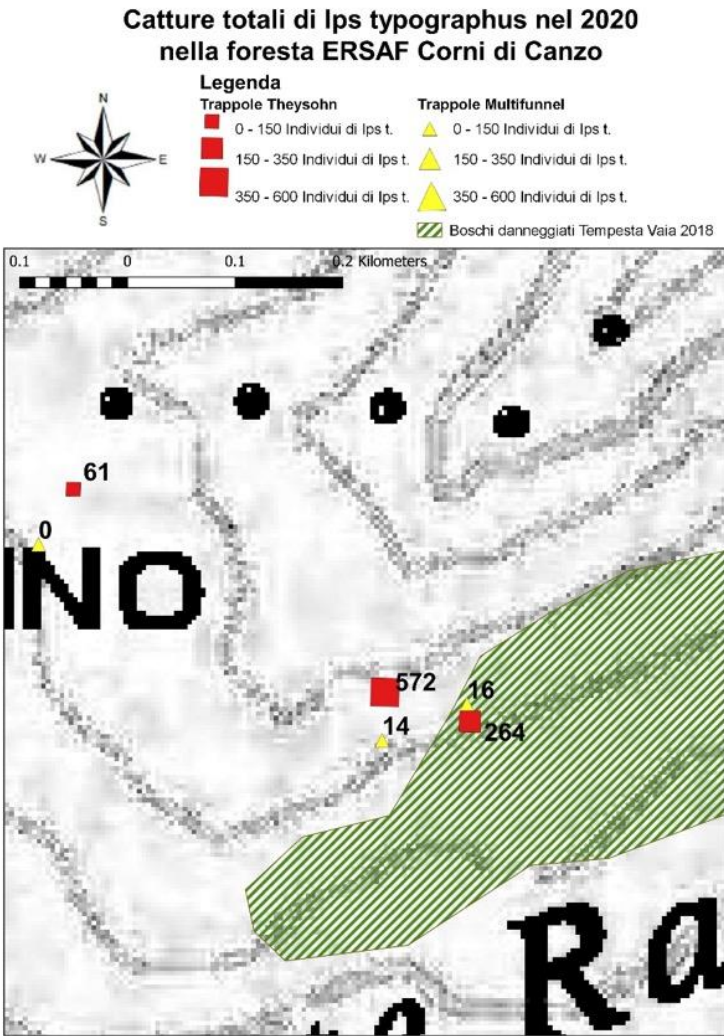


Grafico 8: curve di volo di *Ips typographus* del 2019 e del 2020 nel sito Corni di Canzo3

Nel primo anno di monitoraggio, nella zona di controllo si è registrata una consistente presenza di *I. typographus* (1455 individui) rispetto alla zona schianta e di transizione ma anche rispetto alle catture del 2020.



Carta 22: catture totali *Ips typographus* 2019 nella foresta ERSAF Corni di Canzo



Carta 23: catture totali *Ips typographus* 2020 nella foresta ERSAF Corni di Canzo

3.1.3 Gallerie di *Ips typographus*

La presenza delle gallerie è risultata più elevata a fine stagione, in entrambi gli anni in cui ne è stato eseguito il conteggio.

A inizio stagione del secondo anno di monitoraggio è stata riscontrata una maggiore presenza di gallerie rispetto all'anno precedente.

Le catture del 2019 non sono correlate alla somma delle gallerie a fine stagione del 2019 ($R = 0,036327096$), mentre le catture del 2020 sono correlate alle gallerie a fine stagione del 2020 ($R = 0,591413599$).

Codice trappola	Somma gallerie totali inizio stagione (2019)	Somma gallerie totali fine stagione (2019)	Somma gallerie totali inizio stagione (2020)	Somma gallerie totali fine stagione (2020)
1RBSIN	0	136	68	113
1RBSBT	0	69	117	180
1RBSOUT	0	0	0	0
1MBSIN	0	0	23	0
1MBSBT	0	0	0	0
1MBSOUT	0	0	13	29
2RBSIN	0	174	123	122
2RBSBT	0	0	100	195
2RBSOUT	0	0	0	0
2MBSIN	18	306	73	149
2MBSBT	0	0	0	0
2MBSOUT	46	117	0	0
1RVIIN	23	186	0	20
1RVIBT	0	0	44	417
1RVIOUT	0	0	0	0
1MVIIN	32	387	83	229
1MVIBT	0	395	0	61
1MVIOUT	0	0	0	0
1RCCIN	0	248	0	0
1RCCBT	0	0	63	130
1RCCOUT	0	0	0	0
1MCCIN	0	0	0	0
1MCCBT	0	0	0	0
1MCCOUT	0	0	0	0

Tabella 10: Gallerie totali a inizio e fine stagione nel 2019 e 2020

La somma delle gallerie a inizio stagione del 2019 non è correlata con la somma delle gallerie a inizio stagione del 2020 ($R = 0,039113776$) e lo stesso per le somme delle gallerie 2019-2020 ($R = 0,229403895$). Risultano invece correlate la somma delle gallerie a inizio stagione del 2019 e la somma delle gallerie a

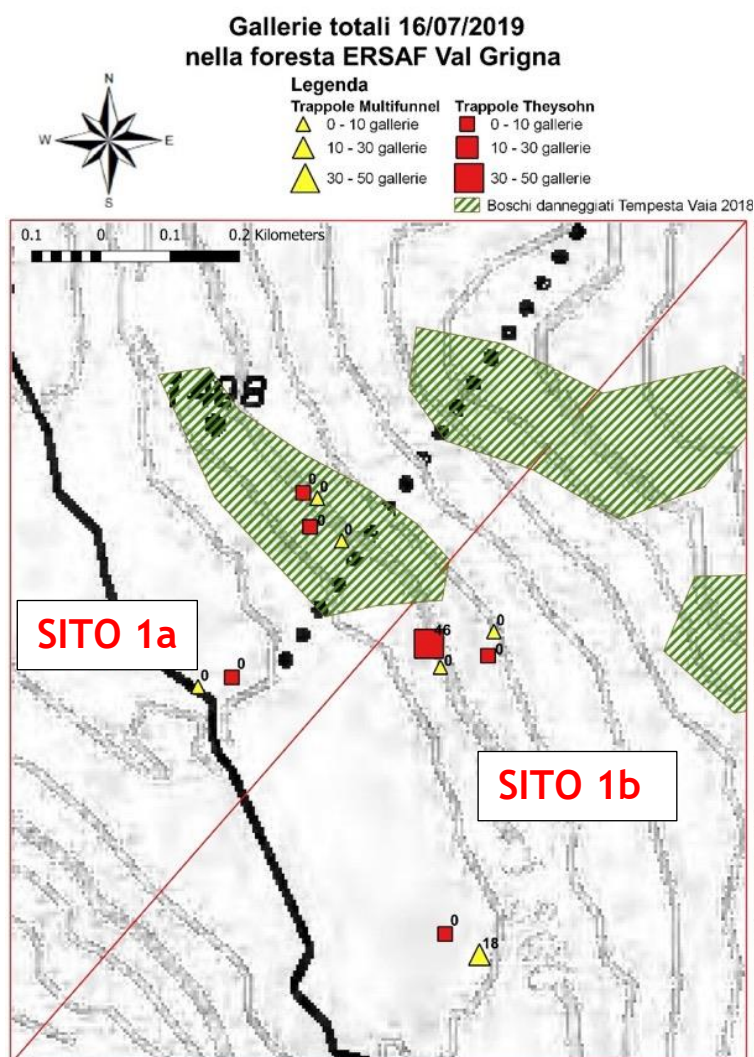
fine stagione 2019 ($R = 0,479751023$) e lo stesso vale per il 2020 ($R=0,695475137$).

La cartografia relativa alle gallerie mette in evidenza le differenze tra l'inizio e la fine della stagione di monitoraggio.

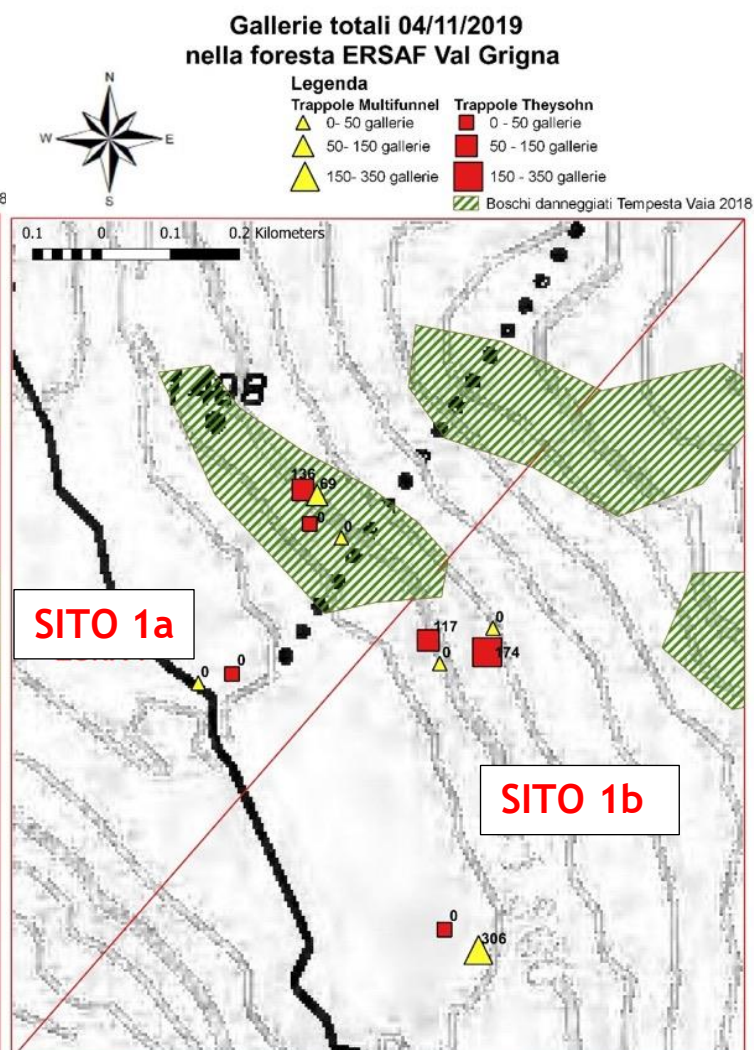
- Valgrigna1a e Valgrigna1b nel 2019

Il 16 luglio 2019 sono state rilevate delle gallerie solo nel sito 1b in alberi circostanti le trappole 2MBSIN e 2MBSOUT.

Il 4 novembre 2019 si è riscontrata la diffusione delle gallerie del bostrico tipografo anche in alberi nei quali non erano state rilevate a inizio stagione (1RBSIN, 1RBSBT, 2RBSIN).



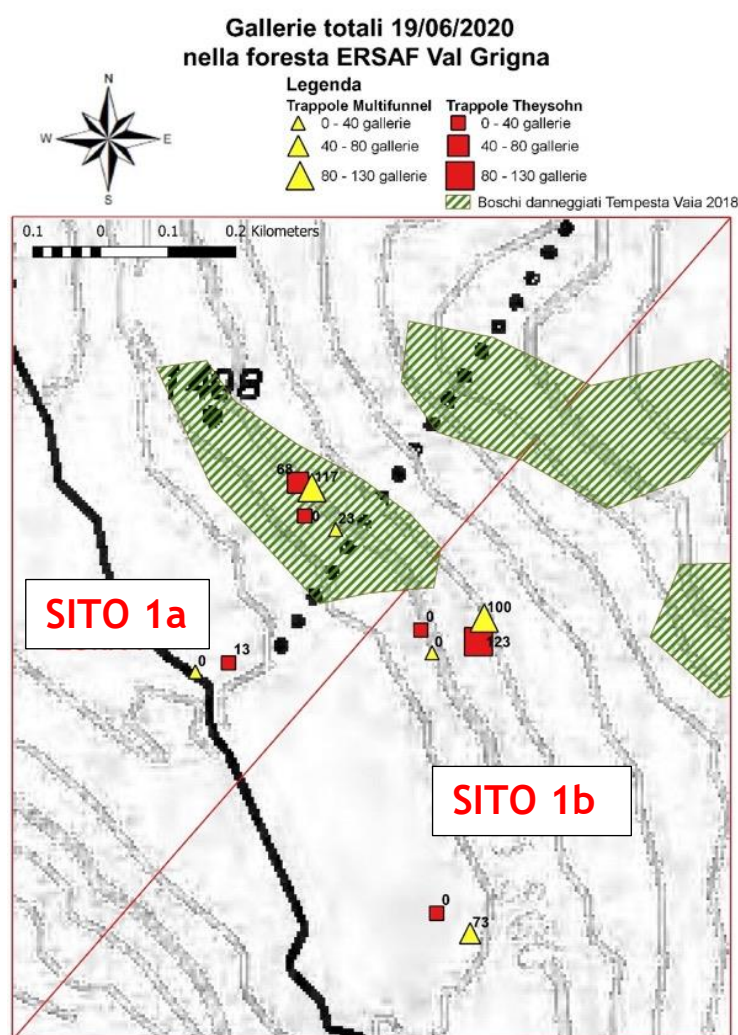
Carta 24: gallerie totali a inizio stagione (16/07/2019)
nella foresta ERSAF Valgrigna



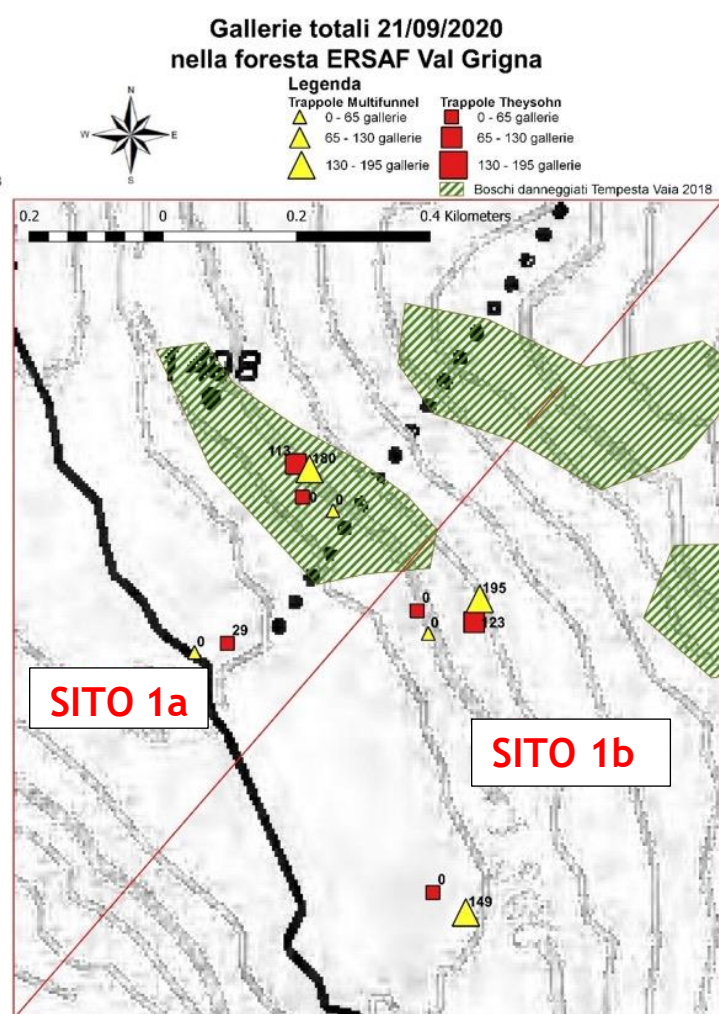
Carta 25: gallerie totali a fine stagione (04/11/2019)
nella foresta ERSAF Valgrigna

- Valgrigna1a e Valgrigna1b nel 2020

A inizio stagione del 2020 erano già presenti numerose gallerie negli alberi adiacenti a molte trappole di entrambi i siti. A fine stagione non sono state registrate nuove aree colpite ma sono aumentate le gallerie nelle aree già colpite a inizio stagione. Anche nel bosco sano è stata riscontrata la presenza di gallerie, più elevata rispetto al 2019.



Carta 26: gallerie totali a inizio stagione (19/06/2020)
nella foresta ERSAF Valgrigna

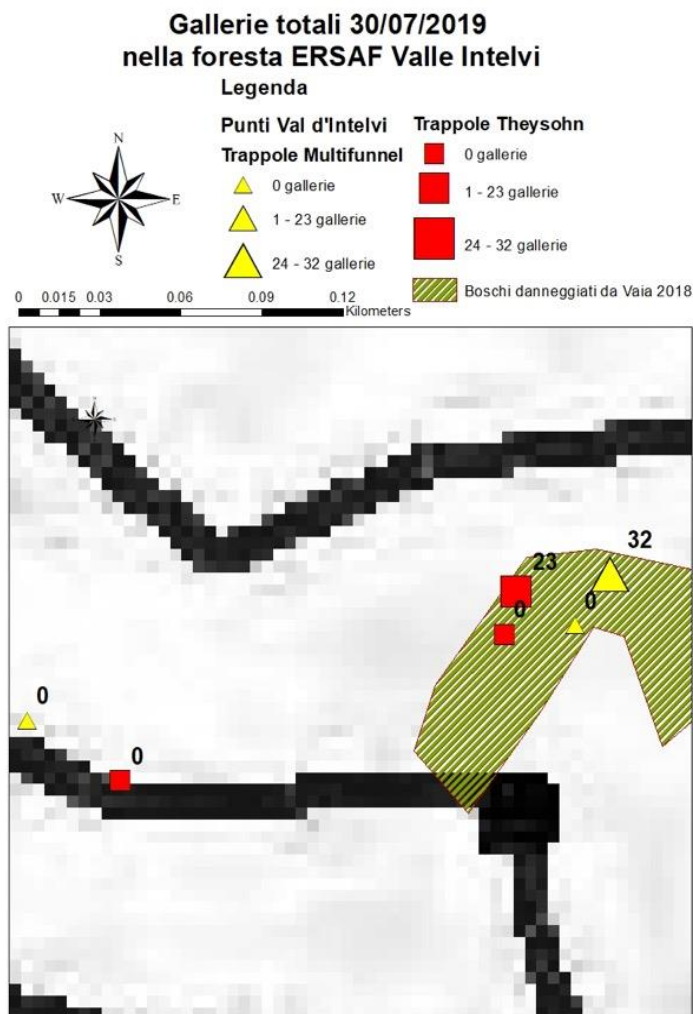


Carta 27: gallerie totali a fine stagione (21/09/2020)
nella foresta ERSAF Valgrigna

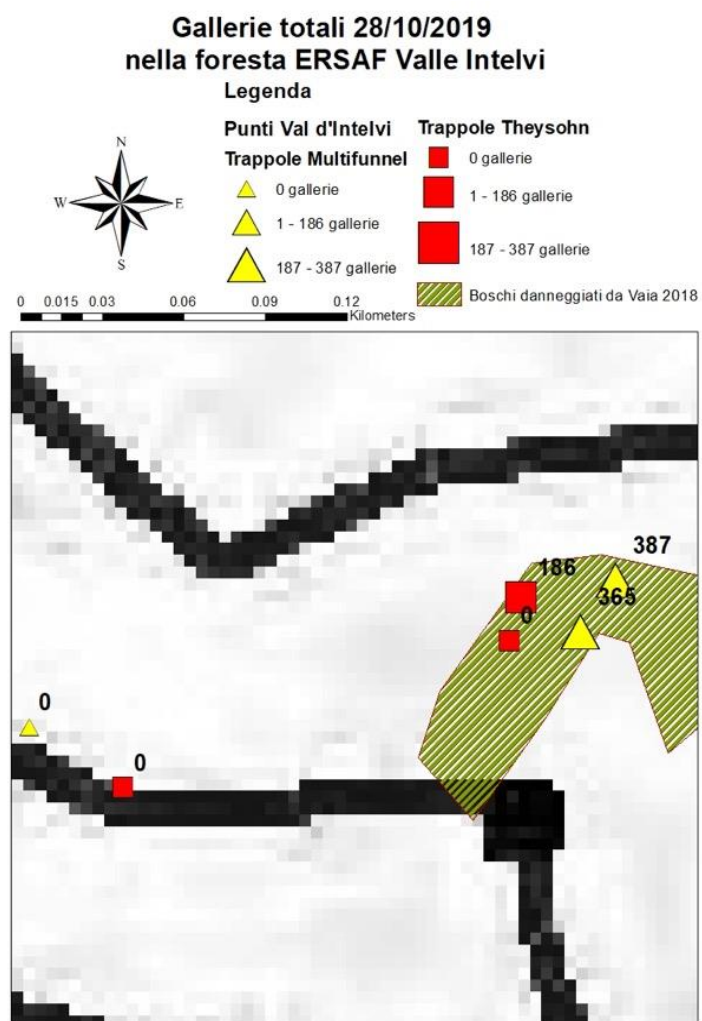
- Valle Intelvi2 nel 2019

Il 30 luglio 2019 solo nelle due aree circostanti le trappole situate nella zona schiantata (1RVIIN e 1MVIIN) è stata rilevata la presenza di gallerie.

Il 28 ottobre 2019 nelle stesse trappole si è riscontrato un forte incremento di gallerie. Anche nella zona di transizione (1MVIBT), precedentemente non colpita, si sono raggiunti numeri simili alla zona schiantata.



