

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA

Dipartimento Territorio e Sistemi Afro-Forestali

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

**Analisi delle dinamiche di breve periodo della rinnovazione
forestale in aree interessate dalla tempesta Vaia nel Parco
Naturale delle Dolomiti d'Ampezzo**

**Relatore
Prof. Emanuele Lingua
Correlatore
Dott. Davide Marangon**

**Laureando
Luca Pressi
Matricola n.
1242388**

ANNO ACCADEMICO 2021/2022

Indice

Riassunto	5
Abstract.....	6
1 Introduzione	7
1.1 Il vento.....	9
1.2 Vaia	16
1.2.1 Effetti di Vaia nel comune di Cortina d'Ampezzo	19
1.3 Rinnovazione e legno morto	21
1.3.1 Rinnovazione naturale.....	21
1.3.2 Salvage logging	27
2 Aree studio	30
2.1 Inquadramento geografico.....	30
2.2 Aree Natura 2000	30
2.3 Descrizione aree studio	32
2.3.1 Area Ospitale no intervention (OSNI)	34
2.3.2 Area Ospitale salvage logging (OSSL)	35
2.3.3 Area Valbona no intervention (VBNI)	36
2.3.4 Area Valbona salvage logging (VBSL)	37
3 Obiettivi	38
4 Materiali e metodi.....	39
4.1 Configurazione aree	39
4.2 Rilievi in campo	41
4.3 Database	42
4.4 Analisi sulla superficie	44
4.5 Analisi statistiche	45
4.6 Matrici di correlazione	45
4.7 Disseccamento e danni da brucatura	46
5 Risultati.....	47
5.1 Area Ospitale	49
5.2 Area Valbona	54
5.3 Confronto con i rilievi sulla rinnovazione del 2019	59
5.4 Analisi sul legno morto	66
5.5 Matrici di correlazione	70
5.6 Disseccamento e danni da brucatura in zona Valbona	74

6	Discussione.....	76
7	Conclusioni e prospettive future	83
	Bibliografia	85
	Sitografia.....	90

Riassunto

La tempesta Vaia del 2018 ha causato ingenti danni al patrimonio forestale del nord-est italiano, interessando più di 42.000 ettari di bosco e provocando schianti per oltre 9 milioni di m³ di legname. In seguito a questo evento, è stato avviato uno studio volto a comprendere meglio le dinamiche della rinnovazione forestale in ambiente alpino in aree danneggiate da schianti da vento. Nel 2019, grazie ad un lavoro congiunto tra l'Università degli Studi di Padova e le Regole d'Ampezzo, sono state allestite due coppie di aree studio nel comune di Cortina d'Ampezzo (BL), una coppia in località Ospitale ed una coppia in località Valbona. Le aree hanno una dimensione di circa 1 ettaro ciascuna e, per ogni località, un'area è stata destinata ad essere lasciata a libera evoluzione (*no intervention*) e un'area è stata sgomberata di tutto il materiale schiantato (*salvage logging*). Questa tesi, realizzata due anni dopo i primi rilievi, ha consentito di effettuare un primo monitoraggio di come si sia insediata la rinnovazione nel breve periodo. Dalle analisi è emerso come la rinnovazione di abete rosso (*Picea abies*) sia preponderante in tutte le aree studio, ad eccezione dell'area Valbona salvage logging, dove è stato osservato un crescente numero di piante di faggio (*Fagus sylvatica*) e sorbo (*Sorbus aucuparia*). L'area Valbona no intervention ha mostrato i valori di incremento maggiori sia nel numero di piante che nel numero di specie. Sono stati poi studiati gli effetti dell'accumulo di legno morto e della geomorfologia sulla presenza della rinnovazione ed è emerso come la presenza di legno morto possa influenzare positivamente lo sviluppo della rinnovazione, tuttavia un eccessivo accumulo può fungere da fattore limitante. Le aree salvage logging hanno mostrato come anche esigue quantità di legno morto possano agevolare l'insediamento della rinnovazione di abete rosso e garantire protezione da fenomeni come la brucatura sui sorbi. Tuttavia, dalle analisi sulle piante di abete rosso, è emerso come l'effetto protettivo del legno morto nelle aree salvage logging sembri svanire quando la rinnovazione supera l'altezza degli accumuli, portando le piante verso condizioni di stress e disseccamento. Si ritiene quindi che l'opzione no intervention sia la forma di trattamento più favorevole alle dinamiche di rinnovazione naturale, nella quale il legno morto svolge un ruolo fondamentale. In futuro, sarà quindi necessario porre particolare attenzione alle dinamiche legate allo sviluppo della necromassa.