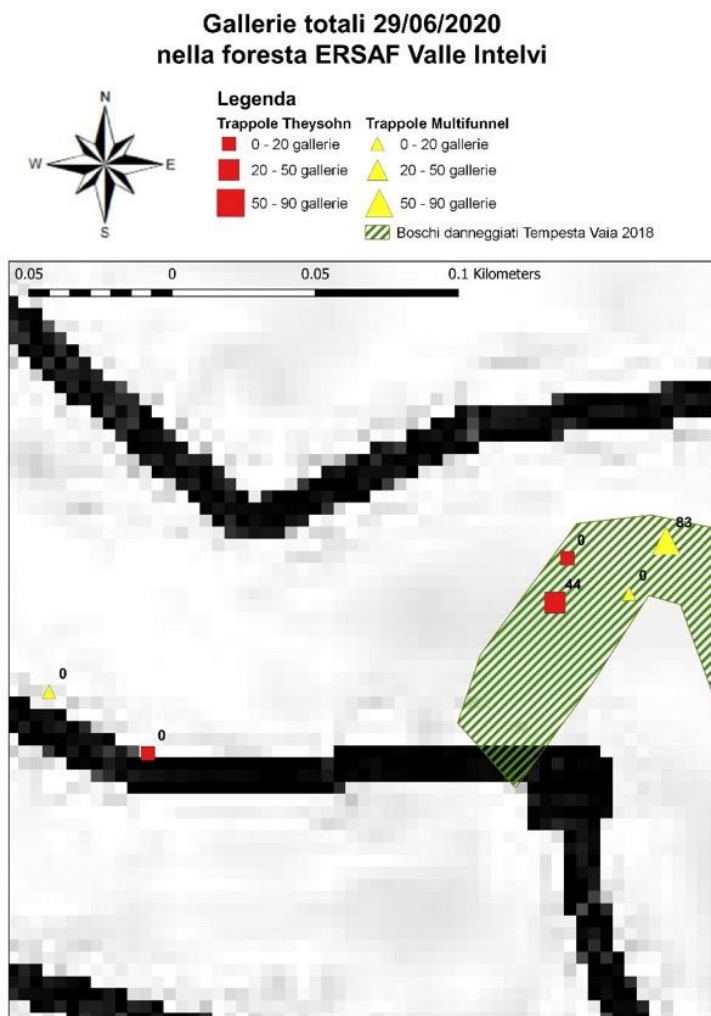
Carta 28: gallerie totali a inizio stagione (30/07/2019)
nella foresta ERSAF Valle Intelvi



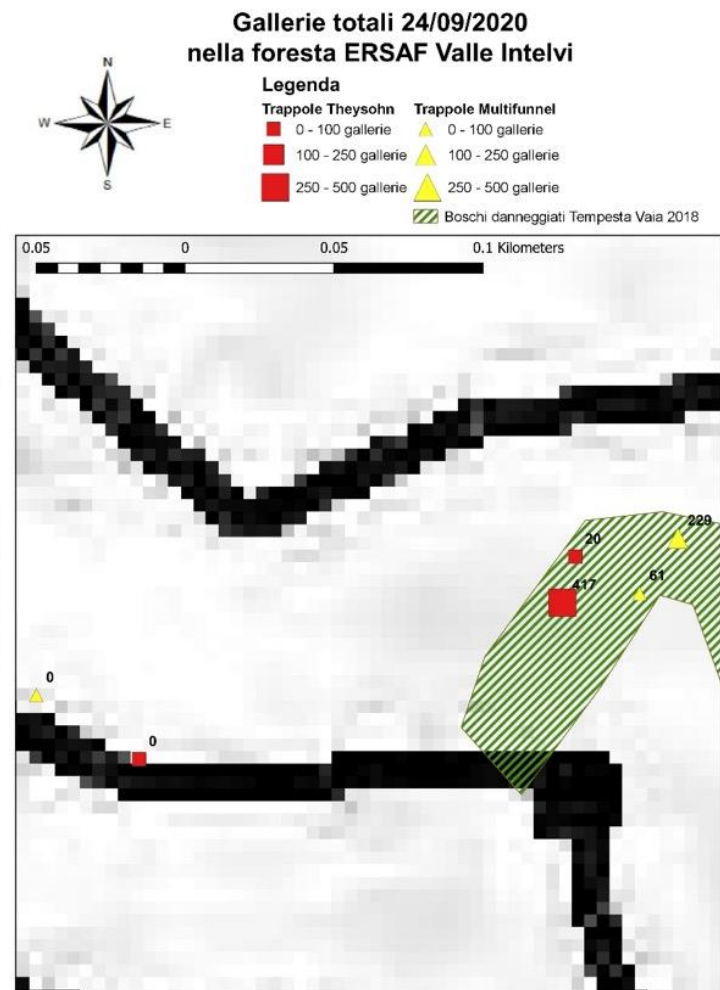
Carta 29: gallerie totali a fine stagione (28/10/2019)
nella foresta ERSAF Valle Intelvi

- Valle Intelvi2 nel 2020

A inizio stagione sono state riscontrate delle gallerie solo nei pressi della zona schiantata e della zona di transizione. A fine settembre nelle stesse zone è aumentato il numero di gallerie. Nei due anni di monitoraggio, in nessuno controllo, sono state rilevate gallerie negli alberi situati nel bosco sano (zona di controllo).



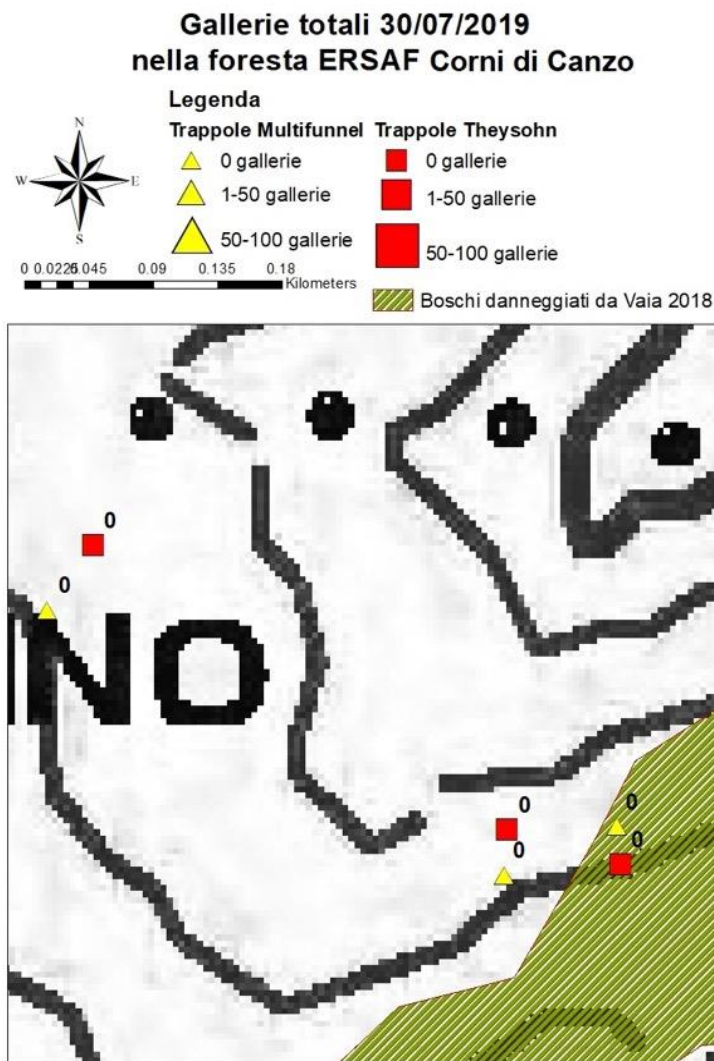
*Carta 30: gallerie totali a inizio stagione (29/06/2020)
nella foresta ERSAF Valle Intelvi*



*Carta 31: gallerie totali a fine stagione (24/09/2020)
nella foresta ERSAF Valle Intelvi*

- Corni di Canzo3 nel 2019

Il 30 luglio 2019 non sono stati rinvenuti sistemi riproduttivi nel sito 3. Nel controllo di fine stagione si è riscontrato un totale di 248 gallerie solo sugli alberi circostanti la trappola situata nello schianto (1RCCIN).



Carta 32: gallerie totali a inizio stagione (30/07/2019)
nella foresta ERSAF Corni di Canzo

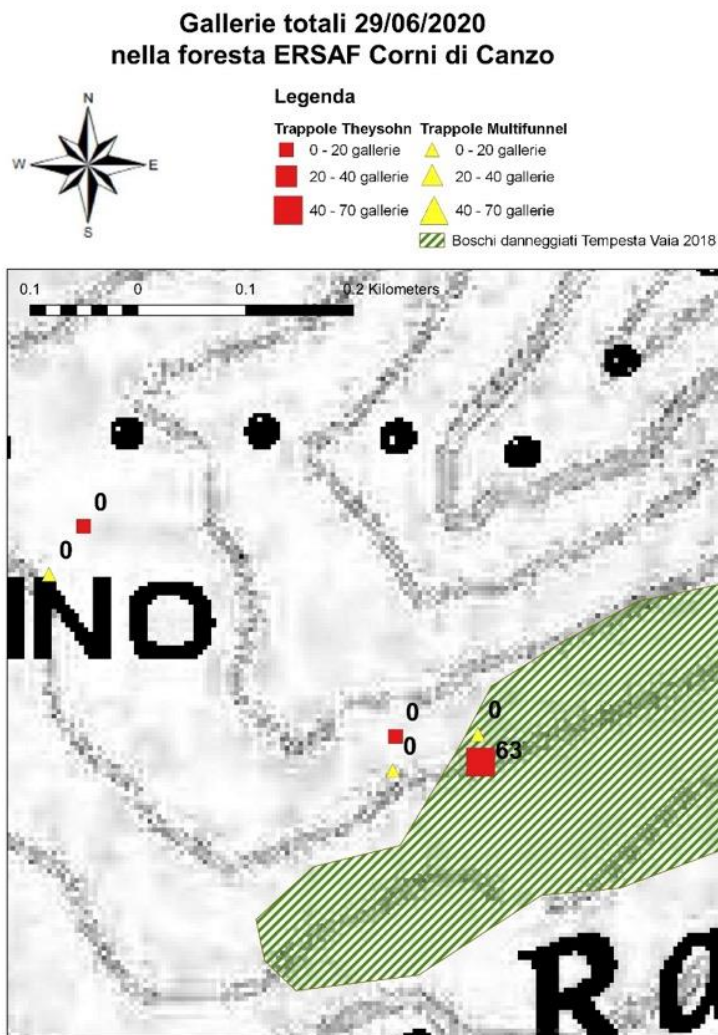


Carta 33: gallerie totali a fine stagione (11/11/2019)
nella foresta ERSAF Corni di Canzo

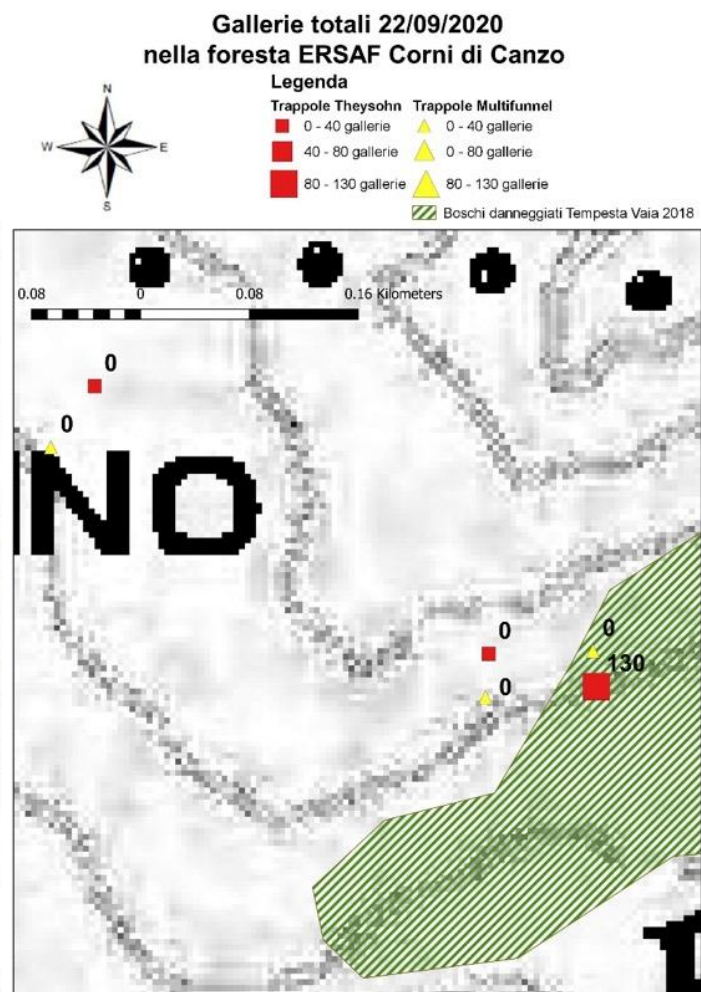
- Corni di Canzo3 nel 2020

Osservando anche i dati relativi al conteggio del 2020, è evidente che il sito Corni di Canzo3 presenta meno gallerie rispetto agli altri siti.

Sia a inizio che a fine stagione, gli unici alberi in cui sono state trovate delle gallerie sono quelli nei pressi della trappola 1RCCBT situata nella zona di transizione. Nel controllo di giugno si segnalano 63 gallerie mentre in quello di fine settembre 130.



Carta 34: gallerie totali a inizio stagione (29/06/2020)
nella foresta ERSAF Corni di Canzo



Carta 35: gallerie totali a fine stagione (22/09/2020)
nella foresta ERSAF Corni di Canzo

3.1.4 Dati dendrometrici

- Valgrigna1a e Valgrigna1b

Codice Trappola	Zona	Area corretta con la pendenza (ha)	A basim. totale (m ² ha ⁻¹)	Danno (%)	Ø medio sani (m)	Rapp. chioma medio	Vol. legno a terra (m ³ ha ⁻¹)	Abete Rosso (%)
1RBSIN	Schiantata	0,028	84	92%	0,34	4,9	12180,54	100%
1RBSBT	Transizione	0,026	44,21	25%	0,29	3,82	66,67	100%
1RBSOUT	Controllo	0,03	54,93	0%	0,24	3,72	0	100%
1MBSIN	Schiantata	0,03	54,81	36%	0,35	4,29	1009,59	100%
1MBSBT	Transizione	0,027	47,07	5%	0,27	4,09	0	100%
1MBSOUT	Controllo	0,029	17,68	19%	0,18	2,86	12,93	82%
2RBSIN	Schiantata	0,029	66,82	18%	0,4	4,42	0	100%
2RBSBT	Transizione	0,029	47,67	4%	0,35	4	12,63	100%
2RBSOUT	Controllo	0,03	69,76	0%	0,45	3,85	0	100%
2MBSIN	Schiantata	0,028	88,83	35%	0,45	4,47	689,2	100%
2MBSBT	Transizione	0,028	69,44	4%	0,32	4,11	33,21	100%
2MBSOUT	Controllo	0,031	79,62	0%	0,39	4,08	0	100%

Tabella 11: dati dendrometrici dei siti Valgrigna1a e Valgrigna 1b

- Valle Intelvi

Codice Trappola	Zona	Area corretta con la pendenza (ha)	A basim. totale (m ² ha ⁻¹)	Danno (%)	Ø medio sani (m)	Rapp. chioma medio	Vol. legno a terra (m ³ ha ⁻¹)	Abete Rosso (%)
1RVIIN	Schiantata	0,03	55,4	83%	0,43	4,88	4240,37	89%
1RVIBT	Transizione	0,03	46,8	7%	0,42	3,83	42,16	86%
1RVIOUT	Controllo	0,029	66,19	0%	0,44	4,24	0	100%
1MVIIN	Schiantata	0,03	50,45	90%	0,43	4,97	2871,73	84%
1MVIBT	Transizione	0,03	24,54	77%	0,33	4,83	922,02	100%
1MVIOUT	Controllo	0,03	38,79	0%	0,37	4,09	0	100%

Tabella 12: dati dendrometrici del sito Valle Intelvi2

- Corni di Canzo3

Codice Trappola	Zona	Area corretta con la pendenza (ha)	A basim. totale (m ² ha ⁻¹)	Danno (%)	Ø medio sani (m)	Rapp. chioma medio	Vol. legno a terra (m ³ ha ⁻¹)	Abete Rosso (%)
1RCCIN	Schiantata	0,03	33,69	15%	0,24	3,76	151,5	88%
1RCCBT	Transizione	0,03	26,19	1%	0,24	3,27	1,42	65%
1RCCOUT	Controllo	0,031	75,17	0%	0,37	3,24	0	94%
1MCCIN	Schiantata	0,03	13,29	13%	0,23	4,14	18,97	41%
1MCCBT	Transizione	0,03	39	0%	0,24	2,91	0	88%
1MCCOUT	Controllo	0,031	68,05	0%	0,49	3,67	0	86%

Tabella 13: dati dendrometrici del sito Corni di Canzo3

3.1.5 Statistiche descrittive

	Sito	MEDIE			
		Valgrigna 1	Valgrigna 1.2	Valle Intelvi 2	Canzo 3
RILIEVI DENDROMETRICI	A (m ²)	314,15	314,15	314,15	314,15
	Pendenza media	0,48	0,36	0,32	0,21
	Area corretta (ha)	0,03	0,03	0,03	0,03
	A basimetrica (m ² /ha) sani	31,40	62,32	28,10	41,36
	A basimetrica (m ² /ha) abbattuti	19,05	8,04	18,93	1,20
	A basimetrica (m ² /ha) totale	50,45	70,36	47,03	42,56
	Danno	0,30	0,10	0,43	0,05
	n. abeti sani/ha	475,60	506,41	202,60	475,11
	n abeti schiantati/ha	259,47	87,36	215,80	33,21
	Ø medio sani (m)	0,28	0,39	0,40	0,30
	Rapporto chioma medio abeti	3,95	4,15	4,47	3,50
	Vol. legno a terra (m ³ /ha)	2211,62	122,51	1346,05	28,65
	Abete Rosso (%)	0,97	1,00	0,93	0,77
GALLERIE	2019				
	Media gallerie tot inizio stagione	0,00	2,13	1,83	0,00
	Somma gallerie tot inizio stagione	0,00	10,67	9,17	0,00
	Media gallerie tot fine stagione	6,83	19,90	32,27	8,27
	Somma gallerie tot fine stagione	34,17	99,50	161,33	41,33
TRAPPOLE	ctrl 1	14,00	5,00	50,50	85,17
	ctrl 2	21,83	8,00	31,00	42,67
	ctrl 3	2,50	6,50	56,33	135,83
	ctrl 4	0,33	0,33	14,50	127,67
	ctrl 5	0,00	0,00	0,67	4,33
	ctrl 6	0,00	0,00	0,17	0,00
	Totale catture lps t.	38,67	19,83	153,17	395,67
GALLERIE TRAPPOLE	2020				
	Media gallerie tot inizio stagione	7,37	9,87	4,23	2,10
	Somma gallerie tot inizio stagione	36,83	49,33	21,17	10,50
	Media gallerie tot fine stagione	10,73	15,53	24,23	4,33
	Somma gallerie tot fine stagione	53,67	77,67	121,17	21,67
	ctrl 1	399,00	345,17	2623,17	31,17
	ctrl 2	591,50	436,33	1276,00	79,17
	ctrl 3	1004,67	459,50	274,00	43,33
	ctrl 4	17,67	3,33	1,67	0,83
	Totale catture lps t.	2012,83	1244,33	4174,83	154,50

Tabella 14: valori medi dei rilievi dendrometrici (2019), delle gallerie e catture di *Ips typographus* (2019-2020)

	Sito	DEV.ST			
		Valgrigna 1	Valgrigna 1.2	Valle Intelvi 2	Canzo 3
RILIEVI DENDROMETRICI	A (m ²)	314,15	314,15	314,15	314,15
	Pendenza media	5,89	0,15	0,06	0,14
	Area corretta (ha)	0,00	0,00	0,00	0,00
	A basimetrica (m ² /ha) sani	18,21	12,13	25,28	25,12
	A basimetrica (m ² /ha) abbattuti	29,54	12,16	21,91	2,07
	A basimetrica (m ² /ha) totale	21,40	13,82	14,30	24,20
	Danno	0,33	0,14	0,45	0,07
	n. abeti sani/ha	313,92	137,80	166,51	165,25
	n abeti schiantati/ha	387,30	97,93	216,47	51,49
	Ø medio sani (m)	0,06	0,05	0,04	0,11
	Rapporto chioma medio abeti	0,68	0,24	0,48	0,44
	Vol. legno a terra (m ³ /ha)	4899,83	277,92	1800,47	60,65
	Abete Rosso (%)	0,07	0,00	0,08	0,20
GALLERIE TRAPPOLE	2019				
	Media gallerie tot inizio stagione	0,00	3,75	2,90	0,00
	Somma gallerie tot inizio stagione	0,00	18,75	14,48	0,00
	Media gallerie tot fine stagione	11,40	25,01	38,39	20,25
	Somma gallerie tot fine stagione	57,01	125,06	191,95	101,25
	ctrl 1	18,74	6,63	59,99	72,54
	ctrl 2	35,71	9,57	34,05	72,92
	ctrl 3	5,65	14,05	81,09	214,64
	ctrl 4	0,82	0,82	24,37	200,98
	ctrl 5	0,00	0,00	0,82	6,02
	ctrl 6	0,00	0,00	0,41	0,00
	Totale catture lps t.	58,30	24,99	131,90	547,39
GALLERIE TRAPPOLE	2020				
	Media gallerie tot inizio stagione	9,33	11,26	7,01	5,14
	Somma gallerie tot inizio stagione	46,63	56,31	35,03	25,72
	Media gallerie tot fine stagione	15,16	17,64	33,75	10,61
	Somma gallerie tot fine stagione	75,80	88,22	168,74	53,07
	ctrl 1	691,05	544,71	3605,31	39,00
	ctrl 2	1220,08	642,62	1742,73	123,54
	ctrl 3	1287,69	1035,40	655,50	72,97
	ctrl 4	42,30	5,85	2,42	1,60
	Totale catture lps t.	2764,67	2117,00	5477,82	227,08

Tabella 15: deviazione standard dei rilievi dendrometrici (2019), delle gallerie e catture di *Ips typographus* (2019-2020)

3.1.6 Correlazioni

Le seguenti tabelle riportano i coefficienti di Pearson (R) di tutte le correlazioni testate.

- Correlazioni con dati delle singole trappole (2019): la media delle gallerie totali a fine stagione risulta influenzata dalla maggior parte delle variabili forestali. Le altre variabili relative agli scolitidi non risultano correlate alle variabili forestali, ad eccezione della durata del picco correlata ad alcune variabili forestali (Tabella 16).

	Media gallerie tot. fine stagione	Tot. catture lps t. 2019	Differenza cattura minima-massima (n. insetti)	Durata picco (d)	Intensità picco (n. insetti)	Tasso di crescita pre-picco (n. insetti/d)
A basim. (m ² ha ⁻¹) sani	-0,42	0,11	0,06	0,55	0,16	0,14
A basim. (m ² ha ⁻¹) abbattuti	0,58	-0,02	0,05	-0,29	0,04	0,01
Vol legno a terra (m ³ ha ⁻¹)	0,29	0,02	0,09	-0,26	0,10	0,06
Danno%	0,73	0,01	0,09	-0,45	-0,07	-0,08
Ø medio sani (m)	0,23	0,04	0,11	0,01	0,05	0,05
Rapp. chioma medio abeti	0,64	-0,21	-0,13	-0,26	-0,25	-0,27
Abete Rosso (%)	0,13	-0,06	-0,05	0,01	-0,09	-0,13
n abeti sani/ha	-0,52	-0,03	-0,12	0,44	0,05	0,04
n abeti schiantati/ha	0,50	-0,01	0,06	-0,30	0,03	0,00
Media gallerie tot. fine stagione	/	0,04	0,07	-0,14	-0,20	-0,16
Media gallerie tot. inizio stagione	0,48	/	/	/	/	/

Tabella 16: coefficienti di Pearson (R) delle correlazioni tra le variabili forestali e variabili relative agli scolitidi (anno 2019- dati delle singole trappole). In blu i valori di R positivi e in rosso quelli negativi

- Correlazioni con dati medi dei tre trattamenti IN-BT-OUT (2019): la media delle gallerie a fine stagione risulta avere una forte relazione con molte variabili forestali (Tabella 17).

	Media gallerie tot. fine stagione	Tot. catture lps t. 2019	Differenza cattura minima-massima (n.insetti)	Durata picco (d)	Intensità picco (n.insetti)	Tasso di crescita pre-picco (n.insetti/d)
A basim. (m ² ha ⁻¹) sani	-0,46	0,15	0,08	0,62	0,13	0,09
A basim. (m ² ha ⁻¹) abbattuti	0,62	-0,09	-0,01	-0,33	0,10	0,02
Vol legno a terra (m ³ ha ⁻¹)	0,31	-0,06	0,01	-0,34	0,13	0,04
Danno%	0,74	-0,04	0,07	-0,50	0,08	0,03
Ø medio sani (m)	0,41	0,26	0,32	0,01	0,29	0,23
Rapp. chioma medio abeti	0,73	-0,23	-0,14	-0,29	-0,19	-0,23
Abete Rosso (%)	-0,11	-0,34	-0,28	0,01	-0,27	-0,39
N. abeti sani/ha	-0,71	-0,19	-0,29	0,53	-0,17	-0,16
N. abeti schiantati/ha	0,54	-0,10	-0,02	-0,35	0,06	-0,02
Media gallerie tot. fine stagione	/	-0,04	0,05	-0,19	-0,03	-0,02
Media gallerie tot. inizio stagione	0,57	/	/	/	/	/

Tabella 17: coefficienti di Pearson (R) delle correlazioni tra le variabili forestali e variabili relative agli scolitidi (anno 2019 - dati medi dei tre trattamenti IN-BT-OUT). In blu i valori di R positivi e in rosso quelli negativi.

- Correlazioni con dati delle singole trappole (2020): esiste una forte relazione tra la media delle catture di inizio e fine stagione. Lo stesso vale per la relazione tra le catture totali e la media delle gallerie a fine stagione. Risultano altre tre forti relazioni, quelle tra la durata del picco e le variabili forestali, area basimetrica degli alberi sani e numero di abeti sani all'ettaro e % di danno (Tabella 18).

	Media gallerie tot. fine stagione	Tot catture lps t. 2020	Differenza cattura minima-massima (n.insetti)	Durata picco (d)	Intensità picco (n.insetti)	Tasso di crescita pre-picco (n.insetti/d)
A basim. (m ² ha ⁻¹) sani	-0,22	-0,27	-0,22	0,51	-0,20	-0,02
A basim. (m ² ha ⁻¹) abbattuti	0,25	0,46	0,33	-0,22	0,13	-0,19
Vol legno a terra (m ³ ha ⁻¹)	0,12	0,41	0,29	-0,17	0,10	-0,24
Danno%	0,23	0,42	0,32	-0,40	0,20	-0,10
Ø medio sani (m)	0,22	0,29	0,28	-0,09	0,23	-0,16
Rapp. chioma medio abeti	0,18	0,35	0,27	-0,25	0,16	-0,12
Abete Rosso (%)	-0,04	0,06	0,05	0,12	-0,03	0,10
N. abeti sani/ha	-0,33	-0,41	-0,38	0,50	-0,31	0,13
N. abeti schiantati/ha	0,24	0,48	0,36	-0,21	0,17	-0,15
Media gallerie tot. fine stagione	/	0,62	0,13	-0,20	0,03	-0,10
Media gallerie tot. inizio stagione	0,69	/	/	/	/	/

Tabella 18: coefficienti di Pearson delle correlazioni tra le variabili forestali e variabili relative agli scolitidi (anno 2020 - dati delle singole trappole). In blu i valori di R positivi e in rosso quelli negativi.

- Correlazioni con dati medi dei siti (2020): in riferimento al secondo anno di monitoraggio, oltre alle gallerie anche le variabili relative alle catture risultano fortemente correlate con le variabili forestali (Tabella 19).

	Media gallerie tot. fine stagione	Tot catture lps t. 2020	Differenza cattura minima-massima (n. insetti)	Durata picco (d)	Intensità picco (n. insetti)	Tasso di crescita pre-picco (n. insetti/d)
A basim. (m ² ha ⁻¹) sani	-0,37	-0,54	-0,47	0,58	-0,47	-0,03
A basim. (m ² ha ⁻¹) abbattuti	0,36	0,68	0,49	-0,25	0,30	-0,12
Vol. legno a terra (m ³ ha ⁻¹)	0,13	0,48	0,33	-0,23	0,18	-0,17
Danno%	0,52	0,81	0,66	-0,45	0,56	-0,10
Ø medio sani (m)	0,20	0,35	0,29	-0,10	0,22	-0,27
Rapp. chioma medio abeti	0,47	0,71	0,59	-0,28	0,44	-0,05
Abete Rosso (%)	0,19	0,18	0,16	0,16	0,03	0,14
N. abeti sani/ha	-0,47	-0,79	-0,70	0,60	-0,64	0,15
N. abeti schiantati/ha	0,36	0,68	0,51	-0,25	0,33	-0,09
Media gallerie tot. fine stagione	/	0,79	0,68	-0,26	0,58	-0,12
Media gallerie tot. inizio stagione	0,07	/	/	/	/	/

Tabella 19: coefficienti di Pearson delle correlazioni tra le variabili forestali e variabili relative agli scolitidi (anno 2020 - dati medi dei tre trattamenti IN-BT-OUT). In blu i valori di R positivi e in rosso quelli negativi.

3.1.7 Effetto dei trattamenti sulle catture di *Ips typographus*

Nei test di confronto tra trattamenti, per tutti e tre i confronti (modello trappola, zona, sito) i dati non rispettavano i requisiti di normalità della distribuzione della popolazione e l'omoschedasticità (omogeneità delle varianze). Si è dovuto perciò applicare la statistica non parametrica.

- Modello trappola

Nel caso del trattamento modello trappola si è voluto verificare l'effetto dei due tipi di trappole (Multifunnel e Theysohn) sulle catture di *I. typographus*. È stato scelto il test U di Mann-Whitney.

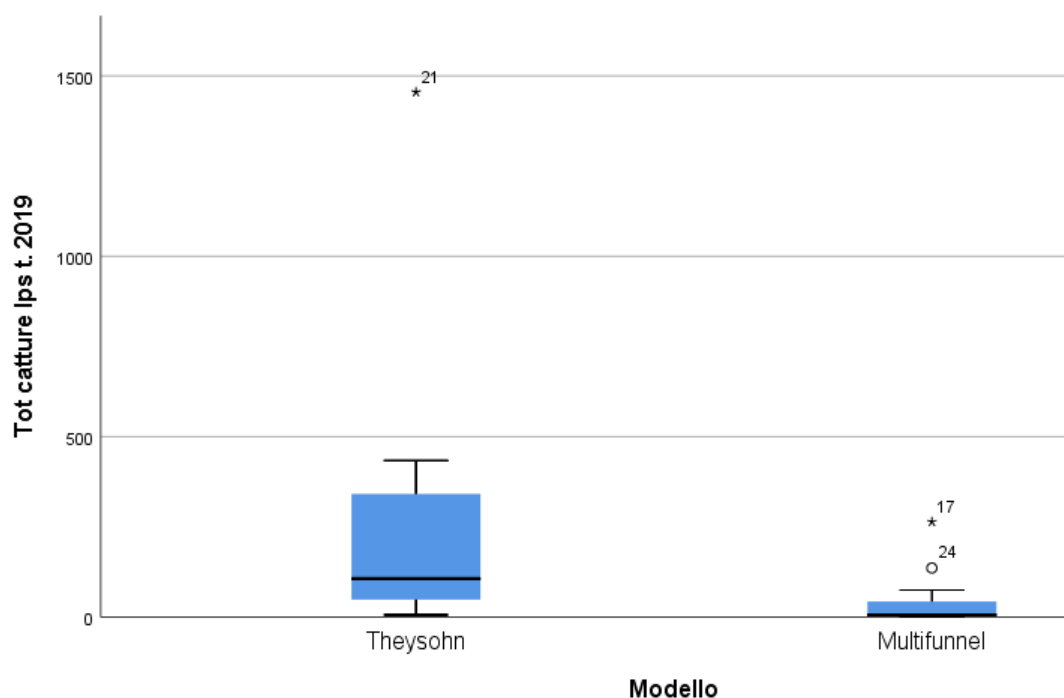


Grafico 9: boxplot dell'effetto del modello della trappola sulle catture di *I. typographus* nel 2019

L'ipotesi nulla nel test di Mann-Whitney è che i due campioni siano tratti dalla stessa popolazione, dunque che le loro distribuzioni di probabilità siano coincidenti (in questo caso l'ipotesi nulla è che il fattore modello non ha effetto sulla variabile dipendente catture totali). Nell'anno 2019 la significatività asintotica a due code è risultata 0,011, quindi inferiore all'intervallo di confidenza 0,05 e perciò l'ipotesi nulla è stata rifiutata ($0,05 > 0,011$). Risulta che il modello della trappola ha avuto effetto sulle catture: nelle trappole

Theysohn le catture risultano superiori (media = 227,357), mentre nelle trappole Multifunnel le catture sono inferiori (media = 39,923).

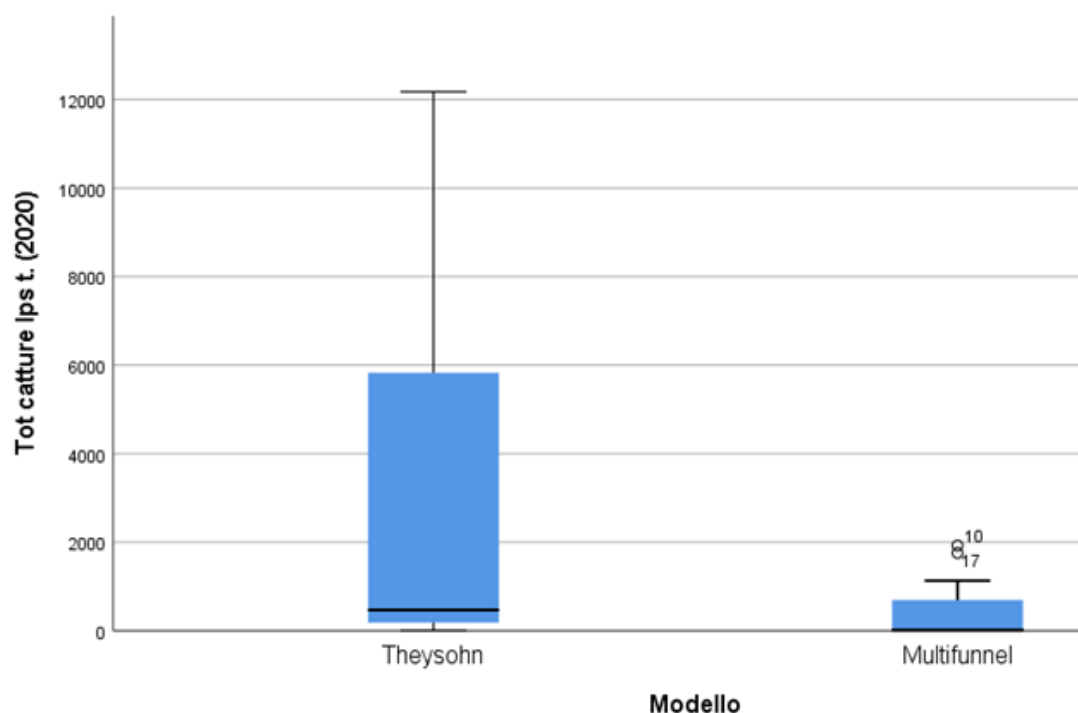


Grafico 10: boxplot dell'effetto del modello della trappola sulle catture di *I. typographus* nel 2020

Nell'anno 2020 la significatività asintotica a due code è risultata 0,017. Anche in questo caso è inferiore all'intervallo di confidenza 0,05 perciò l'ipotesi nulla è stata rifiutata ($0,05 > 0,017$). Il modello della trappola ha avuto effetto sulle catture: le Theysohn (media = 2894,5) hanno catturato di più delle Multifunnel (media = 443,083).

modello	2019	2020
Theysohn	227,357	2894,500
Multifunnel	39,923	443,083

Tabella 20: riepilogo delle medie delle catture in base all'effetto del modello trappola

- Zona

L'effetto della zona (schiantata, transizione, controllo) sulla capacità di cattura è stato valutato con il test Kruskal-Wallis. L'ipotesi nulla del test è che i ranghi medi dei gruppi siano uguali.

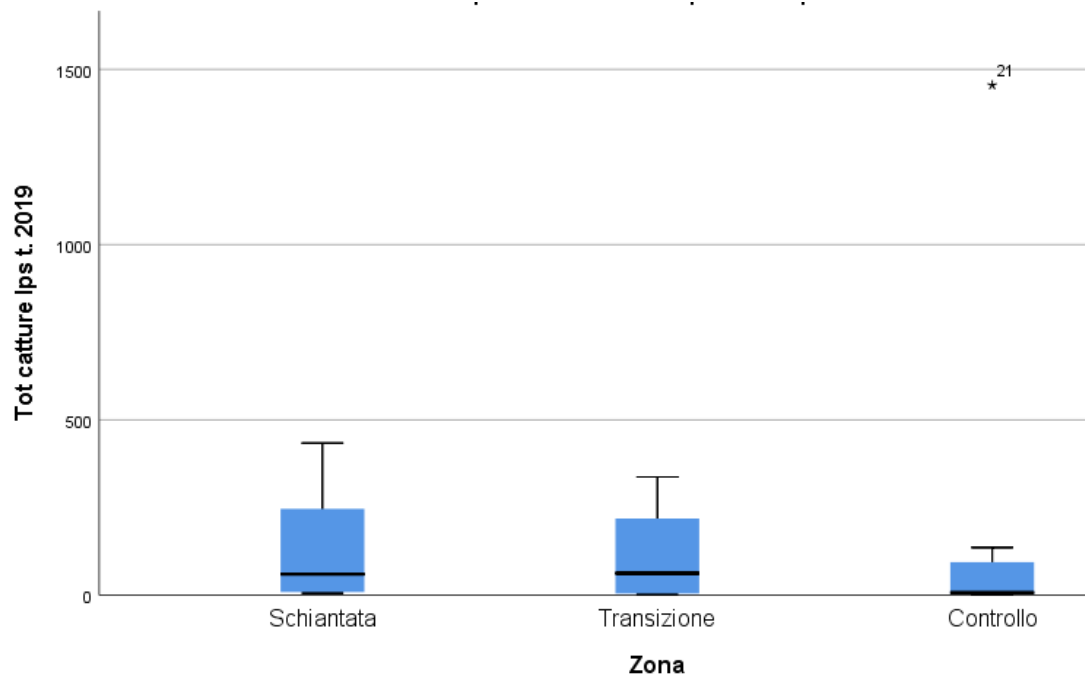


Grafico 11: boxplot dell'effetto della zona sulle catture di *I. typographus* nel 2019

Nel 2019 il valore della significatività asintotica è 0,409 ciò indica che esiste una probabilità del 41% che la zona non abbia avuto alcun effetto sulla popolazione. Risulta pertanto che il trattamento zona ha avuto un leggero effetto sulle catture di *I. typographus* (59%) ma comunque non significativo. Infatti, nelle trappole della zona controllo la media delle catture risulta più elevata rispetto alle zone schiantata e di transizione. La media delle catture della zona schiantata risulta comunque più elevata di quella della zona di transizione (Tabella 22).

Il risultato del test Tukey per il trattamento zona nel 2019 è che le medie sono omogenee tra loro, ovvero si assomigliano dato che vengono riportate tutte nello stesso sottoinsieme omogeneo. La significatività di tale affermazione è del 82,4%.

Nei confronti multipli viene fornita la differenza delle medie, la significatività e l'intervallo di confidenza 0,05. Vengono riportati i valori di significatività.

confronti multipli 2019		
Zona	Zona	Sign.
zona schiantata	zona di transizione	0,991>0,05
zona schiantata	zona di controllo	0,886>0,05
zona di transizione	zona di controllo	0,824>0,05

Tabella 21: confronti multipli tra zone con variabile dipendente: Tot catture Ips t. 2019

La differenza delle medie tra tutti i gruppi confrontati non è significativa, quindi le medie dei due gruppi in tutti i confronti sono simili.

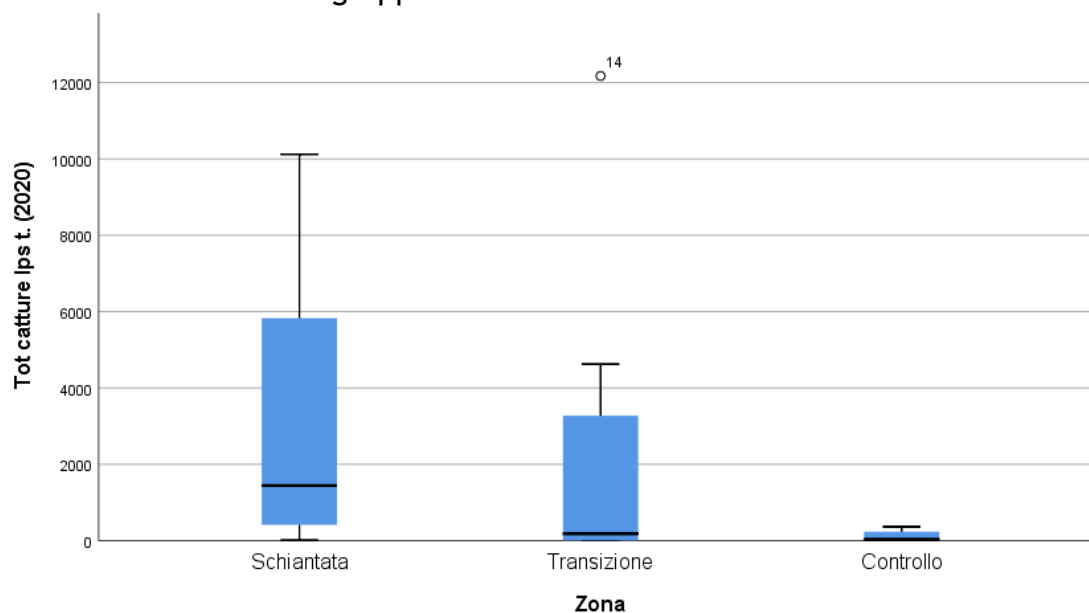


Grafico 12: boxplot dell'effetto della zona sulle catture di I. typographus nel 2020

Nel 2020 il valore della significatività asintotica è 0,022 ciò significa che esiste una probabilità del 2% che la zona non abbia avuto alcun effetto sulla popolazione. Pertanto, risulta che il trattamento zona ha avuto un significativo effetto sulle catture di *I. typographus* (98%). Ovvero, nelle trappole della zona schiantata la media delle catture risulta più elevata rispetto alla zona di transizione. La media delle catture delle trappole nella zona di transizione risulta più elevata di quella nella zona di controllo (Tabella 22).

zona	2019	2020
Schiantata	133,750	3188,625
Di transizione	113,750	2389,250
Controllo	208	112

Tabella 22: riepilogo delle medie delle catture in base all'effetto della zona

Nel 2020 le medie dei gruppi sono omogenee tra loro e vengono inserite nello stesso sottoinsieme omogeneo. La significatività nell'affermare ciò è del 16,6%.

confronti multipli 2020		
Zona	Zona	Sign.
zona schiantata	zona di transizione	0,876>0,05
zona schiantata	zona controllo	0,166>0,05
zona di transizione	zona controllo	0,359>0,05

Tabella 23: confronti multipli tra zone con variabile dipendente: Tot catture Ips t. 2020

In merito ai confronti multipli, la differenza tra le medie non è significativa in tutti i confronti, perciò le medie dei due gruppi sono simili. Nel confronto tra zona schiantata e zona di controllo la differenza tra le medie non è significativa ma la probabilità di sbagliare nel dire che le medie sono omogenee è del 83,4%.