Abstract

Vaia storm of 2018 caused extensive damage to the forest stands of northeastern Italy, affecting more than 42.000 hectares of forest and causing fallings of over 9 million m³ of stock. Following this event, a study was initiated to better understand the dynamics of forest regeneration in the alpine environment in areas damaged by windthrow. In 2019, thanks to a joint work between the University of Padua and the Regole d'Ampezzo, two pairs of study areas have been set up in the municipality of Cortina D'Ampezzo (BL), one pair in Ospitale locality and one pair in Valbona locality. The areas are about 1 hectare in size and, for each location, one area has been set aside for free development (no intervention) and one area has been cleared of all fallen material (salvage logging). This thesis, carried out two years after the first surveys, has allowed an initial check on how the regeneration has settled in the short term. Analyses showed that spruce (*Picea abies*) regeneration is preponderant in all study areas, with the exception of the Valbona salvage logging area where an increasing number of beech (*Fagus sylvatica*) and rowan (*Sorbus aucuparia*) plants were observed. The Valbona no intervention area showed the greatest increase in both the number of plants and the number of species. The effects of deadwood accumulation and geomorphology on the presence of the regeneration were studied and it was found that the presence of deadwood can positively influence the development of the regeneration, however an excessive accumulation can act as a limiting factor. The salvage logging areas showed how even small amounts of dead wood can facilitate the establishment of spruce regeneration and provide protection from phenomena such as grazing on rowan trees. However, analyses on spruce plants showed that the protective effect of dead wood in salvage logging areas seems to vanish when regeneration exceeds the height of the accumulations, leading the plants towards stress and dried-out conditions. It is therefore considered that the no-intervention option is the most suitable form of treatment for natural regeneration dynamics, in which deadwood plays a key role. In the future, it will therefore be necessary to pay particular attention to the dynamics associated with the development of deadwood.

1 Introduzione

In ecologia si definisce come disturbo un evento discreto nel tempo che altera la struttura di un ecosistema, comunità o popolazione e modifica la disponibilità delle risorse e l'ambiente fisico (Pickett & White, 1985).

L'energia che un disturbo rilascia sull'ecosistema, causando l'alterazione o la morte del popolamento è definita magnitudo e la probabilità che un evento si manifesti è inversamente proporzionale alla magnitudo, disturbi meno severi saranno quindi più frequenti e viceversa. Un disturbo può essere di diversa natura a seconda dell'agente che lo determina: biotica o abiotica. I disturbi di natura abiotica comprendono eventi come schianti da vento, frane, valanghe, incendi ed eruzioni vulcaniche mentre i disturbi di natura biotica, sono apportati dagli organismi che interagiscono con un sistema, come: pullulazioni di insetti, brucatura da parte di erbivori o attacchi di patogeni. Possono inoltre essere divisi in due tipi di origine: esogena, quando i disturbi hanno origine esterna al sistema (tempeste e folate di vento); endogena, quando l'origine è interna al sistema (pullulazione di insetti). Anche l'intervento dell'essere umano su un ecosistema, come l'azione di taglio ed esbosco degli alberi, può essere considerata una causa antropica di disturbo.

Spesso i disturbi non agiscono singolarmente ma, al contrario, tendono ad innescare una sequenza di altri disturbi. Tuttavia, i disturbi non sono da considerarsi esclusivamente come fonte di danno e distruzione ma sono considerati dagli ecologi come parte del naturale non equilibrio che contraddistingue gli ecosistemi, dove i popolamenti reagiscono o cambiano in seguito ad un disturbo (Glenn-Lewin et al., 1992). Si definisce interazione positiva quando un disturbo aumenta la probabilità che si verifichi un altro disturbo, come nel caso in cui ad un incendio su un versante segua una rimozione del materiale danneggiato con conseguente aumento di fenomeni erosivi e valanghivi. L'interazione negativa invece, consiste nella diminuzione della probabilità del susseguirsi di eventi, in seguito alla combustione del materiale infatti diminuisce la probabilità che si verifichi un nuovo incendio nel breve periodo.

Secondo il report *Living with Storm Damage to Forests* (2013), negli ultimi 60 anni, in Europa, ogni anno sono stati abbattuti dai disturbi una media di alberi pari alle utilizzazioni annuali della Polonia, pari a circa 38 milioni m³/anno. Il vento è considerato responsabile per il 51% del totale, seguito dagli incendi che contribuiscono per il 16%. A partire da uno studio effettuato da Jactel et al. (2009), all'interno del report è stato creato un riassunto degli eventi che hanno causato perdite in milioni di metri cubi di legname (Fig. 1-1).