- Sito

Anche l'effetto del sito (Valgrigna1a, Valgrigna1b, Valle Intelvi2, Corni di Canzo3) è stato valutato con il test Kruskal-Wallis.

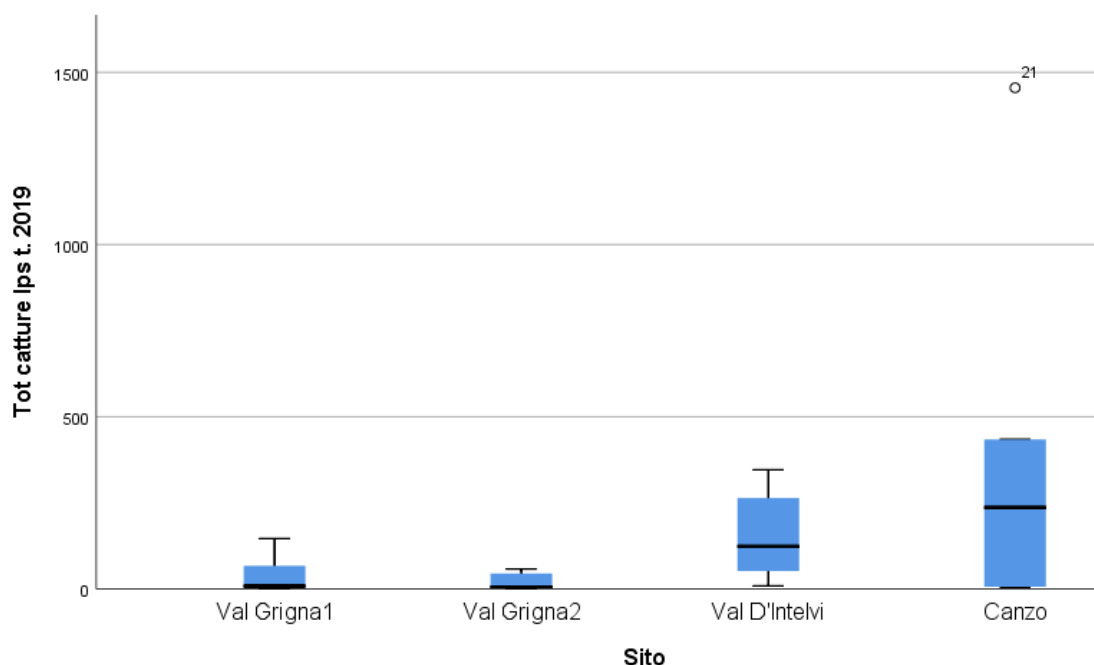


Grafico 13: boxplot dell'effetto del sito sulle catture di *I. typographus* nel 2019

Nel 2019 il valore della significatività asintotica è 0,0491 ciò significa che esiste una probabilità del 4,9% che il sito non abbia avuto alcun effetto sulla popolazione. Risulta, quindi, che il trattamento sito ha avuto un significativo effetto sulle catture di *I. typographus* (95%). Infatti, le medie delle catture risultano più elevate nel sito 3 e seguono sito 2, sito 1a e infine 1b.

Anche per il trattamento sito è stato eseguito il confronto post-hoc di Tukey. Risulta che le medie sono omogenee tra loro e vengono inserite nello stesso sottoinsieme omogeneo. La significatività in questo caso risulta 13,2%, perciò la probabilità di sbagliare nell'affermare che le medie sono statisticamente uguali è alta (86,8%).

confronti multipli 2019		
Sito	Sito	Sign.
sito 1a	sito 1b	0,999>0,05
sito 1a	sito 2	0,896>0,05
sito 1a	sito 3	0,162>0,05
sito 1b	sito 2	0,847>0,05
sito 1b	sito 3	0,132>0,05
sito 2	sito 3	0,466>0,05

Tabella 24: confronti multipli tra siti con variabile dipendente: Tot catture Ips t. 2019

Nei confronti multipli la differenza tra medie dei gruppi non è significativa in tutti i confronti, perciò le medie dei due gruppi sono simili. Nei confronti tra sito 1a e sito 2 e tra sito 1b e 3 la differenza non è significativa ma la probabilità di sbagliare nel dire che le medie sono omogenee è rispettivamente del 83,8% e 86,8%.

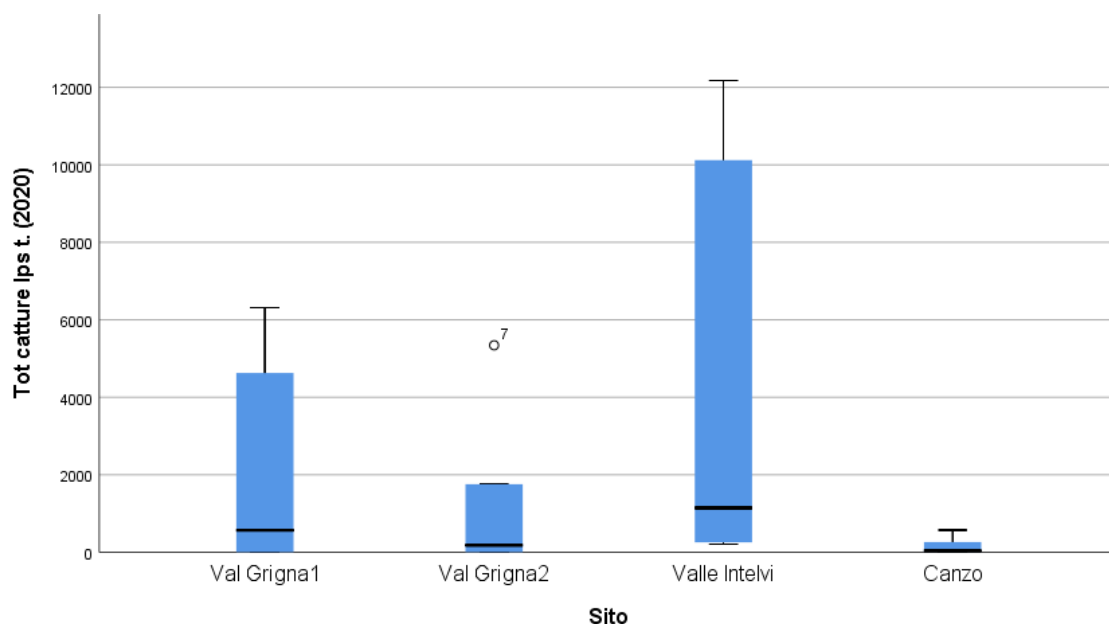


Grafico 14: boxplot dell'effetto del sito sulle catture di *I. typographus* nel 2020

Nel 2020 il valore della significatività asintotica è 0,238 ciò indica che esiste una probabilità del 23,8% che il sito non abbia avuto alcun effetto sulla popolazione. Quindi, il trattamento sito ha avuto effetto sulle catture di *I. typographus* (76%). Infatti, le medie delle catture risultano più elevate in Valle Intelvi2 e seguono Valgrigna1a, Valgrigna1b e infine Corni di Canzo3.

sito	2019	2020
1a	38,667	2012,833
1b	19,833	1244,333
2	153,166	4174,833
3	395,666	154,5

Tabella 25: riepilogo delle medie delle catture in base all'effetto della zona

Per il 2020 risulta che le medie sono omogenee tra loro e vengono inserite nello stesso sottoinsieme omogeneo. La significatività di tale scelta risulta 17,3%, perciò la probabilità di sbagliare nell'affermare che le medie sono statisticamente uguali è alta (82,7%).

confronti multipli 2020		
Sito	Sito	Sign.
sito 1a	sito 1b	0,976>0,05
sito 1a	sito 2	0,662>0,05
sito 1a	sito 3	0,756>0,05
sito 1b	sito 2	0,421>0,05
sito 1b	sito 3	0,937>0,05
sito 2	sito 3	0,173>0,05

Tabella 26: confronti multipli tra siti con variabile dipendente: Tot catture lps t. 2020

Nei confronti multipli la differenza delle medie non è significativa in tutti i confronti, perciò le medie dei due gruppi sono simili. Nel confronto tra sito 2 e sito 3 la differenza non è significativa ma la probabilità di sbagliare nel dire che le medie sono omogene è del 82,7%.

3.2 Rischio d'infestazione da *Ips typographus* in Valle Camonica

3.2.1 Comuni

A livello comunale, la simulazione con dati di temperatura dello scenario RCP 4.5 presenta un rischio d'infestazione che varia dal 52,6% al 99,3%, con i valori medi di seguito riportati.

- 2020: 84,6%
- 2050: 87,9%
- 2080: 89,6%

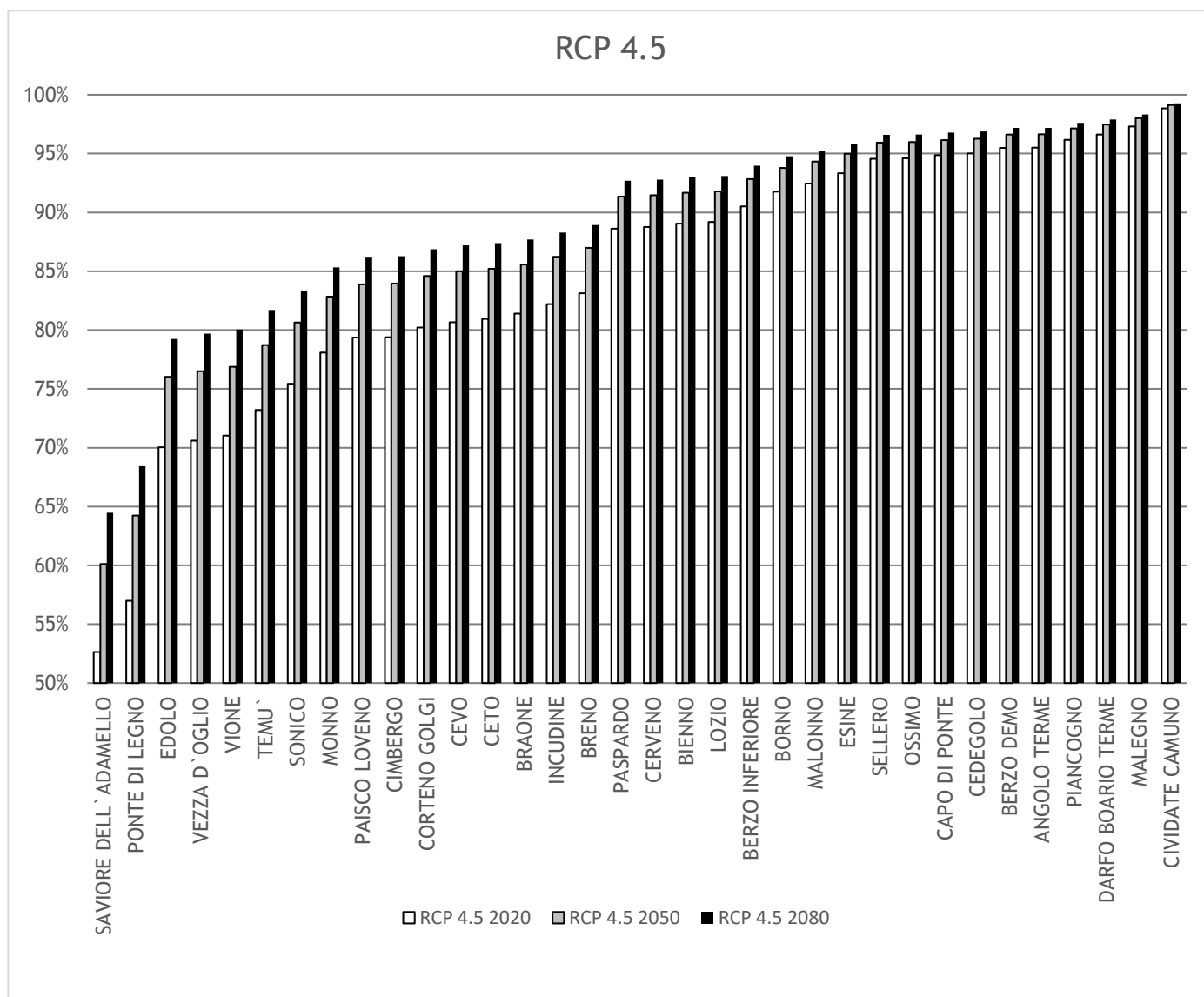
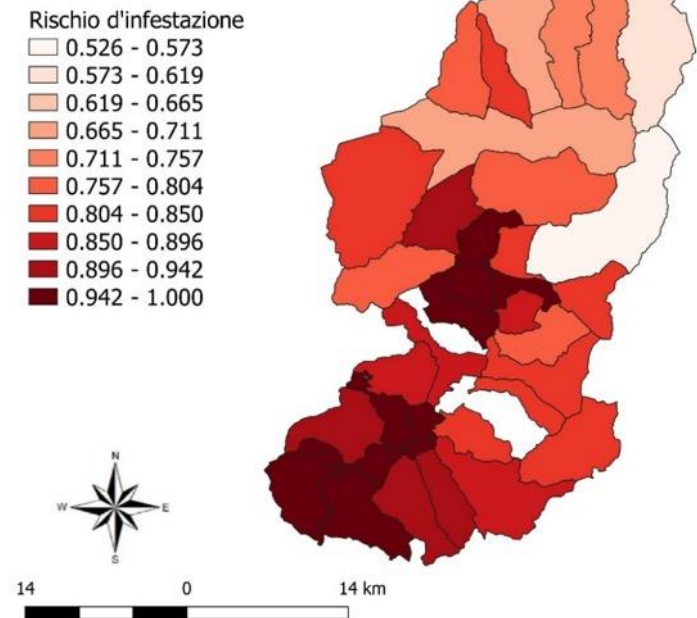


Grafico 15: rischio d'infestazione nei comuni della Valle Camonica nello scenario RCP 4.5 (anni 2020-2050-2080)

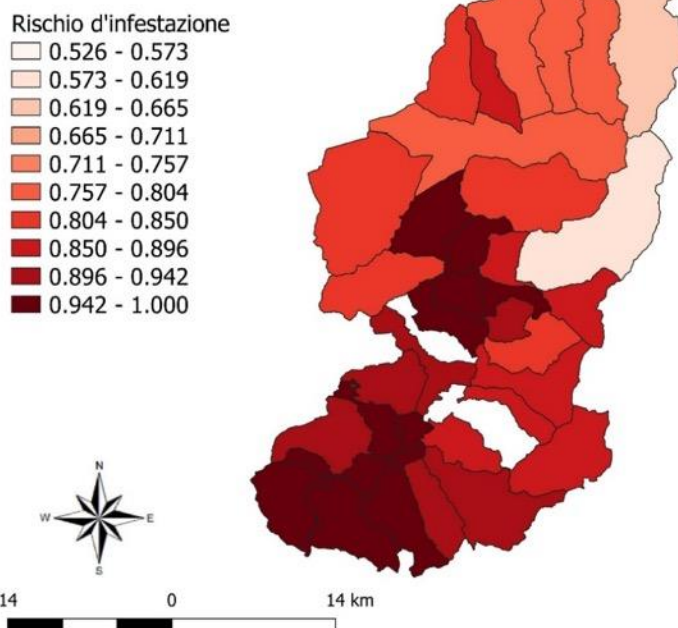
Dalla rappresentazione spaziale risulta che i comuni vicini mostrano valori simili di rischio d'infestazione. È possibile osservare come il rischio aumenti dal 2020 al 2050 e dal 2050 al 2080.

RCP 4.5 2020



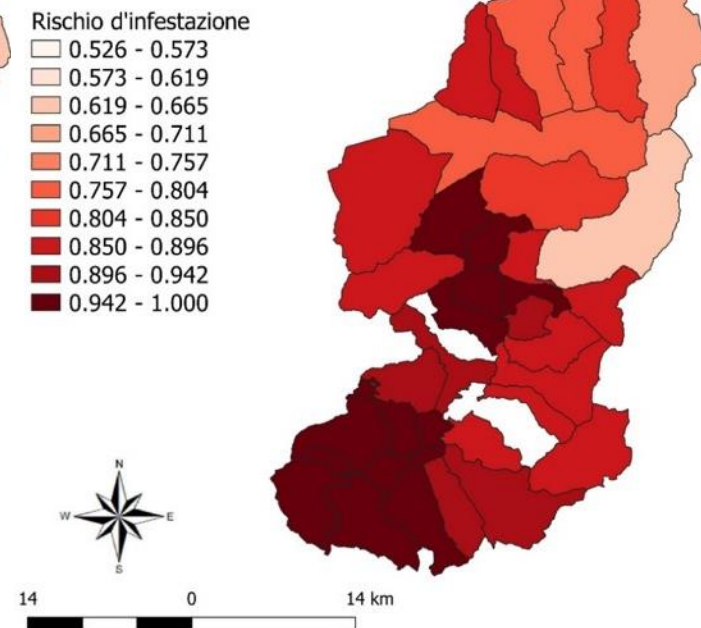
Carta 36: carta del rischio d'infestazione da *I. typographus* nei comuni della Valle Camonica (scenario 4.5 - anno 2020)

RCP 4.5 2050



Carta 37: carta del rischio d'infestazione da *I. typographus* nei comuni della Valle Camonica (scenario 4.5 - anno 2050)

RCP 4.5 2080



Carta 38: carta del rischio d'infestazione da *I. typographus* nei comuni della Valle Camonica (scenario 4.5 - anno 2080)

La simulazione con dati relativi allo scenario RCP 8.5 presenta un rischio d'infestazione che varia dal 53,1% al 99,6%. Seguono i valori medi per ciascun anno.