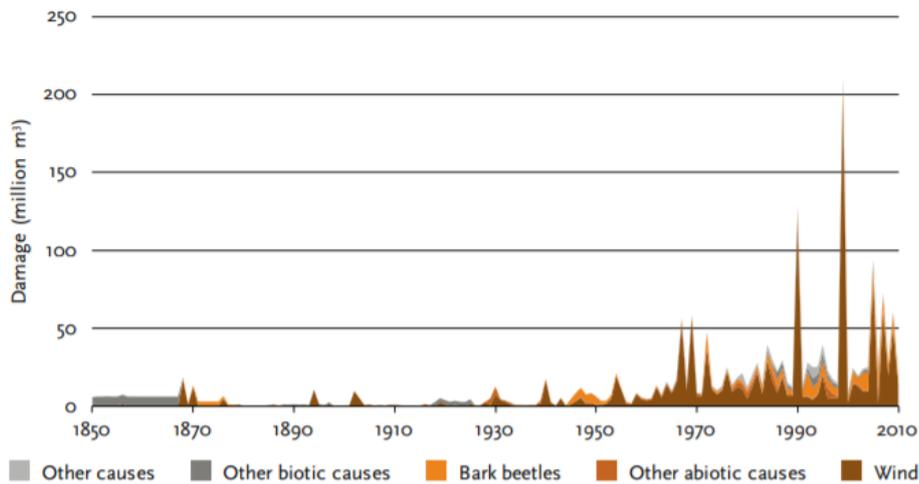


Figura 1-1: danni provocati dai disturbi alle foreste europee, in milioni di m³, dal 1850 al 2010 (Jactel et al., 2009).

Dal secondo dopoguerra la quantità di legname presente in Europa ha continuato a crescere, arrivando a raddoppiare il proprio quantitativo nell'arco di 60 anni, dal 1950 al 2010 (Fig. 1-2). Si può osservare come a questa crescita segua anche una crescita della curva rappresentante i danni causati dal vento.

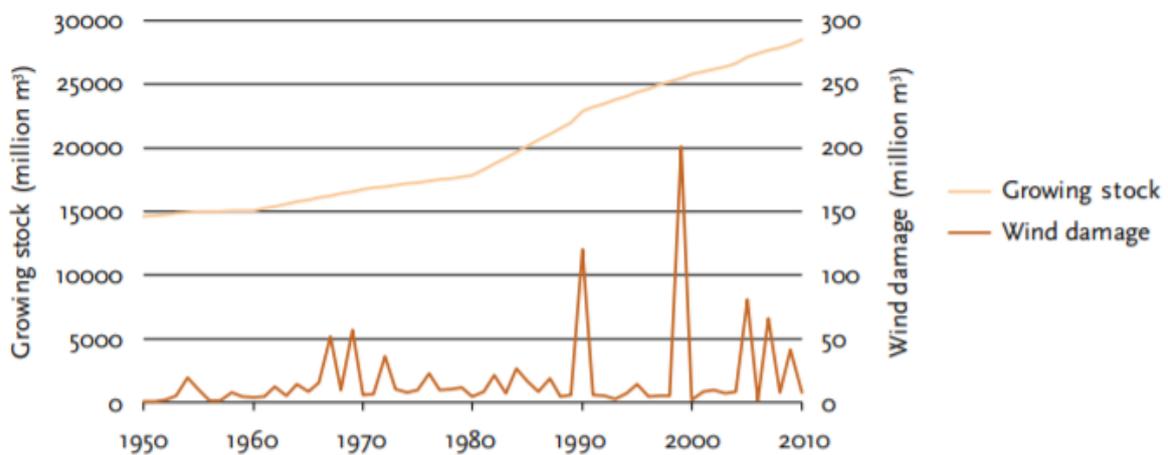


Figura 1-2: espansione dei boschi europei ed aumento dei danni provocati dal vento (Gardiner et al., 2013).

1.1 Il vento

Il vento è una massa d'aria in movimento, con componente prevalente orizzontale, che si sposta da zone anticicloniche, ad alta pressione, verso zone cicloniche, a bassa pressione. Più la differenza tra i valori della pressione è elevata, maggiore sarà il gradiente barico e maggiore sarà la velocità associata al vento. La pressione che esercita il vento su un oggetto è proporzionale al quadrato della velocità.

Prima di approfondire la dinamica con cui un intero popolamento reagisce o subisce un'azione da parte del vento è bene stabilire come questo interagisca su un singolo albero.

Il vento causa instabilità e danni su una pianta sopra una certa soglia, definita dalla scala di Beaufort. Questa scala è un sistema di classificazione ideato dal Servizio Idrografico Statunitense nel 1971 e associa un numero di classe ad un determinato intervallo di velocità del vento (Tab. 1-1).

Tabella 1-1: Scala di Beaufort. In rosso è segnalato il passaggio tra la classe 6 e la classe 7.

Numero classe	Velocità		Definizione
	[m*s ⁻¹]	[km*h ⁻¹]	
0	<0,2	<0,72	calma
1	0,3-1,5	1,08-5,4	leggero
2	1,6-3,3	5,76-11,88	leggero
3	3,4-5,4	12,24-19,44	brezza
4	5,5-7,9	19,8-28,44	moderato
5	8-10,7	28,8-38,52	teso
6	10,8-13,8	38,88-49,68	forte
7	13,9-17,1	50,04-62,56	forte
8	17,2-20,7	61,92-74,52	fortissimo
9	20,8-24,4	74,88-87,84	fortissimo
10	24,5-28,4	88,2-102,24	burrasca
11	28,5-32,6	102,6-117	uragano
12	>32,5	>117	uragano

Sotto la soglia dei 50 km*h⁻¹, corrispondente al passaggio tra la classe 6 e la classe 7, il vento svolge un complesso di azioni benefiche per l'albero rendendo possibile e più semplici fenomeni come: l'impollinazione per le specie anemofile (come la betulla), la dispersione del seme per le specie anemocore (come il frassino), la traspirazione e l'assimilazione. Oltre la soglia della classe 6 cominciano a manifestarsi i primi danni (Del Favero, Lingua & Pividori, 2019).

Il vento può agire su un singolo albero allo stesso modo in cui agisce su una vela di una barca (Fig. 1-3) (Mattheck & Breloer, 1994). L'albero è infatti vincolato al suolo mentre la chioma è una superficie permeabile. La chioma, come una vela, intercetta il vento e trasferisce la forza agente su di essa al fusto e al colletto, agendo quindi secondo il principio delle leve. Quando la forza con cui il vento agisce sulla pianta, unita all'effetto della gravità conseguente lo spostamento del centro di massa di una chioma inclinata risulta superiore alla resistenza che la pianta può opporre, allora può verificarsi uno schianto.

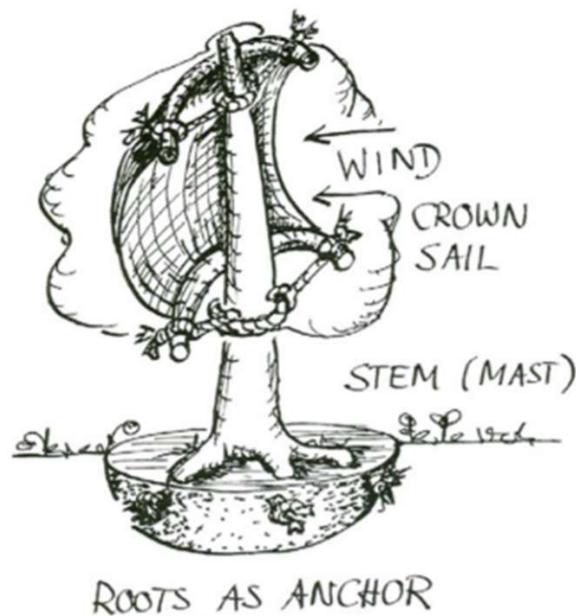


Figura 1-3: l'albero rappresentato come una vela (Mattheck e Breloer, 1994).

Il “Windthrow handbook for British Columbia forests” (1994) definisce le forze e le formule che agiscono sull'albero. Una prima equazione è la seguente:

$$M = \sum(F_i \times h_i) \quad (1)$$

Secondo la formula (1), è possibile scomporre il fusto di un albero in “i” sezioni di altezza “h”, alle quali sono associate le forze orizzontali “F” che agiscono su di esse. “M” rappresenta il momento risultante, che può essere definito come momento flettente quando interessa il fusto e momento ribaltante quando agisce sulle ceppaie. Se ne deduce quindi che ad altezze maggiori corrisponde una maggior predisposizione a subire gli effetti del vento.