- 2020: 84,8%
- 2050: 90,6%
- 2080: 94,9%

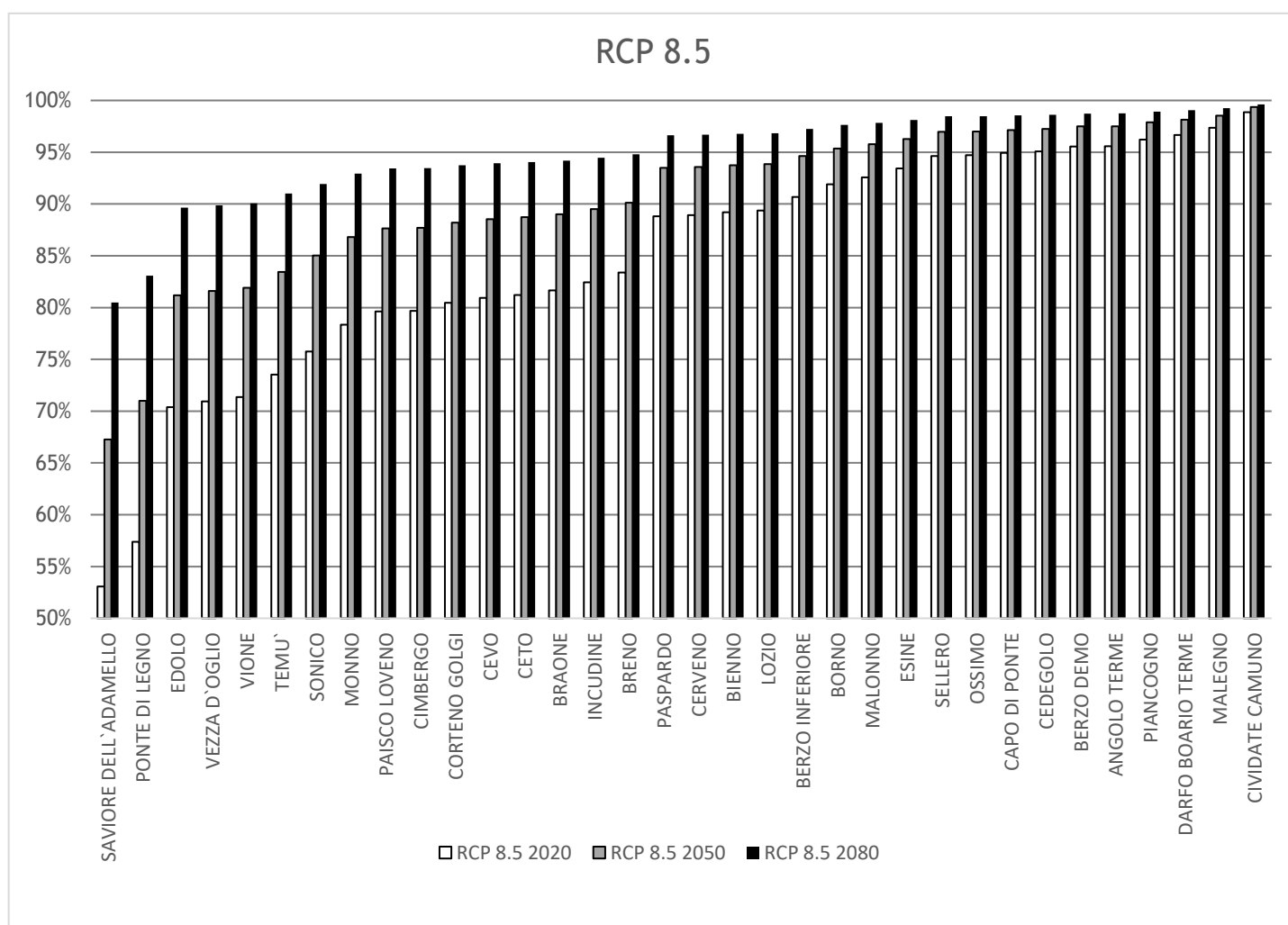
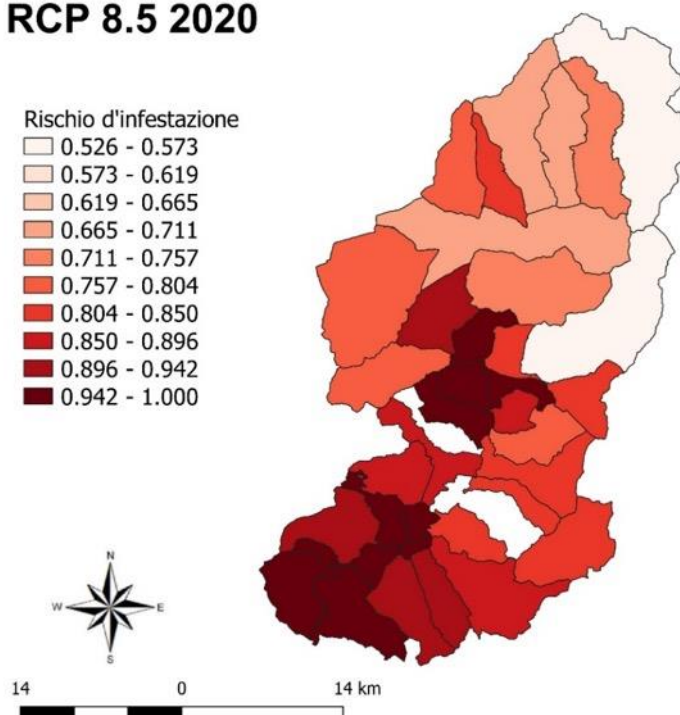


Grafico 16: rischio d'infestazione nei comuni della Valle Camonica nello scenario RCP 8.5 (anni 2020-2050-2080)

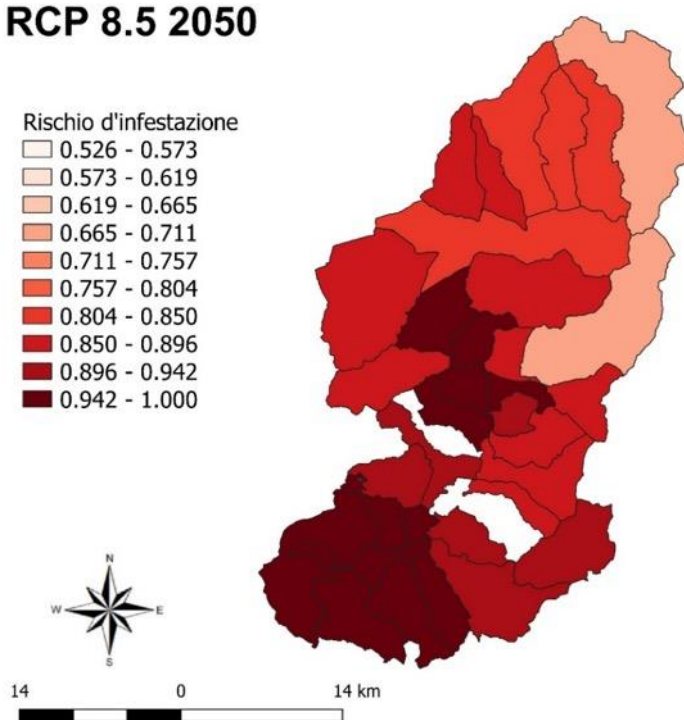
Anche per lo scenario 8.5 è risultato che il rischio d'infestazione aumenti nel 2050 rispetto al 2020. Nel 2080 è osservabile un ulteriore aumento rispetto al 2050.

RCP 8.5 2020



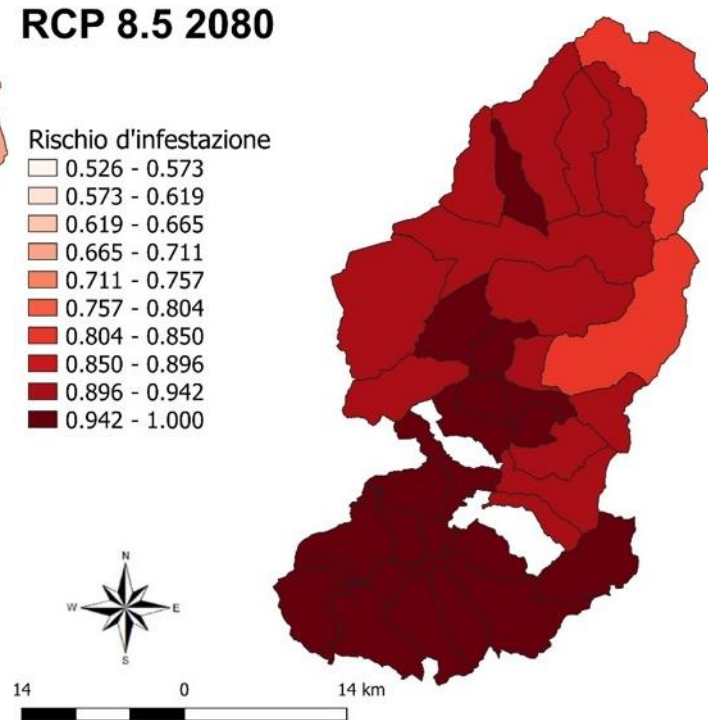
Carta 39: carta del rischio d'infestazione da *I. typographus* nei comuni della Valle Camonica (scenario 8.5 - anno 2020)

RCP 8.5 2050



Carta 40: carta del rischio d'infestazione da *I. typographus* nei comuni della Valle Camonica (scenario 8.5 - anno 2050)

RCP 8.5 2080



Carta 41: carta del rischio d'infestazione da *I. typographus* nei comuni della Valle Camonica (scenario 8.5 - anno 2080)

Per lo scenario RCP 4.5 l'aumento medio del rischio d'infestazione dal 2020 al 2050 è pari al 3,26%, mentre dal 2020 al 2080 è del 4,96%. Invece, l'aumento medio del rischio d'infestazione per lo scenario RCP 8.5 dal 2020 al 2050 è del 5,79% e dal 2020 al 2080 del 10,08%.

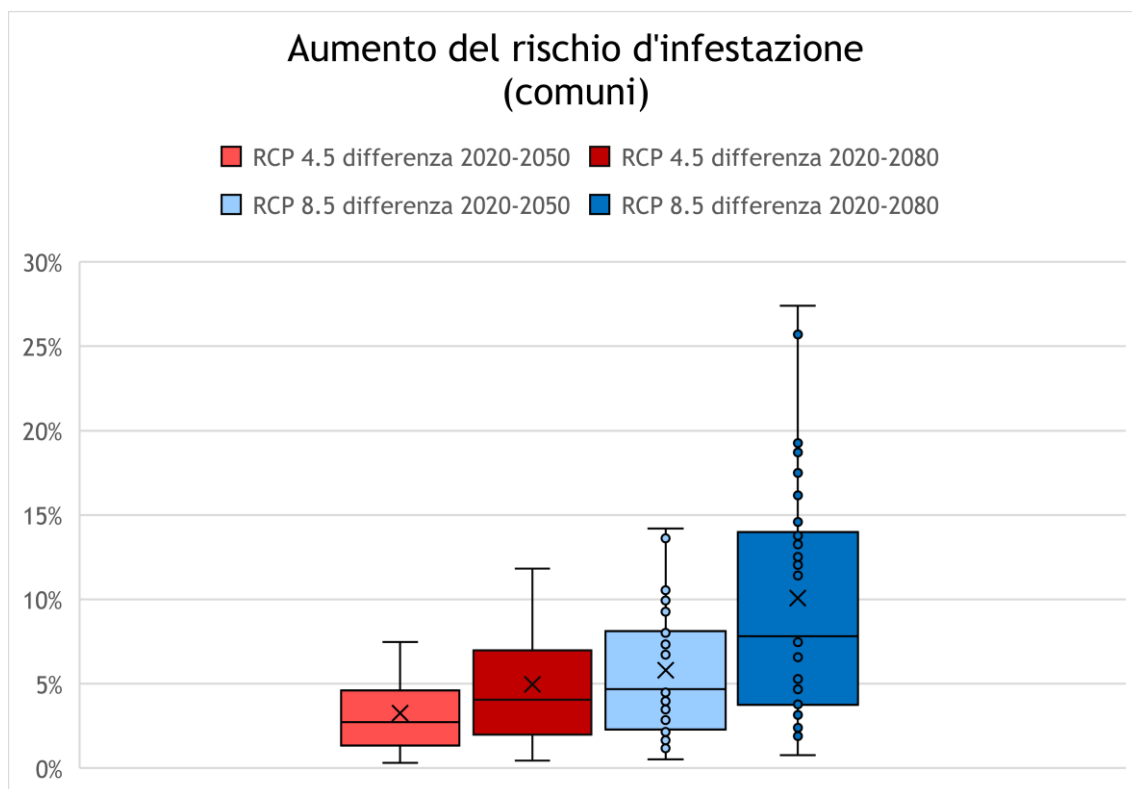


Grafico 16: rappresentazione tramite boxplot dell'aumento del rischio d'infestazione nei comuni della Valle Camonica

3.2.2 Particelle

A livello particellare, la simulazione con dati di temperatura dello scenario RCP 4.5 presenta un rischio d'infestazione che varia dal 48,5% al 99,8%, con i valori medi di seguito riportati.

- 2020: 87,0%
- 2050: 90,2%
- 2080: 91,7%

La simulazione con i dati dello scenario RCP 8.5 presenta un rischio d'infestazione che varia dal 51,0% al 99,9%, con i valori medi che seguono.

- 2020: 87,1%
- 2050: 92,6%
- 2080: 96,1%

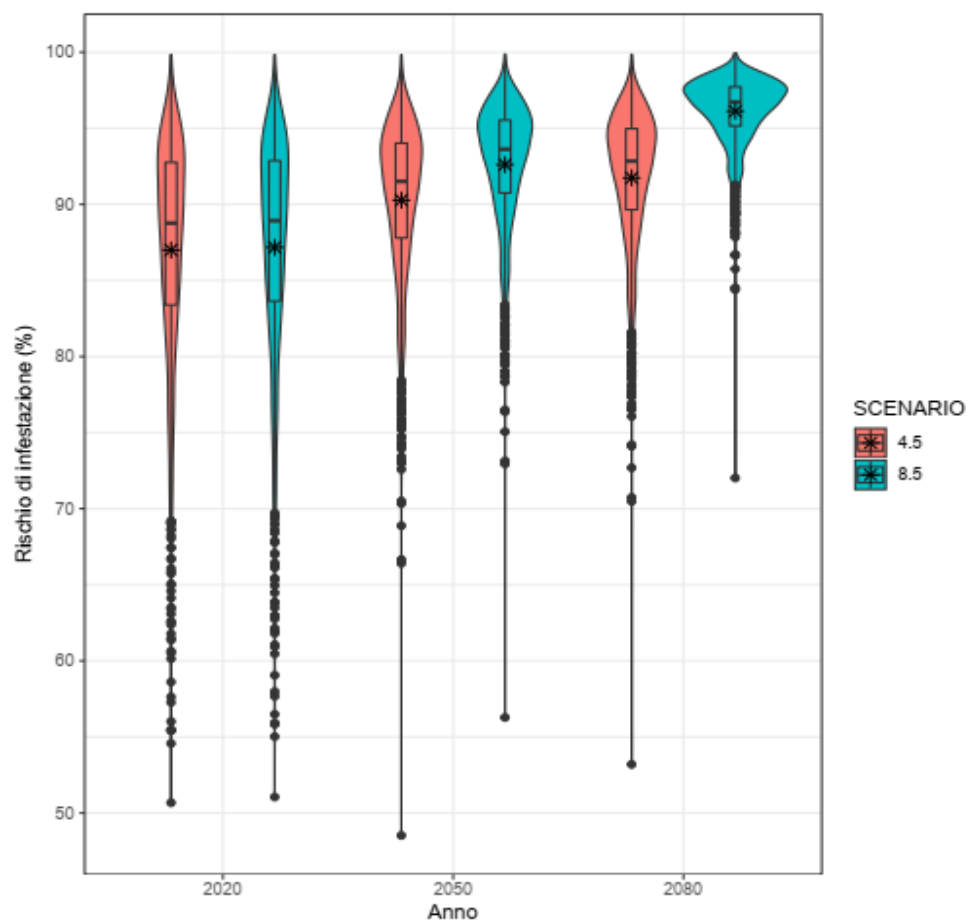


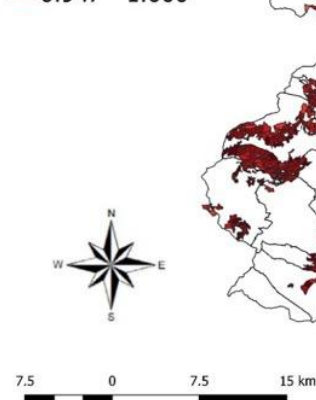
Grafico 17: violin plot di confronto del rischio d'infestazione tra gli scenari RCP 4.5 e RCP 8.5 (anni 2020, 2050, 2080)

Il rischio d'infestazione aumenta dal 2020 al 2050 e anche dal 2050 al 2080 e risulta più elevato nello scenario RCP 8.5 rispetto all'RCP 4.5.

RCP 4.5 2020

Rischio d'infestazione

0.485 - 0.537
0.537 - 0.588
0.588 - 0.639
0.639 - 0.690
0.690 - 0.742
0.742 - 0.793
0.793 - 0.844
0.844 - 0.896
0.896 - 0.947
0.947 - 1.000

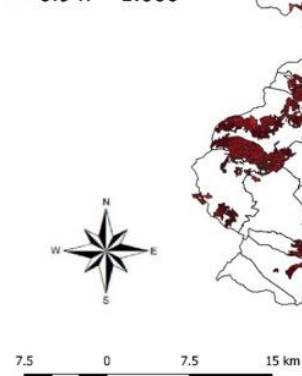


Carta 42: carta del rischio d'infestazione da *I. typographus* nelle particelle della Valle Camonica (scenario 4.5 - anno 2020)

RCP 4.5 2050

Rischio d'infestazione

0.485 - 0.537
0.537 - 0.588
0.588 - 0.639
0.639 - 0.690
0.690 - 0.742
0.742 - 0.793
0.793 - 0.844
0.844 - 0.896
0.896 - 0.947
0.947 - 1.000

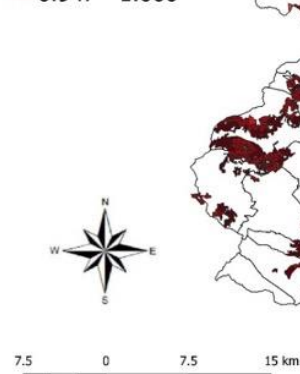


Carta 43: carta del rischio d'infestazione da *I. typographus* nelle particelle della Valle Camonica (scenario 4.5 - anno 2050)

RCP 4.5 2080

Rischio d'infestazione

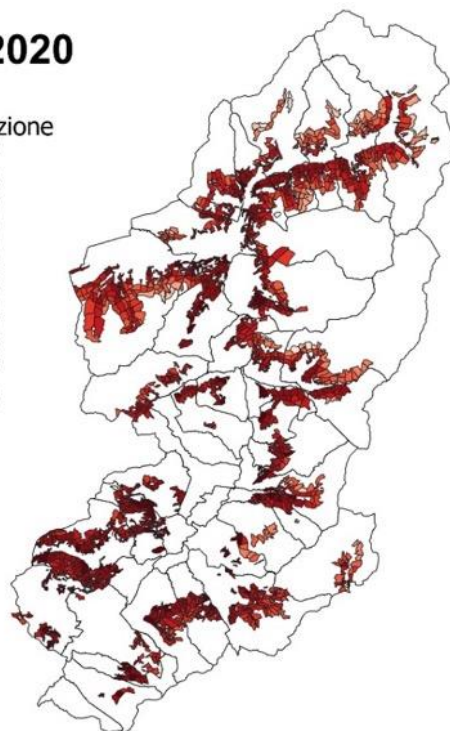
0.485 - 0.537
0.537 - 0.588
0.588 - 0.639
0.639 - 0.690
0.690 - 0.742
0.742 - 0.793
0.793 - 0.844
0.844 - 0.896
0.896 - 0.947
0.947 - 1.000



Carta 44: carta del rischio d'infestazione da *I. typographus* nelle particelle della Valle Camonica (scenario 4.5 - anno 2080)

RCP 8.5 2020

Rischio d'infestazione

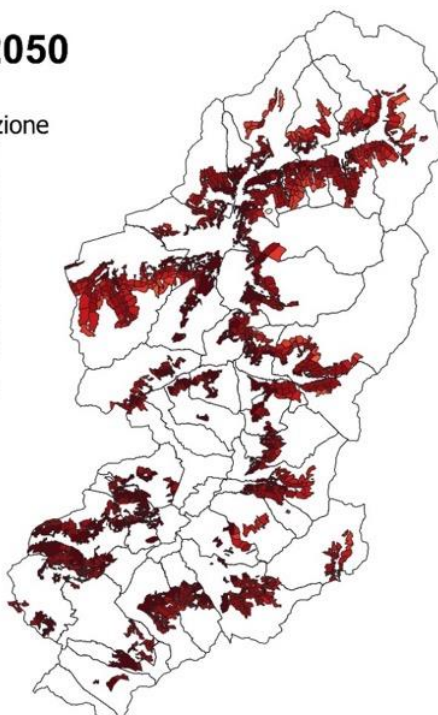


7.5 0 7.5 15 km

Carta 45: carta del rischio d'infestazione da *I. typographus* nelle particelle della Valle Camonica (scenario 8.5 - anno 2020)

RCP 8.5 2050

Rischio d'infestazione

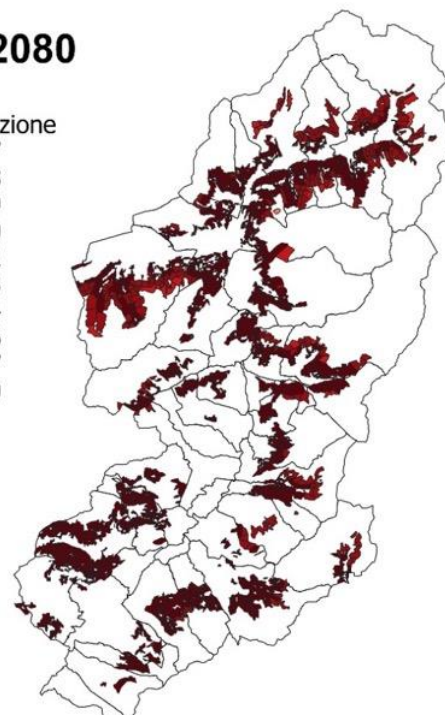


7.5 0 7.5 15 km

Carta 46: carta del rischio d'infestazione da *I. typographus* nelle particelle della Valle Camonica (scenario 8.5 - anno 2050)

RCP 8.5 2080

Rischio d'infestazione



7.5 0 7.5 15 km

Carta 47: carta del rischio d'infestazione da *I. typographus* nelle particelle della Valle Camonica (scenario 8.5 - anno 2080)

Per lo scenario RCP 4.5 l'aumento medio del rischio d'infestazione dal 2020 al 2050 è pari al 3,28%, mentre dal 2020 al 2080 è del 4,74%. Invece, l'aumento medio del rischio d'infestazione per lo scenario RCP 8.5 dal 2020 al 2050 è del 5,43% e dal 2020 al 2080 del 8,94%.