Le forze F_i che agiscono sulla pianta possono essere divise in due tipologie. La prima è rappresentata dall'interazione tra la forza orizzontale esercitata dal vento e la chioma posta ad una determinata altezza (2).

$$F_i = \frac{1}{2} \times \rho \times A_i \times C_{Di} \times u_i^2 \quad (2)$$

Dove:

- ρ è la densità dell'aria;
- A_i è l'area della chioma esposta perpendicolare alla direzione del vento;
- C_{Di} è il fattore di correzione di densità della chioma, quindi la sua permeabilità al vento;
- u_i è la velocità delle raffiche di vento ad una determinata altezza.

La densità è influenzata dalla temperatura dell'aria e, poiché l'aria fredda ha una densità maggiore rispetto all'aria calda, i venti invernali possono registrare valori di F_i maggiori. Per quanto riguarda il fattore "C", il suo valore massimo è pari ad 1 e rappresenta una teorica chioma completamente impermeabile. Tuttavia una chioma presenta necessariamente dei punti in cui è permeabile e il suo valore dipenderà quindi dalla conformazione della chioma e distribuzione di rami e foglie.

La seconda forza è rappresentata dalla forza gravitativa che agisce quando la pianta oscilla e si sposta dal suo asse verticale (3).

$$F_i = m_i \times x_i \times g \quad (3)$$

Dove:

- m_i è la massa associata ad una determinata sezione;
- x_i è il *tip displacement*, ovvero lo scostamento del centro di gravità dall'asse verticale;
- g è la forza di gravità.

Le conseguenze di queste forze agenti possono quindi portare a diversi fenomeni che vengono di seguito definiti e fanno riferimento al manuale “Selvicoltura per la protezione dai disturbi” di Del Favero, Lingua e Pividori (2019).

Lo sradicamento è un danno che coinvolge l'apparato radicale. Si può presentare in due forme. La più rilevante è lo sradicamento totale e consiste nella messa a nudo dell'intero apparato radicale, compresa parte del terreno trattenuto dalle radici, che nella maggior parte dei casi porta alla morte dell'individuo (Fig. 1-4). Lo sradicamento totale si verifica su alberi con apparati radicali superficiali, poco sviluppati o quando i valori del vento sulla scala Beaufort superano i $75 \text{ km}^*\text{h}^{-1}$ (classe 9 o superiore). Lo sradicamento parziale avviene quando solo una parte delle radici è messa a nudo e il danno principale consiste nella compromissione della crescita dell'albero e in una diminuzione della qualità del legno. Se il suolo presenta portanza ridotta, il fenomeno si può verificare a partire da venti pari a $50 \text{ km}^*\text{h}^{-1}$ (classe 7).

Lo svettamento è invece un danno che coinvolge il fusto, in particolare quando la sua frattura è situata al di sopra di metà altezza dell'albero. Il danno non è quasi mai letale ma compromette la qualità di una parte del fusto. Si può verificare con valori del vento a partire dai $50 \text{ km}^*\text{h}^{-1}$ e, spesso, si verifica quando questo fronte ventoso impatta contro un popolamento denso subendo una conseguente azione di innalzamento. La pianta svettata può reagire con l'emissione di una gemma laterale che avrà la funzione di sostituire la parte sommitale danneggiata.

Lo stroncamento (Fig. 1-4) si verifica quando la frattura del fusto è situata al di sotto della metà dell'altezza dell'albero e il danno è quasi sempre letale.



Figura 1-4: a sinistra, esempio di sradicamento totale, a destra, esempio di stroncamento.

In una dinamica di danno, su una pianta possono concorrere una serie di fattori predisponenti al disturbo. Si è discusso di come l'altezza del fusto possa svolgere un ruolo importante sull'azione del vento sulla pianta, tuttavia la stabilità dipende anche da fattori come il diametro del fusto e la forma del fusto. Quando il rapporto tra l'altezza in metri della pianta e il diametro del fusto (misurato in cm a 1,30 m dal suolo), definito h/d , è maggiore di 80, la pianta è considerabile instabile. Altri aspetti relativi al fusto possono essere la sua inclinazione, la resistenza, l'elasticità e la presenza di carie.

Anche le condizioni meteorologiche possono contribuire alla stabilità di una pianta (Nicoll et al. 2006). Le precipitazioni, nella fase iniziale, si infiltrano nel suolo e incrementano la stabilità aumentando il peso di tutto l'apparato radicale. Con il protrarsi della precipitazione, aumenta il peso radicale che causa un effetto destabilizzante sulla pianta il quale, qualora il momento flettente superi la resistenza di suolo e radici, può portare a fenomeni di stroncamento. In condizioni invece di saturazione del suolo, la resistenza del comparto suolo-radici diminuisce e possono verificarsi fenomeni di schianto.

Il suolo può inoltre congelare in occasione di basse temperature, comportando anche in questo caso un aumento della resistenza alla base del fusto che può impedire fenomeni di schianto ma favorire fenomeni di stroncamento.

Per quanto riguarda invece l'appesantimento dell'apparato epigeo, si segnala l'azione intrapresa dal permanere della neve sulla chioma (Nykänen et al., 1997). La neve, soprattutto quando considerata bagnata, con un contenuto di umidità maggiore del 20 %, oppure quando gela, può aumentare l'aggravio del carico sulla struttura fino a 100 volte. L'accumulo massimo si ha quando la temperatura dell'aria è compresa tra -3° C e 0,6° C e in questo intervallo, venti inferiori ai 40 km*h⁻¹ (classe 5) possono essere sufficienti per causare sradicamenti o stroncamenti.

Un ultimo aspetto che contraddistingue la stabilità della pianta è costituito dalla specie alla quale essa appartiene. Nel report "Living with Storm Damage to Forests" (2013), elaborato a partire dallo studio di Colin (2009) sulla stabilità delle più comuni specie europee situate in zone interessate da eventi meteorici importanti, è stata stilata una lista in base alla vulnerabilità o alla resistenza delle specie (Tab 1-2).

Tabella 1-2: vulnerabilità al vento delle specie forestali comuni in Europa (Gardiner et al., 2013).

Vulnerable	Intermediate	Resistant
<i>Picea abies</i>	<i>Pinus nigra</i>	<i>Larix decidua</i>
<i>Picea sitchensis</i>	<i>Pinus nigra ssp laricio</i>	<i>Abies alba</i>
<i>Pinus pinaster</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Cedrus atlantica</i>
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Quercus robur</i>
<i>Pinus contorta</i>	<i>Prunus avium</i>	<i>Quercus petraea</i>
<i>Populus nigra, P. trichocarpa, and hybrids</i>	<i>Betula pendula</i>	<i>Tilia cordata</i>
<i>Populus tremula</i>	<i>Betula pubescens</i>	<i>Carpinus betulus</i>
<i>Pinus radiata</i>	<i>Castanea sativa</i>	<i>Fraxinus excelsior</i>
<i>Eucalyptus globulus</i>		<i>Acer pseudoplatanus</i>

Le dinamiche che riguardano l'interazione del vento con un popolamento forestale però non dipendono soltanto dalla specie principale che lo compone ma anche da diversi parametri che caratterizzano la struttura del soprassuolo, inteso come insieme di: copertura, distribuzione verticale e tessitura.

La condizione di maggior fragilità si verifica nei contesti in cui la copertura è regolare colma, ovvero nelle condizioni in cui la densità degli alberi è più elevata, gli effetti del vento sono maggiori (Poggi et al., 1994).

Una elevata densità, soprattutto se presente nei margini controvento, può fungere da barriera meno permeabile che causa una minor velocità del vento all'interno del popolamento. Allo stesso tempo però, il flusso deviato verso l'alto può subire delle ricadute e generare moti turbolenti che possono inficiare sulla stabilità delle piante retrostanti il margine. In altri tipi di copertura come possono essere la regolare scarsa, lacunosa o a cespi, la fragilità è considerevolmente ridotta. Anche nei popolamenti con distribuzione verticale monoplana la fragilità può essere elevata, soprattutto quando questa distribuzione è situata sul margine del bosco, causando conseguenze paragonabili a quelle descritte in merito alla copertura colma.

La tessitura di un popolamento è causa di fragilità qualora dovesse risultare grossolana, quindi caratterizzata da omogeneità nei diametri delle piante su larga scala.

Nei fenomeni connessi alla turbolenza si segnalano anche gli effetti che la geomorfologia apporta sul moto del vento. Gli studi hanno verificato che i danni maggiori subiti da un popolamento forestale si possono verificare nel versante sottovento (Fig. 1-5). Le correnti, deviate verso l'alto da un versante, non danneggiano le superfici boscate poste subito al di sotto della linea di cresta nel versante sottovento, tuttavia quando queste correnti ricadono, generano turbolenze che danneggiano maggiormente le porzioni del popolamento che giacciono a circa metà versante (Dupont et al., 2008).