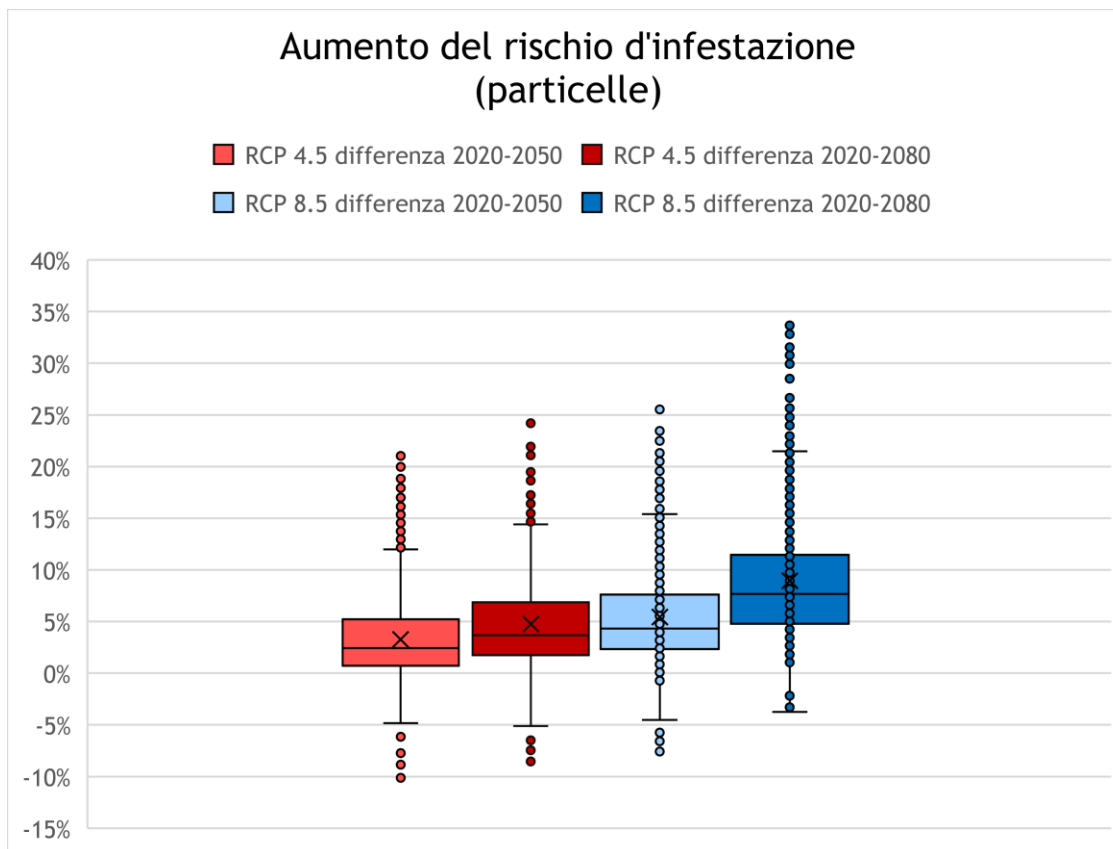


Grafico 18: rappresentazione tramite boxplot dell'aumento del rischio d'infestazione nelle particelle della Valle Camonica

CAPITOLO QUARTO

4 DISCUSSIONE

4.1 Monitoraggio fitosanitario

4.1.1 Interazione tra *Ips typographus* e specie non-target

Nel 2020 la presenza di *Nicrophorus vespillo* e *Oiceptoma thoracicum* nelle trappole non è dovuta al fatto che questi insetti sono attratti dai feromoni dei due modelli delle trappole e neppure ad un'interazione specifica con *Ips typographus*. Il motivo di tale presenza è da attribuirsi al lasso di tempo che è intercorso tra un controllo e il successivo (30-40 giorni). Le trappole inoltre non erano provviste di insetticida, utile a impedire i processi di predazione a carico di *Ips typographus* all'interno del serbatoio di raccolta.

Come già accennato, e vale anche in questo caso studio, il predatore specifico del bostrico tipografo *Thanasimus formicarius* non è presente in quantità sufficiente da controllare l'abbondanza di *Ips typographus*. Inoltre, i predatori a differenza dei parassitoidi raramente hanno un rapporto trofico totalmente dipendente dagli individui della specie target.

4.1.2 Abbondanza e dinamica della popolazione di *Ips typographus*

Nelle curve di volo di tutti i siti è presente un picco attribuibile allo sfarfallamento della seconda generazione, corrispondente a uno dei momenti in cui la maggior parte degli insetti è in cerca di siti idonei alla riproduzione. Tale fenomeno non si verifica contemporaneamente in tutti i siti, date le differenze termiche e altitudinali delle foreste. Si esclude in tutti i siti la partenza di una terza generazione perché dal mese di agosto si è registrata, per entrambi gli anni, una netta riduzione della quantità di individui fino al completo azzeramento (motivo per cui il monitoraggio nel 2020 non è stato prolungato fino ai primi di novembre come nel 2019).

Nel complesso la stagione primaverile-estiva più calda rispetto alla media (Radarmeteo, 2021) dovrebbe aver fatto seccare il legno a terra più velocemente, facendogli perdere appetibilità. Invece, lo stress sulle piante vive aumenta e di conseguenza la loro suscettibilità allo scolitide. Probabilmente nel secondo anno si è verificata una maggiore abbondanza di catture perché gli individui di bostrico si trovavano già in loco, attirati l'anno precedente dalla biomassa schiantata e dai feromoni delle trappole.

- Gli schianti presi in considerazione in Valgrigna non sono stati esboscati a causa di difficoltà logistiche. Nel sito Valgrigna1a le catture del bostrico sono risultate più abbondanti rispetto al sito Valgrigna1b in entrambi gli anni e in tutti i controlli. La causa è forse attribuibile al fatto che il nucleo di schianto del sito 1a è più esteso (circa 2 ha) di quello del sito 1b (circa 1 ha). Tendenzialmente gli schianti più estesi sono più attrattivi per il bostrico nei primi anni dopo la tempesta, perché le grandi quantità di legno abbattuto si seccano gradualmente. Invece, aree devastate dal vento puntiformi e di dimensioni medio-piccole (< 2 ettari) spesso mantengono ancora un buon grado di ombreggiamento. In situazioni simili la legna tende a rimanere fresca più a lungo ed è quindi gli scolitidi tendono a spostarsi verso questi siti (Volz, 2008).
- Nel 2020, in Valle Intelvi le zone schiantate e di transizione dove si trovavano le trappole Theysohn si sono dimostrate l'ambiente più favorevole allo sviluppo dell'insetto. La zona di foresta schiantata non è stata esboscata. L'effetto di tale scelta di gestione combinata alla presenza di necromassa legnosa, antecedente agli schianti da Vaia, giustifica la presenza più abbondante del bostrico. Inoltre, i popolamenti sono rimboschimenti antropici stramaturi e quindi meno resistenti e resilienti ai disturbi.

Si può presupporre che il massimo di catture verificatosi nel 2020 sia il picco della curva di volo. Non è dato sapere l'andamento precedente al picco ma, data la stagione estiva particolarmente calda, potrebbe essere stato più elevato di un eventuale primo picco (sfarfallamento prima generazione).

- La tendenza delle catture nel sito Corni di Canzo³ è diversa rispetto agli altri siti. Nel 2020 le catture di *I. typographus* sono complessivamente inferiori rispetto a quelle del 2019, ciò può essere giustificato dall'esbosco che è stato effettuato poco prima che avesse inizio il monitoraggio del 2020. Questo sito nel 2019 è risultato il più colpito dal bostrico e i motivi sono da ritrovarsi nella composizione dei popolamenti (rimboschimenti antropici) e nella presenza di molti alberi morti, non a causa degli schianti, utili al bostrico come siti di riproduzione.

Anno \ Sito	Valgrigna1a	Valgrigna1b	Valle Intelvi2	Corni di Canzo3
2019	232	119	919	2374
2020	12077	7466	25049	927

Tabella 27: catture complessive nei siti studio nei due anni di monitoraggio (2019-2020)

L'elevato numero di catture estive, soprattutto nel secondo anno di monitoraggio, potrebbe essere determinato dalla presenza di generazioni riemergenti e in parte addirittura da svernamenti tardivi (nelle zone con quote superiori a 1300 m come in Valgrigna). Il rapido decremento delle catture è proporzionale all'abbassamento delle temperature che si è verificato a partire da settembre.

Si può concludere che la presenza e la densità di *Ips typographus* dipendono da un insieme di fattori che interagiscono tra loro e che in base alle diverse situazioni possono divenire il fattore limitante. I dati ottenuti non sono sufficienti per dedurre maggiori informazioni sulla fenologia dello scolitide, dato che lo studio è stato condotto nella stagione estivo-autunnale e non ha interessato le fasi primaverili del ciclo biologico.

Monitoraggi di *Ips typographus* effettuati in Valle Camonica tra 950-1400 m di quota, hanno documentato che i primi voli in zone schiantate dalla Tempesta Vaia si registrano già ad inizio maggio, ma solo un mese più tardi si è registrato un primo picco di catture (Scalvini, 2019).

4.1.3 Relazioni tra le variabili del sito e di *Ips typographus*

Nel 2019 la media delle gallerie a fine stagione è risultata la variabile relativa agli scolitidi più influenzata dalle variabili forestali. Risulta, infatti, un indicatore più coerente alla reale presenza nell'ospite di *I. typographus*. Le catture, infatti, danno un'informazione sullo sfarfallamento non considerando che gli scolitidi si trovano sottocorteccia e sono attivi anche quando non vengono intercettati dalle trappole. L'insetto sfarfalla solo quando la temperatura dell'aria è intorno ai 18 °C, mentre sottocorteccia l'andamento delle temperature è sicuramente diverso, se non altro per la riduzione dell'escursione termica fra giorno e notte.

Risulta che più sono elevate le variabili forestali relative agli alberi deperienti (area basimetrica alberi abbattuti, volume di legno a terra, % di danno, rapporto di chioma ridotto, numero di alberi schiantati all'ettaro) più è alta la media delle gallerie di bostrico. Questo perché soprattutto i primi anni dopo la tempesta è presente molta sostanza trofica a disposizione degli scolitidi.

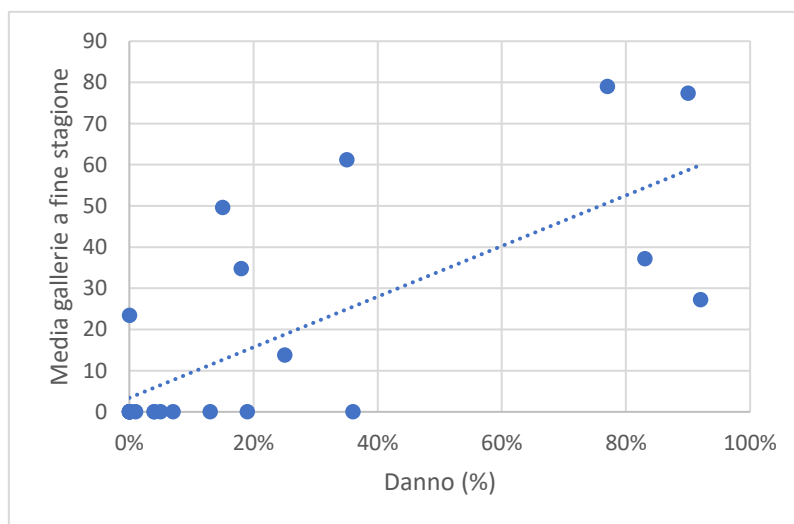


Grafico 19: correlazione tra danno (%) e media gallerie a fine stagione

La durata del picco risulta, contrariamente a quanto atteso, inversamente proporzionali ad alcune variabili forestali relative agli schianti. Ciò dovrebbe essere parzialmente giustificato dal fatto che a causa della forte competizione intraspecifica nello stesso ospite, gli scolitidi preferiscono migrare verso substrati freschi.

Anche dove gli individui di *Picea abies* sono più grandi (rappresentati dalla variabile forestale diametro medio degli alberi sani) risulta esserci un rapporto di diretta proporzionalità con la media delle gallerie a fine stagione. Probabilmente più la foresta ha alberi con diametri grandi e più è allettante per il bostrico.

Nel 2020 si è riscontrata una significativa relazione tra le catture e le gallerie conteggiate a fine stagione. Non è avvenuto lo stesso per il 2019 perché gli individui di *I. typographus* probabilmente provenivano da meno alberi

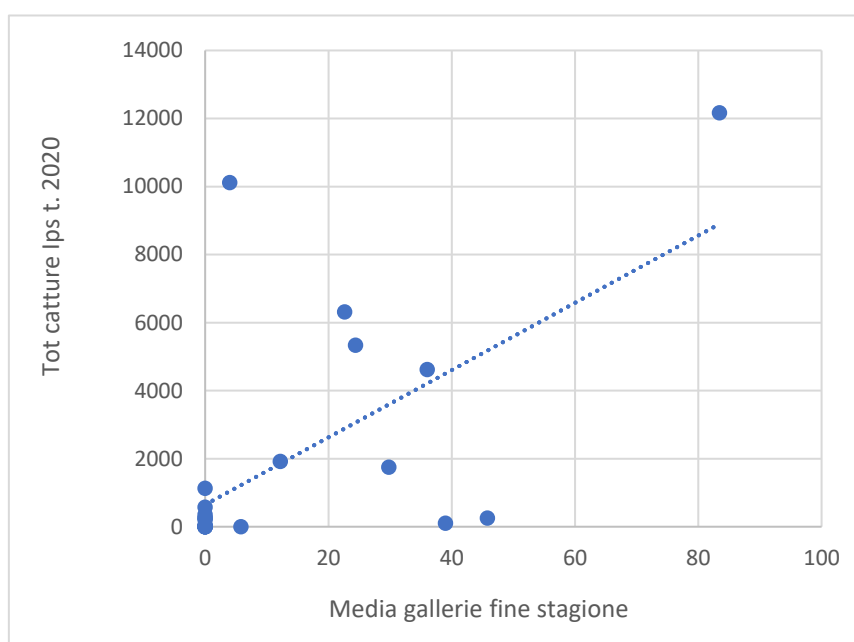


Grafico 20: correlazione tra media delle gallerie a fine stagione e totale catture Ips t. (2020)

Nel secondo anno di monitoraggio, come per le gallerie, anche le relazioni tra le catture e le variabili forestali relative sono risultate più strette.

L'andamento delle catture risulta direttamente proporzionale alle variabili forestali degli alberi deperimenti e inversamente proporzionale alle variabili degli alberi sani. Questo perché gli individui di *Ips typographus* hanno terminato la loro carica riproduttiva sulla grande quantità di alberi deperienti, che già nel precedente anno avevano cominciato a degradare.

Anche nel 2020 la durata del picco non si è dimostrata, contrariamente a quanto atteso, inversamente proporzionale alle variabili forestali relativi agli schianti. Probabilmente la causa è la medesima dell'anno precedente.

4.1.4 Effetto dei trattamenti sulle catture

La differenza delle catture tra i due modelli di trappole è attribuibile ai diversi feromoni adottati. Le trappole Multifunnel, in cui si è riscontrata una minore presenza di *Ips typographus*, non sono innescate con feromoni specifici per il bostrico tipografo ma con feromoni generici per la coleottero fauna delle peccete.

Le catture nei vari siti sono influenzate dalle diversità climatiche, altitudinali e dei popolamenti del sito (la variabilità tra il sito Valgrigna1a e 1b è bassa dato che si trovano nella stessa foresta e sono vicini).

L'effetto del trattamento zona (IN, BT, OUT) è più marcato nel 2020 rispetto al 2019. Infatti, nel 2019 le catture sono più abbondanti nella zona di controllo perché tale dato è influenzato dalle elevate catture nella trappola 1RCCOUT situata nel bosco sano. Invece, nel 2020 le catture sono state più abbondanti nelle zone schiantate, meno nelle zone di transizione e ancor meno in quelle di controllo. Questo è attribuibile al fatto che nelle zone schiantate la sostanza trofica disponibile per *Ips typographus* è più elevata e nel 2020 gli insetti hanno beneficiato delle condizioni ottimali per colonizzare la zona.

4.2 Rischio d'infestazione da *Ips typographus*

L'effetto dei cambiamenti climatici è evidente sul rischio d'infestazione da *Ips typographus*.

Si può affermare che le proprietà strutturali e fisiologiche della foresta hanno forte influenza sulla vulnerabilità della stessa alle epidemie di bostrico.

L'età stimata dei popolamenti di abete rosso presi in considerazione varia tra 7 e 130 anni. Con l'avanzare dell'età la capacità di difesa fisiologica si abbassa e i popolamenti di abete rosso diventano più suscettibili all'attacco degli scolitidi. Nei nostri popolamenti la quota di abete rosso è stata stimata tra il 15% e il 100%, nei popolamenti misti il rischio dello scoppio di un focolaio è

tendenzialmente più basso, date le condizioni del sito generalmente più favorevoli per l'abete rosso.

I valori di AWC variano da 79,4 mm a 126,4 mm. Il rischio d'infestazione è inversamente proporzionale alla capacità idrica disponibile che risulta fondamentale in termini di resistenza degli alberi agli attacchi degli scolitidi. In condizioni di grave stress idrico il flusso di resina, che è la principale difesa costitutiva dell'albero al bostrico, viene ridotto.

Il Topex nei pendii meridionali va da -27,9° a 38,7° e al suo diminuire il rischio d'infestazione aumenta. Ciò è correlato alle temperature più elevate e alla scarsa disponibilità di acqua.

L'aumento delle somme termiche influisce notevolmente sul rischio d'infestazione dell'abete rosso. Da un lato la carenza d'acqua causata dall'aumento delle somme termiche può portare ad un fisiologico indebolimento degli alberi ospiti, dall'altro i cicli vitali dei coleotteri della corteccia sono ridotti, il che a sua volta favorisce pullulazioni.

Nella simulazione per gli anni 2020 è evidente come il rischio d'infestazione sia già elevato attualmente. Dal 2020 al 2050 e dal 2050 al 2080 aumenta la differenza del rischio d'infestazione tra gli scenari RCP 4.5 e 8.5. Questa differenza è dovuta al fatto che le temperature nello scenario più pessimistico sono più elevate e favorirebbero maggiormente la riproduzione del bostrico.

A livello comunale si possono fare alcune considerazioni. A sud della Valle Camonica il rischio d'infestazione risulta superiore rispetto al nord, questo perché le somme termiche a sud sono decisamente più elevate. Nei comuni meridionali i fattori stazionali e climatici favoriscono maggiormente il rischio d'infestazione. Non bisogna però sottovalutare l'effetto dei cambiamenti climatici nelle zone settentrionali, con valori termici inferiori. Anche qui, dove il bostrico precedentemente non trovava condizioni ottimali per riprodursi in modo epidemico, il rischio di infestazione aumenta e i popolamenti dovranno fronteggiare un disturbo a loro nuovo.

Infine, bisogna tener conto che il modello non distingue i popolamenti naturali da quelli artificiali.

CAPITOLO QUINTO

5 CONCLUSIONI E PROSPETTIVE FUTURE

In accordo con ERSAF la coleotterofauna associata a *Ips typographus* verrà analizzata per ottenere informazioni utili sulla biodiversità delle tre Foreste demaniali e per conoscere altre eventuali relazioni con il bostrico.

Il monitoraggio di *Ips typographus* ha dimostrato come il complesso ciclo biologico di questa specie sia direttamente dipendente dai fattori ambientali.

Il rischio di infestazioni e l'andamento delle popolazioni di bostrico per l'immediato futuro dipenderà molto dall'andamento meteorologico dell'anno precedente. Dopo la Tempesta Vaia, dalla primavera del 2019 le popolazioni già presenti di *Ips typographus* si sono trovate con ingenti quantità di legname schiantato utile alla loro pullulazione. Dopo aver esplorato parte degli alberi a terra, nella primavera-estate 2020, il bostrico ha espanso la sua popolazione su schianti ancora freschi e piante destabilizzate. Nel 2021, se esaurirà tutte queste risorse, cercherà di colonizzare piante in piedi presenti nelle immediate vicinanze.

Il tempo di ritorno dell'insetto è caratterizzato da note gradazioni con intervalli decennali (Berretti et al., 2011). È quindi necessario monitorare la foresta per i prossimi anni, con maggiore attenzione nel caso in cui si dovessero verificare altri episodi calamitosi.

I risultati del modello di regressione logistica possono essere utili per attuare adattamenti selvicolturali, soprattutto in considerazione degli effetti attesi con l'avanzare del cambiamento climatico. La simulazione permette di assegnare priorità spaziali a strategie specifiche di gestione selvicolturale come la riduzione del turno, l'esecuzione di diradamenti, l'aumento della mescolanza del popolamento limitando le peccete pure ai pendii umidi e ombreggiati.

Infatti, le previsioni del modello spingono a considerare maggiormente il potenziale della gestione forestale per aumentare la resilienza e la stabilità a

lungo termine delle foreste della Valle Camonica e dei relativi servizi ecosistemici.

A livello europeo, la frequenza dei disturbi provocati dal bostrico sta aumentando rispetto al passato. Ciò è dovuto al fatto che il cambiamento climatico in corso ha già influenzato la vulnerabilità delle foreste.

Dato il previsto aumento del riscaldamento globale e la probabile intensificazione dei disturbi naturali, nei prossimi decenni, i servizi ecosistemici chiave come il sequestro del carbonio e la conservazione della biodiversità potrebbero essere seriamente compromessi.

Studi su scala spaziale e temporale ancor più vasta potranno supportare lo sviluppo di strategie di mitigazione e adattamento più integrate ed efficaci, informando coloro che si occupano di politiche climatiche sull'attuale vulnerabilità dello stock di carbonio forestale e sui potenziali modi per aumentare la resilienza delle foreste ai rischi climatici.