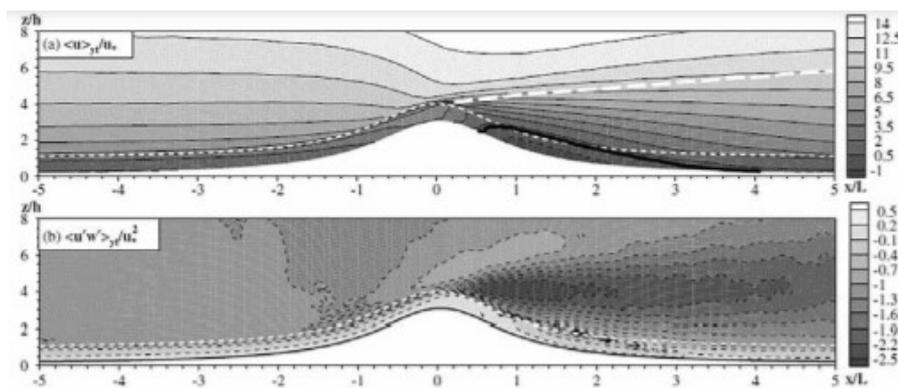


Figura 1-5: velocità del vento e variazione del flusso su un versante afforestato (Dupont et al., 2008).

1.2 Vaia

La tempesta Vaia, avvenuta tra il 28 e il 30 Ottobre 2018, si è configurata come un evento straordinario sotto molti aspetti.

La tempesta è stata definita come un ciclone extratropicale. Secondo quanto riportato dal Centro Operativo per la Meteorologia (COMet), la causa degli eventi estremi è da imputare ai valori anomali di temperatura registrati durante il mese di ottobre 2018, che ha portato anche la temperatura del Mediterraneo a valori di 3° C sopra la media. La pressione di vapore a saturazione aumenta con l'incremento della temperatura, quindi l'aria calda contiene una quantità di vapore acqueo maggiore dell'aria fredda e, quando il vapore acqueo condensa nella genesi del ciclone, si manifesta in un aumento della quantità di pioggia riversata. Nel giorno 26 ottobre, una massa di aria fredda proveniente dall'artico ha cominciato a scorrere lungo il bordo di un vasto anticiclone situato sull'Europa, facendo così scorrere le correnti verso il Mediterraneo, che registrava temperature elevate per il periodo (Fig. 1-6). Il contrasto tra queste masse d'aria con grande differenza di temperatura ha contribuito alla genesi della tempesta. La tempesta di vento è stata preceduta da quattro giorni di pioggia intensa, tra il 27 ed il 30 ottobre, facendo registrare una precipitazione cumulata di 700 mm in Veneto e Trentino, con picchi di 50 mm in un'ora registrate nel bellunese (dati ARPAV).

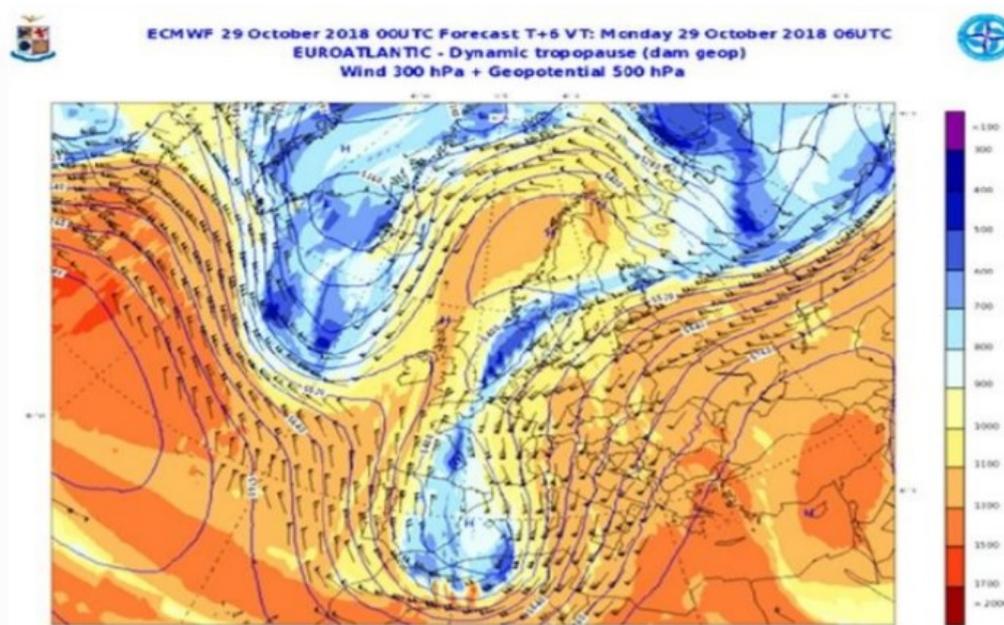


Figura 1-6: mappa relativa alle pressioni registrate dalle masse il giorno 29 ottobre 2018 (fonte: COMet - Aeronautica militare).