6 BIBLIOGRAFIA

- Abbazzi, P., & Zinetti, F. (2013). Elenco sistematico-faunistico dei Curculionoidea italiani, Scolytidae e Platypodidae esclusi (Insecta, Coleoptera). 2. Addenda e corrigenda. *Memorie Della Società Entomologica Italiana*, 90(2), 89-104. <https://doi.org/10.4081/memoriesei.2013.89>
- Anderbrant, O. (1989). Reemergence and second brood in the bark beetle *Ips typographus*. *Ecography*, 12, 494-500. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1989.tb00927.x>
- Ayres, M. P., & Lombardero, M. J. (2000). Assessing the consequences of global change for forest disturbance from herbivores and pathogens. *Science of the Total Environment*, 262(3), 263-286. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00528-3](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00528-3)
- Bakke, A. (1981). Inhibition of the response in *Ips typographus* to the aggregation pheromone; field evaluation of verbenone and ipsenol. *Zeitschrift Für Angewandte Entomologie*, 92, 172-177. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1981.tb01666.x>
- Bakke, A. (1985). Deploying pheromone-baited traps for monitoring *Ips typographus* populations. *Zeitschrift Für Angewandte Entomologie*, 99, 33-39. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1985.tb01956.x>
- Bakke, A., Frøyen, P., & Skattebøl, L. (1977). Field response to a new pheromonal compound isolated from *Ips typographus*. *Naturwissenschaften*, 64(2), 98-99. <https://doi.org/10.1007/BF00437364>
- Balachowsky, A. (1949). COLÉOPTERES SCOLYTIDES. In *Faune de France* (Vol. 50, pp. 1-320). Librairie de la Faculté des Sciences, Lechevalier (Paris).
- 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>
- Battisti, A., & Faccoli, M. (2007). Forest insects in the context of climate change. In *Informatore Fitopatologico* (pp. 49-51).
- Berretti, R., Bottero, A., Bruno, E., Della Beffa, G., Freppaz, M., Giordano, L., Gonthier, P., Gottero, F., Mosca, A., Motta, R., Nicolotti, G., Vacchiano, G., Viglietti, D., & Wermelinger, B. (2011). *Foreste di protezione diretta: disturbi naturali e stabilità nelle Alpi occidentali*. 144.
- Blomqvist, M., Kosunen, M., Starr, M., Kantola, T., Holopainen, M., & Lyytikäinen-Saarenmaa, P. (2018). Modelling the predisposition of Norway spruce to *Ips typographus* L. infestation by means of environmental factors in southern Finland. *European Journal of Forest*

- Research*, 137, 675-691. <https://doi.org/10.1007/s10342-018-1133-0>
- Bottero, A., Garbarino, M., Long, J. N., & Motta, R. (2013). The interacting ecological effects of large-scale disturbances and salvage logging on montane spruce forest regeneration in the western European Alps. *Forest Ecology and Management*, 292, 19-28. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.12.021>
- Braun-Blanquet, J. (1928). Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. In *Biologische Studienbücher Ed. Berlin*. (p. 330). <https://doi.org/10.2307/209266>
- Bright, D. E. (1980). Handbuch zur bestimmung der europäischen borkenkäfer. Brief illustrated key to European bark beetles. *Forest Ecology and Management*, 3, 367-368. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(80\)90041-9](https://doi.org/10.1016/0378-1127(80)90041-9)
- Ceriani, M. (2000). *Carta Delle Precipitazioni Medie, Massime E Minime Annue Del Territorio Alpino Della Regione Lombardia (registrate nel periodo 1891 - 1990)*. <http://www.regione.lombardia.it/wps/portal/>
- 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>
- Christiansen, E., & Bakke, A. (1988). The Spruce Bark Beetle of Eurasia. In *Dynamics of Forest Insect Populations (Theory and Application)* (pp. 479-503). https://doi.org/10.1007/978-1-4899-0789-9_23
- Crozier, L., & Dwyer, G. (2006). Combining population-dynamic and ecophysiological models to predict climate-induced insect range shifts. *American Naturalist*, 167(6), 853-866. <https://doi.org/10.1086/504848>
- Dajoz, R. (1998). Les insectes et la forêt Rôle et diversité des insectes dans le milieu forestier. In *Biofutur* (Vol. 183, p. 53). Lavoisier, Paris. [https://doi.org/10.1016/s0294-3506\(98\)80343-8](https://doi.org/10.1016/s0294-3506(98)80343-8)
- Del Favero, R. (2014). *I tipi forestali della Lombardia*. CiErre. http://www.agricoltura.regione.lombardia.it/cs/Satellite?c=Redazionale_P&childpagina=me=DG_Agricoltura/Detail&cid=1213596968534&packedargs=NoSlotForSitePlan=true&menu-to-render=1213597715124&pagename=DG_AGRWrapper
- Dobor, L., Hlásny, T., Rammer, W., Zimová, S., Barka, I., & Seidl, R. (2020). Is salvage logging effectively dampening bark beetle outbreaks and preserving forest carbon stocks? *Journal of Applied Ecology*, 57(1), 67-76. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13518>

- Douglas, H. B., Cognato, A. I., Grebennikov, V., & Savard, K. (2019). *Dichotomous and matrix-based keys to the Ips bark beetles of the World (Coleoptera : Curculionidae : Scolytinae)*. 38(38), 1-234. <https://doi.org/10.3752/cjai.2019.38>
- Faccoli, M. (2000). Bio-ecology of bark beetles *Ips typographus* (L.) and species recently affecting the Italian forests. Part III. Notes about some bark beetle species new to Italy. *Bollettino Dell'Istituto Di Entomologia 'Guido Grandi' Della Università Degli Studi Di Bologna*, 54, 77-90.
- Faccoli, M. (2009). Effect of weather on *ips typographus* (coleoptera curculionidae) phenology, voltinism, and associated spruce mortality in the southeastern alps. *Environmental Entomology*, 38(2), 307-316. <https://doi.org/10.1603/022.038.0202>
- Faccoli, M. (2015). *European Bark and Ambrosia Beetles: Types, Characteristics and Identification of Mating Systems*. WBA Project.
- Faccoli, M., & Stergulc, F. (2006). A practical method for predicting the short-time trend of bivoltine populations of *Ips typographus* (L.) (Col., Scolytidae). *Journal of Applied Entomology*, 130(1), 61-66. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.2005.01019.x>
- Federici, S., Vitullo, M., Tulipano, S., De Lauretis, R., & Seufert, G. (2008). An approach to estimate carbon stocks change in forest carbon pools under the UNFCCC: The Italian case. *IForest*, 1(MAY), 86-95. <https://doi.org/10.3832/ifor0457-0010086>
- Francke, W., Bartels, J., Meyer, H., Schröder, F., Kohnle, U., Baader, E., & Pierre Vité, J. (1995). Semiochemicals from bark beetles: New results, remarks, and reflections. *Journal of Chemical Ecology*, 21(7), 1043-1063. <https://doi.org/10.1007/BF02033807>
- Frigimelica, G., Stergulc, F., Faccoli, M., & Battisti, A. (2000). A comparison of damage caused by fungi and insects in pure and mixed stands of *Picea abies* in the south-eastern Italian Alps. In *Forest ecosystem restoration: ecological and economical impacts of restoration processes in secondary coniferous forests. Proceedings of the International Conference, Vienna, Austria, 10-12 April, 2000* (pp. 85-91).
- Gallinaro, N. (2004). *Boschi di Lombardia - Un patrimonio da vivere*. CIERRE EDIZIONI.
- Gardiner, B., Andreas, S., Schelhaas, M.-J., Orazio, C., Blennow, K., & Nicoll, B. (2013). Living with Storm Damage to Forests. In *European Journal of Forest Research*.
- Gellini, R. (1996). *Botanica forestale. Vol I-Gimnosperme* (pp. 1-266). CEDAM (Padova).
- Grégoire, J. C., Raffa, K. F., & Lindgren, B. S. (2015). Economics and Politics of Bark Beetles. *Bark Beetles: Biology and Ecology of Native and Invasive Species*, 585-613. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-417156-5.00015-0>

- Havašová, M., Ferenčík, J., & Jakuš, R. (2017). Interactions between windthrow, bark beetles and forest management in the Tatra national parks. *Forest Ecology and Management*, 391, 349-361. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.01.009>
- Hughes, P. R. (1973). Effect of α -pinene exposure on trans-verbenol synthesis in *Dendroctonus ponderosae* Hopk. *Die Naturwissenschaften*, 60(5), 261-262. <https://doi.org/10.1007/BF00625726>
- Jakoby, O., Lischke, H., & Wermelinger, B. (2019). Climate change alters elevational phenology patterns of the European spruce bark beetle (*Ips typographus*). *Global Change Biology*, 25, 4048-4063. <https://doi.org/10.1111/gcb.14766>
- Jönsson, A. M., Appelberg, G., Harding, S., & Bärning, L. (2009). Spatio-temporal impact of climate change on the activity and voltinism of the spruce bark beetle, *Ips typographus*. *Global Change Biology*, 15, 486-499. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01742.x>
- Kolk A., S. J. (1996). *Atlas szkodliwych owadów lesnych*. Multico Oficyna, Varsavia, Poland, pp. 705.
- Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A., Barbati, A., Garcia-Gonzalo, J., Seidl, R., Delzon, S., Corona, P., Kolström, M., Lexer, M. J., & Marchetti, M. (2010). Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 259(4), 698-709. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.023>
- Marchi, M., Castellanos-Acuña, D., Hamann, A., Wang, T., Ray, D., & Menzel, A. (2020). ClimateEU, scale-free climate normals, historical time series, and future projections for Europe. *Scientific Data*, 7, 428. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-00763-0>
- Mills, N. J. (1991). Searching strategies and attack rates of parasitoids of the ash bark beetle (*Leperisinus varius*) and its relevance to biological control. *Ecological Entomology*, 16, 461-470. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.1991.tb00239.x>
- Minotta, G., & Favero, D. (2005). *I boschi delle regioni alpine italiane : un nuovo libro per le scienze forestali*. 2(1), 15-16.
- Moresco, N. (2012). *FENOLOGIA DI IPS TYPOGRAPHUS (COLEOPTERA: CURCULIONIDAE, SCOLYTIDAE) E RICCHEZZA DELLA COLEOTTEROFAUNA LUNGO GRADIENTI ALTITUDINALI DELLE ALPI MERIDIONALI*. Università degli Studi di Padova facoltà di agraria.
- Motta, R. (2018). The balance of nature does not exist (and has never existed!). *Forest@ - Rivista Di Selvicoltura Ed Ecologia Forestale*, 15(1), 56-58. <https://doi.org/10.3832/efor2839-015>

- Motta, R., Ascoli, D., Corona, P., Marchetti, M., & Vacchiano, G. (2018). Selvicoltura e schianti da vento. Il caso della “tempesta Vaia.” *Forest@ - Rivista Di Selvicoltura Ed Ecologia Forestale*, 15(1), 94-98.
- Niemeyer, H., Lenarduzzi, M., & Watzek, G. (1995). Zur Wirkung von Verbenon auf den Buchdrucker, *Ips typographus* L. (Col., Scolytidae) Effects of verbenone on the spruce bark beetle *Ips typographus* L. (Col., Scolytidae). *Anzeiger Für Schädlingskunde Pflanzenschutz Umweltschutz*, 68, 182-186. <https://doi.org/10.1007/bf01927743>
- 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>
- Pfeffer, A. (1995). Bark and Ambrosia beetles from the central and west palaeartic region (Coleoptera, Scolytidae, Platypodidae). *Entomologica Basiliensia*, 421, 57-60.
- Radarmeteo. (2021). *Sintesi Meteorologica 2020 mensile REGIONE LOMBARDIA*.
- Scalvini, S. (2019). *Interventi di bonifica in soprassuoli colpiti dalla Tempesta Vaia in Valle Camonica: primi risultati e proposte programmatiche*. Università degli Studi di Milano.
- Schindler, D., Bauhus, J., & Mayer, H. (2012). Wind effects on trees. *European Journal of Forest Research*, 131, 159-161. <https://doi.org/10.1007/s10342-011-0582-5>
- Schroeder, L. M., & Lindelöw, Å. (2002). Attacks on living spruce trees by the bark beetle *Ips typographus* (Col. Scolytidae) following a storm-felling: A comparison between stands with and without removal of wind-felled trees. *Agricultural and Forest Entomology*, 47, 40-42. <https://doi.org/10.1046/j.1461-9563.2002.00122.x>
- 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., & Rammer, W. (2017). Climate change amplifies the interactions between wind and bark beetle disturbances in forest landscapes. *Landscape Ecology*, 32, 1485-1498. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0396-4>
- Sukovata, L., Jaworski, T., & Plewa, R. (2020). Effectiveness of different lures for attracting *Ips acuminatus* (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae). *Agricultural and Forest Entomology*. <https://doi.org/10.1111/afe.12414>
- Virost, E., Ponomarenko, A., Dehandschoewercker, Quéré, D., & Clanet, C. (2016). Critical wind speed at which trees break. *Physical Review E*, 93(2), 023001. <https://doi.org/10.1103/PhysRevE.93.023001>

- Volz, R. (2008). *Supporto decisionale in caso di danni alle foreste provocati da tempesta (aiuto all'esecuzione relativo alla scelta della gestione dei danni nei singoli casi)* (Vol. 3, pp. 1-138). Ufficio federale dell'ambiente UFAM.
- Walther, G., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J. C., Fromentin, J., I, O. H., & Bairlein, F. (2002). Ecological response to recent climate change. *Nature*, 416, 389-395.
- Wegensteiner, R., Wermelinger, B., & Herrmann, M. (2015). Natural Enemies of Bark Beetles: Predators, Parasitoids, Pathogens, and Nematodes. In *Bark Beetles: Biology and Ecology of Native and Invasive Species* (pp. 247-304). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-417156-5.00007-1>
- Wermelinger, B. (2004). Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus* - A review of recent research. *Forest Ecology and Management*, 202(1-3), 67-82. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.07.018>
- Wermelinger, B., Moretti, M., Duelli, P., Lachat, T., Pezzatti, G. B., & Obrist, M. K. (2017). Impact of windthrow and salvage-logging on taxonomic and functional diversity of forest arthropods. *Forest Ecology and Management*, 391, 9-18. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.01.033>
- Weslien, J., Annala, E., Bakke, A., Bejer, B., Eidmann, H. H., Narvestad, K., Nikula, A., & Ravn, H. P. (1989). Estimating risks for spruce bark beetle (*Ips typographus* (L)) damage using pheromone-baited traps and trees. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 4, 87-99. <https://doi.org/10.1080/02827588909382549>
- Wood, S. L., & Bright, D. E. (1992). A catalog of Scolytidae and Platypodidae (Coleoptera), Part 2: Taxonomic Index Volume A, B. *Great Basin Naturalist Memoirs*, 37(3), 451-457.

7 ALLEGATI

7.1 Chiavi Dicotomiche di *Ips typographus* (Douglas et al., 2019)

- Declività delle elitre, ciascuna delle quali ha quattro cuspidi per lato.
- Differisce da tutte le specie di *Ips* eurasiatiche per le sue elitre declive opache (eccetto rari esemplari con elitre lucide) e senza depressioni puntiformi tra le linee di punti sul terzo basale del disco elitrare.
- Differisce dalle specie morfologicamente simili, come le specie himalayane, le specie del Nord America che si nutrono di *Picea abies* e le specie di *I. woodi*, per la presenza di un tubercolo nella zona centrale della testa tra gli occhi. -Differisce da *I. knausi* per la sua terza spina dorsale non biforcata. Si distingue dalla femmina di *I. plastographus* per le sue spine peduncolate e quasi parallele (acuminate nelle femmine di *I. plastographus*).



88') Elytra with declivital spine 3 not emarginate (1 apex, Palearctic)

I. typographus (Linnaeus), some



86') Elytral declivity with spines 1-4 nearly aligned in posterior view; elytral interstrial punctures 0.3 to 0.4 times diameter of adjacent stria punctures (Palearctic)

I. typographus (Linnaeus), rare individuals

7.2 Piani d'assestamento ERSAF



ERSAF
Regione Lombardia

Piano d'assestamento semplificato delle proprietà demaniali

N° 51 GR

FDR

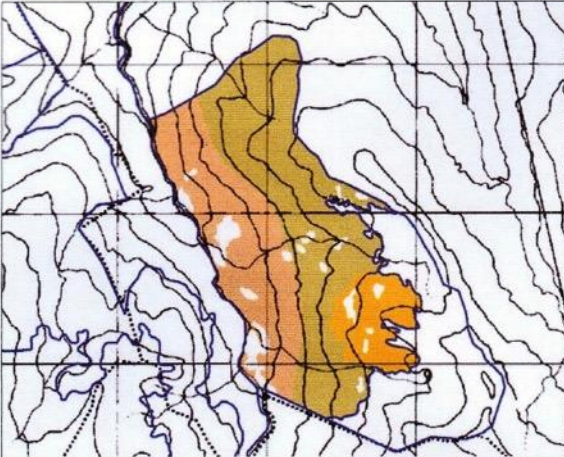
Grigna

Denominazione Campolungo destra

Comune/i: Bienno

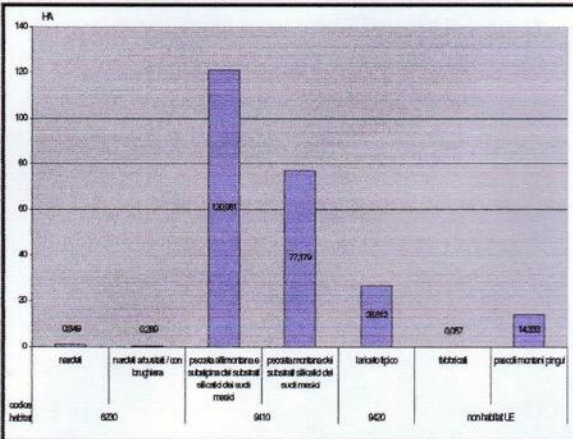
Superficie totale (ha) 240.30.01

Superficie forestale (ha) 224.77.20



I "tipi forestali"

- lariceto tipico
- pecceta altimontanadei sub. silicatici dei suoli mesici
- pecceta montana dei sub. silicatici dei suoli mesici



codice forestale	ha
0340	10
0350	10
0360	120
0370	77,27
0380	20
0390	10
0400	10

Descrizione generale macroarea

Particella che comprende per intero le estensioni boscate demaniali del versante idrografico destro della Val Grigna, sviluppandosi dal fondovalle fino a "Dosso Figarolo", "Alpe Figarolo", "Dosso della Fiora". Il territorio in oggetto è costituito da aree pressochè pianeggianti (fondovalle) e da coste più o meno ripide, fino a scoscese. Sia le falde inferiori che superiori della sezione sono state sfruttate con pascolo intenso, ciò ha condizionato lo sviluppo del bosco che si manifesta con popolamenti consolidati e di notevole sostanza a dominanza di peccio, ad altri radi ed in fase di affermazione.

DETERMINAZIONE DELLA FUNZIONE - analisi dei conflitti e delle esigenze

Esteso complesso forestale con parti mature e di buona accessibilità ed altre meno vocate alla produzione, ma di buon valore ambientale. La struttura di Silter con i relativi pascoli consente attività didattiche.

FUNZIONE PREVALENTE MACROAREA

☒ **ambientale - naturalistica**

☐ **turistica - ricreativa**

☒ **protezione**

☒ **didattico - sperimentale**

Produzione

ALTRE FUNZIONI MACROAREA

☐ **paesaggistica**

Fauna e flora - specie da tutelare

cedrone, fagiano di monte, francolino di monte, aquila reale

Altre specie rilevanti

flora alpina dei nardeti e dei pascoli pingui di fondovalle

Emergenze

conservazione radure a nardo

Macroarea	51 GR	Denominazione	Campolungo destra
Aspetti forestali ed ambientali	La sezione ospita un popolamento con spiccate attitudini produttive. Bosco nel complesso piuttosto omogeneo ad eccezione delle estensioni di quota (ex-pascolive) e delle aree localizzate più sud; qui il soprassuolo si presenta con struttura irregolare ed è ampiamente lacunoso; domina il larice, con soggetti in fase di sviluppo e dal portamento mediocre; solo scendendo di altitudine al larice si affianca con continuità la picea e la componente forestale diviene consistente. Nelle restanti estensioni di sez. il soprassuolo appare ben strutturato, edificato da soggetti di picea da adulti a stramaturi dal port. discreto. Resta diffuso il larice, anche con quote significative. Prevengono aspetti strutturali da irregolare a bi/ multiplano, con presenza di sogg. stramaturi misti a piante adulte e gruppi di spessina. Aspetti giovanili		

Parametri dendrometrici principali e determinazione della ripresa

fertilità media	VII	forma di governo	fustaia	area di taglio (ha)	30.00.00
provvigione totale (mc)		50.524	provvigione unit. media (mc/ha)		225
			provvigione unit. latifoglie		---
			provvigione unit. conifere		225
area basimetrica totale (mq)		8.048	n. piante ettaro (n./ha)		331
ripresa di particella (mc)		2.800	ripresa unitaria (mc/ha)		166

Elementi caratterizzanti le funzioni secondarie

la funzione didattica è assolta dalla struttura di Silter di Campolungo che ospita gruppi e campi di lavoro. Agli aspetti ambientali (bosco, fauna, acqua ecc.) possono associarsi spunti didattici sulla gestione forestale e pascoliva.

Criteri di gestione - attività da realizzare

Interventi	Periodo	Unità di misura	Quantità
Tagli a buche/ gruppi	I - II - III	mc	1.500
Tagli di sgombero	I - II - III	mc	1.200
Mantenimento chiarie e ampliamento fasce ecotonali (pascolo)	I	ha	3.00.00

Criteri di gestione - attività consentite

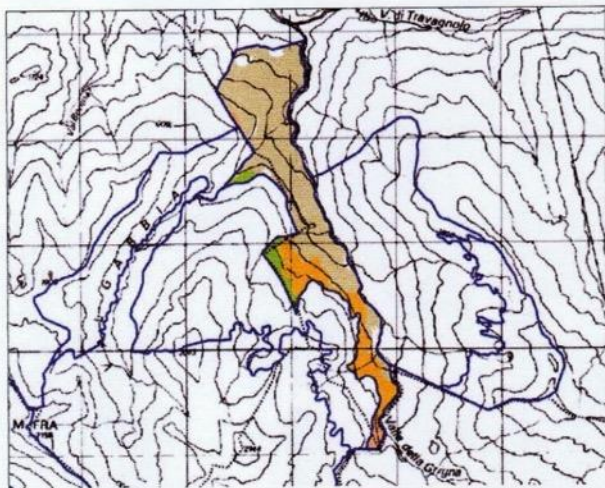
Tagli di sgombero a carico di nuclei di piante mature, con l'obiettivo di liberare le giovani generazioni arboree ma anche con finalità fitosanitarie; Tagli a buche/ gruppi - fino a 2.000 mq per apertura - in corrispondenza di nuclei di soggetti maturi - tesi a favorire la disetaneizzazione del bosco; interventi di ripulitura e di sagomatura delle fasce di ecotono (praterie residue) tesi ad incrementarne l'estensione, la profondità e l'andamento sinuoso; lungo le praterie pingui sgombero e ripulitura di alberi e arbusti invasivi, sfalcio periodico del cotico erboso con raccolta, accumulo e/o smaltimento del prodotto.

Criteri di gestione - attività da evitare

Mancato mantenimento delle chiarie e delle aree a prateria; Tagli estesi (estensione maggiore di 1 ettaro).

Piano d'assestamento semplificato delle proprietà demaniali

N°	52 GR	FDR	Grigna
Denominazione	Campolungo sinistra		Comune/i:
Superficie totale (ha)	161.28.54	Superficie forestale (ha)	156.78.68

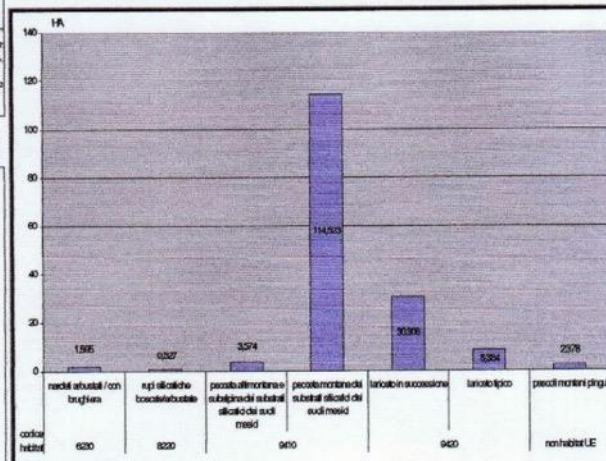


Descrizione generale macroarea

Particella che decorre interamente lungo il fianco idrografico sinistro della Val Grigna. Sezione di basso versante che taglia (Nord → Sud) tutta la proprietà demaniale; comprende le aree forestali più prossime alle malghe di fondovalle (Silter di Campolungo, Malga Val Bresciana, Silter Foisecca) che corrispondono alle estensioni più fertili del versante. Ambiti stazionali un tempo interessati marginalmente da attività pascoliva. Attualmente tali estensioni ospitano in prevalenza soprassuoli in fase di sviluppo che sembrano capaci di costituire promettenti popolamenti forestali.

I "tipi forestali"

- lariceto in successione
- lariceto tipico
- pecceta altimontana dei sub. silicatici dei suoli mesici
- pecceta montana dei substrati silicatici dei suoli mesici



DETERMINAZIONE DELLA FUNZIONE - analisi dei conflitti e delle esigenze

Esteso complesso forestale con buona potenzialità produttiva e discreta accessibilità.

FUNZIONE PREVALENTE MACROAREA		Produzione
ALTRE FUNZIONI MACROAREA		
☒ ambientale - naturalistica	☐ turistica - ricreativa	☐ paesaggistica
☐ protezione	☐ didattico - sperimentale	
Fauna e flora - specie da tutelare	cedrone, fagiano di monte, francolino di monte, civette e picchi	
Altre specie rilevanti	flora alpina dei nardeti e dei pascoli pingui di fondovalle	
Emergenze	conservazione radure a nardo	

Piano d'assestamento semplificato delle proprietà demaniali

Macroarea	52 GR	Denominazione	Campolungo sinistra
Aspetti forestali ed ambientali	Particella che ospita un soprassuolo piuttosto vario per quanto riguarda mescolanza, densità, stadio evolutivo. A Nord la pecceta montana si estende con buona continuità ed evidenzia caratteri di maturità e di senescenza, mostra struttura irregolare, a tratti biplana, e densità variabile a causa della presenza di elementi di discontinuità (affioramenti rocciosi); la formazione è dominata in modo significativo dalla picea con presenza più o meno costante del larice. Proseguendo verso sud (oltre Val Gabbia e Malga Bresciana) il bosco appare più continuo e chiuso ma mediamente evidenzia aspetti solo prox. alla maturità. Domina sempre la picea. Nei pressi di Campolungo la mescolanza del soprassuolo si arricchisce progressivamente di larice. In queste loc. la struttura del bosco è variabile, spesso biplana, e		

Parametri dendrometrici principali e determinazione della ripresa

fertilità media	VII	forma di governo	fustaia	area di taglio (ha)	20.00.00
provvigione totale (mc)	29.289	provvigione unit. media (mc/ha)	187	provvigione unit. latifoglie	---
		provvigione unit. conifere	187		
area basimetrica totale (mq)	4.725	n. piante ettaro (n./ha)	314		
ripresa di particella (mc)	1.200	ripresa unitaria (mc/ha)	150		

Elementi caratterizzanti le funzioni secondarie

la porzione nord con la presenza della forra alla confluenza di Val Gabbia e Val Grigna, e con popolamenti forestali maturi costituisce un'area di interesse naturalistico, in contiguità con l'area a prevalente funzione ambientale della Val Gabbia (particelle 4 e 5).

Criteri di gestione - attività da realizzare

Interventi	Periodo	Unità di misura	Quantità
Diradamenti selettivi	II - III	ha	8.00.00
Tagli di sgombero	I - II - III	mc	900
Mantenimento chiarie e ampliamento fasce ecotonali (pascolo)	I	ha	1.50.00

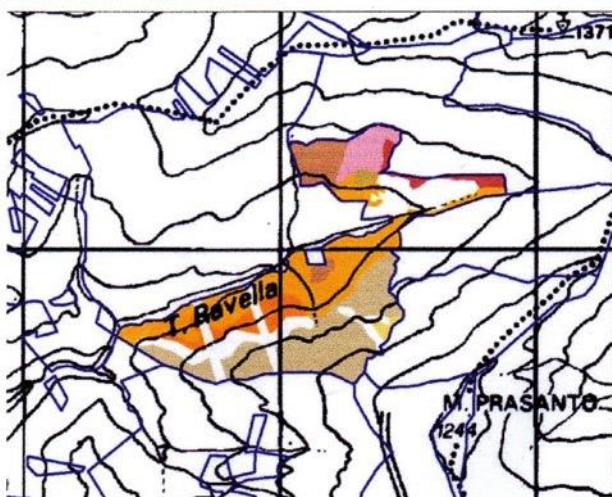
Criteri di gestione - attività consentite

Diradamenti selettivi, a favore dei soggetti meglio conformati, per potenziare l'attitudine produttiva della particella; Tagli di sgombero a carico di nuclei di piante mature, con l'obiettivo di liberare le giovani generazioni arboree ma anche con finalità fitosanitarie; interventi di ripulitura e di sagomatura delle fasce di ecotono (praterie residue) tesi ad incrementarne l'estensione, la profondità e l'andamento sinuoso; lungo le praterie pingui sgombero e ripulitura di alberi e arbusti invasivi, sfalcio periodico del cotico erboso con raccolta, accumulo e/o smaltimento del prodotto.

Criteri di gestione - attività da evitare

Mancato mantenimento delle chiarie e delle aree a prateria; Tagli estesi (estensione maggiore di 1 ettaro).

N°	14 CC	FDL	Corni Canzo
Denominazione	Terzalpe - Prà Invers	Comune/i:	Canzo
Superficie totale (ha)	51.41.93	Superficie forestale (ha)	42.28.29

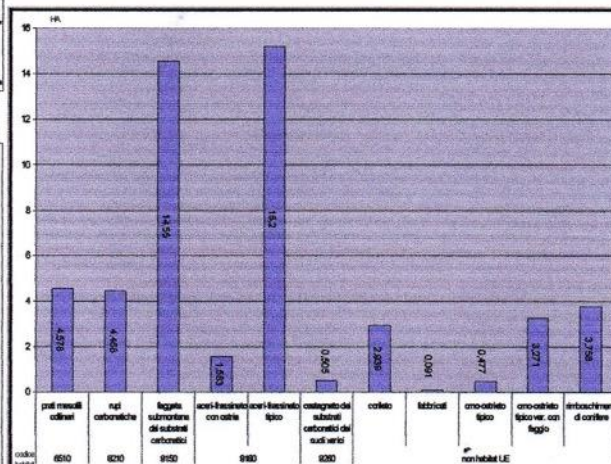


Descrizione generale macroarea

Sezione di medio-basso versante, che comprende le praterie e la sosta di Terzalpe (localizzate sulla destra idrografica del Torrente Ravella - quota m. s.l.m. - esposizione sud-ovest) e le estensioni boscate sottostanti, site sul versante opposto della valle (versante idrografico sinistro - esposizione nord-ovest). Particella molto eterogenea, sia per caratteristiche eco-stazionali, sia per aspetti di vegetazione. Proprio lungo il corso del Torrente Ravella si snoda un sentiero geologico e nelle immediate vicinanze si trovano le "sorgenti petrificanti". Molto interessanti sono i lembi di "Castagneto da frutto" che si trovano appena sopra le strutture dell'alpeggio.

I "tipi forestali"

- aceri-frassineto con ostra
- aceri-frassineto tipico
- castagneto dei substrati carbonatici dei suoli xerici
- corileto
- faggeta submontana dei substrati carbonatici
- orno-ostrieto tipico
- orno-ostrieto tipico var. con faggio
- rimboschimenti di conifere



DETERMINAZIONE DELLA FUNZIONE - analisi dei conflitti e delle esigenze

Area articolata dal punto di vista ambientale, accessibile ed inoltre dotata di strutture e servizi che ne consentono una valorizzazione in senso didattico e fruitivo.

FUNZIONE PREVALENTE MACROAREA

Didattico - sperimentale

ALTRE FUNZIONI MACROAREA

☒ ambientale - naturalistica	☒ turistica - ricreativa	☐ paesaggistica
☐ protezione	☐ didattico - sperimentale	

Fauna e flora - specie da tutelare

Gambero di fiume, averla piccola; aree di acero-frassineto in fondovalle; prato falciato e castagneto in prossimità di Terzalpe.

Altre specie rilevanti

Capriolo, civetta e allocco

Emergenze

Sorgenti petrificanti in valle

Piano d'assestamento semplificato delle proprietà demaniali

Macroparticella	14 CC	Denominazione	Terzalpe - Prà Invers
Aspetti forestali ed ambientali	Macroparticella fortemente eterogenea per aspetti vegetazionali; in prossimità di Terzalpe, a monte della strada, si trovano ancora lembi di rimboschimenti (A. rosso e P. strobo) a densità colma, in stadio di evoluzione verso la fustaia. Tali formazioni lasciano gradualmente il passo (direzione strutture alpeggio) a giovani boschi di Frassino e Acero, ben strutturati e promettenti; presenza di un antico castagneto da frutto; sul versante sinistro della valle, lungo il torrente, prevalgono ancora gli aspetti dell'acero-frassineto; anche in questo caso si tratta di formazioni dotate di una certa struttura. Risalendo il versante i boschi di latifoglie nobili lasciano spazio a formazioni tendenzialmente meno vigorose dominate ora dal faggio, ora dal carpino nero. Presenza di aspetti prevalentemente arbustivi e di aree incolte e rocciose.		
Come si esprime la funzione	l'area di Terzalpe si presta ad attività didattiche essendo presenti gran parte degli habitat naturali e seminaturali della foresta; gli ambienti seminaturali come il prato e il castagneto di prestano ad una gestione dimostrativa. Inoltre la particella è attraversata dall'interessante sentiero geologico della Val Ravella.		

Elementi caratterizzanti le funzioni secondarie

La presenza di un agriturismo avviato e regolarmente gestito, con produzione propria casearia, rappresenta un elemento di attrazione turistica, che trova nella varietà di ambienti e percorsi circostanti un complemento di valore naturalistico. E' inoltre prevista la realizzazione di una nuova stalla nel pascolo e di un nuovo locale di lavorazione latte al posto dell'attuale stalla.

Criteri di gestione - attività da realizzare

Interventi	Periodo	Unità di misura	Quantità
Tagli di sostituzione della componente a conifera	I/II	mc	400
Opere di manutenzione straordinaria del sentiero geologico	I/II	ml	800

attività consentite

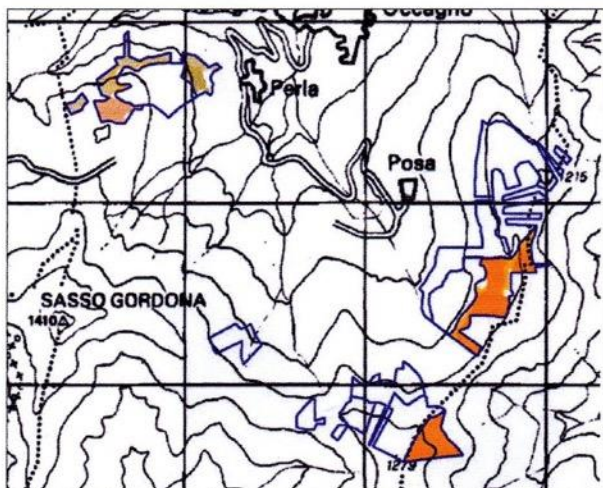
Potatura di risanamento del castagneto da frutto; FUSTAIA DI CONIFERE - Tagli di sostituzione della componente a conifera da attuarsi con buona intensità nelle situazioni più evolute in concomitanza di rinnovazione affermata di latifoglie nobili (altezza media > 2 m.); FUSTAIE DI LATIFOGLIA - Interventi su singole piante consistenti in: tagli fitosanitari; sfolli e diradamenti sulle ceppaie più fitte; selezione degli individui meglio conformati con rilascio delle specie più pregiate (A. di monte, F. maggiore, Faggio, ecc.). Lungo il fondo valle, in vicinanza del sentiero geologico, tagli di miglioramento sulla componente forestale tesi a valorizzare i soggetti arborei monumentali.

attività da evitare

Rimboschimenti con conifere. Interventi tesi a favorire la permanenza in loco della componente di aghifoglia. Tagli estesi (estensione maggiore di 1 ettaro). Circolazione con mezzi motorizzati non autorizzati.

Piano d'assessamento semplificato delle proprietà demaniali

N°	9 VI	FDR	Valle Intelvi
Denominazione	Valle dei Bisurco - Roccolo del Messo		Comune/i:
Superficie totale (ha)		23.07.80	Superficie forestale (ha)
			21.05.30

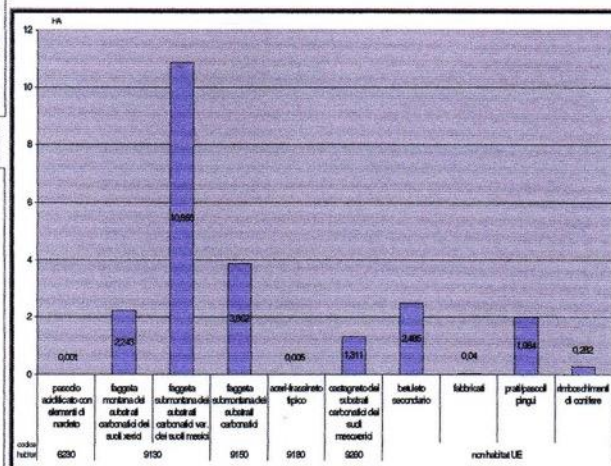


Descrizione generale macroarea

Particella non accorpata ma suddivisa in più lotti distinti che comprendono gli aspetti produttivi - a faggeta prevalente - della F.D.R. di Valle Intelvi. Le aree più orientali della sezione si trovano lungo la dorsale Monte di Binate - Monte Comana, che costituisce la linea di confine tra i Paesi di Schignano e Brieno. I restanti lotti in parte si collocano a monte di Schignano ed in parte si affacciano sulla vicina Valle Bisurco. Sezione eterogenea per caratteri stazionali, accomunata dalla dominanza del faggio e dalla vicinanza ad aree di pascolo e a nuclei abitativi.

I "tipi forestali"

- aceri-frassineto tipico
- betuleto secondario
- castagneto dei substrati carbonatici dei suoli mesoxerici
- faggeta montana dei substrati carbonatici dei suoli xerici
- faggeta submontana dei substrati carbonatici
- faggeta submontana dei sub. carbonatici var. dei suoli mesici
- rimboschimenti di conifere



DETERMINAZIONE DELLA FUNZIONE - analisi dei conflitti e delle esigenze

I vari lembi forestali sono generalmente accessibili e potenzialmente produttivi. I popolamenti giovani di margine dei pascoli hanno un valore naturalistico e potrebbero essere valorizzati destinandoli, a seconda delle situazioni stazionali, o a fustaia o a pascolo. Nella sezione è presente anche un castagneto da frutto.

FUNZIONE PREVALENTE MACROAREA

Produzione

ALTRE FUNZIONI MACROAREA

☒ ambientale - naturalistica	☒ turistica - ricreativa	☐ paesaggistica
☐ protezione	☐ didattico - sperimentale	

Fauna e flora - specie da tutelare

Altre specie rilevanti

Cervo, capriolo, lepre.

Emergenze

Grandi castagni da frutto

Piano d'assestamento semplificato delle proprietà demaniali

Macroarea	9 VI	Denominazione	Valle dei Bisurco - Roccolo del Messo
------------------	-------------	----------------------	---------------------------------------

Aspetti forestali ed ambientali

La peculiarità di questa particella è la presenza di un lembo di castagneto da frutto (escluso dai calcoli dendrometrici) al piede del lotto più occidentale (sopra Schignano); si tratta di un popolamento estremamente trascurato, sia a livello di chiome (disseccate in modo esteso), sia a livello di sottobosco (invaso da componenti arbustiva - rovi ed arborea - betulla). Un altro aspetto forestale da segnalare è la presenza di un fascia di betuleto secondario nelle aree di confine con le praterie pascolive. Altrove è diffusa con continuità il bosco ceduo più o meno invecchiato di faggio, caratterizzato da buona densità di copertura e da struttura monoplana tendente a disporsi su due livelli nelle situazioni più evolute. Nella mescolanza della formazione al faggio si associa con continuità la betulla e più sporadicamente l'acero montano.

Parametri dendrometrici principali e determinazione della ripresa

fertilità media	VI	forma di governo	ceduo	area di taglio (ha)	11.00.00
provvigione totale (mc)		3.085	provvigione unit. media (mc/ha)		156
			provvigione unit. latifoglie		156
			provvigione unit. conifere		---
area basimetrica totale (mq)		20	n. piante ettaro (n./ha)		---
ripresa di particella (mc)		900	ripresa unitaria (mc/ha)		82

Elementi caratterizzanti le funzioni secondarie

Gli habitat ecotonali ospitano zoocenosi e fitocenosi di notevole interesse. La prossimità di alcune delle aree che afferiscono alla presente macroparticella alla struttura agrituristica di malga Comana le rende facilmente frequentabili.

Criteri di gestione - attività da realizzare

Interventi	Periodo	Unità di misura	Quantità
Taglio avviamento ad alto fusto in faggeta	II - III	ha	3.50.00
Tagli di avviamento verso formazioni di lat. pregiate (beutleti)	I - II - III	ha	1.00.00
Potatura castagni da frutto e recupero castagneto	I	n°	40
Manutenzione straordinaria viabilità	I	ml	212

Criteri di gestione - attività consentite

Interventi di conversione all'alto fusto con matricinatura intensiva (900-1200 matricine/ha) dove la struttura del ceduo è già idonea (omogenea distribuzione delle matricine nello spazio); nelle situazioni in evoluzione verso popolamenti misti, taglio della componente a betulla che ostacola lo sviluppo di latifoglie pregiate; potatura dei castagni da frutto e manutenzione dei castagneti; manutenzione e valorizzazione della sentieristica e delle infrastrutture esistenti; manutenzione e valorizzazione delle strutture demaniali

Criteri di gestione - attività da evitare

Mancato mantenimento delle chiare e delle aree a prateria; Tagli estesi (estensione maggiore di 1 ettaro).