Le velocità del vento sono state di eccezionale valore, in località come Passo Rolle è stata registrata una raffica che ha raggiunto i $217 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$ e i valori più elevati sono stati registrati sui passi o sulle cime. Per effetto downslope, descritto nel capitolo sugli effetti del vento, le raffiche e le turbolenze generate si sono verificate anche nei versanti sottovento.

L'anomalia della perturbazione è riscontrabile anche osservando il periodo in cui è avvenuta. La maggior parte dei danni registrati in Europa in seguito a tempeste di vento non si verificano nel periodo tra ottobre e novembre, come avvenuto in occasione della tempesta Vaia (Fig. 1-7).

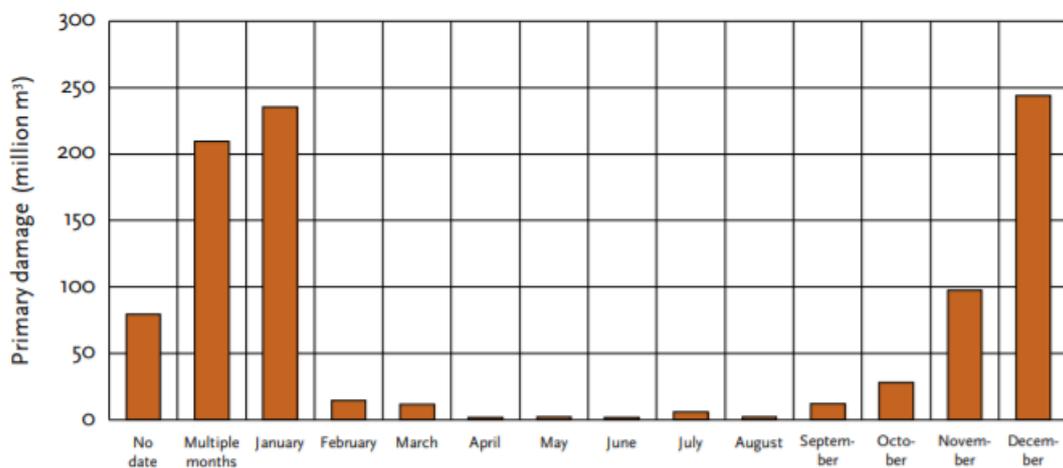


Figura 1-7: danni registrati in Europa in milioni di m³ di legname divisi per i mesi in cui si manifestano (Gardiner, et al., 2013).

Per superficie e per quantità di danni registrati è stata una delle tempeste più severe che abbia colpito l'Italia. La superficie totale interessata è stata pari a più di 1 milione di ettari di bosco, con danni totali stimati in una superficie pari a circa 42.000 ettari. Le perdite in legname sono state quantificate più di 8 milioni di m³, prima di questo evento i danni maggiori causati da una tempesta di vento sono stati registrati in Toscana nel 2015. Le perdite di legname allora sono state stimate in 300.000 m³, mentre l'alluvione del 1966 ha causato, in Trentino, la perdita di 700.000 m³ di legname (Udali et al., 2021).

La superficie forestale italiana, ora pari a circa 11 milioni di ettari, è raddoppiata nell'ultimo secolo. Come riportato nel rapporto preliminare INFC2015 (Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi di Carbonio) la crescita è dovuta molto spesso ad un progressivo aumento della copertura arboreo-arbustiva o di avanzamento del bosco lungo i suoi margini. Boschi non gestiti e troppo densi possono portare ad un elevato tasso di vulnerabilità contro l'azione del vento (Mitchell & Ruel 2016).

Tuttavia, la maggior parte delle superfici interessate dalla tempesta Vaia ha riguardato boschi tutt'altro che in stato di abbandono. Mazzucchi (1983) ha sottolineato come in Italia, soprattutto nelle zone interessate dalla tempesta, vaste aree siano sensibili ai danni da vento. Questo a causa di un'estesa diffusione di foreste monostratificate di abete rosso come la Val di Fiemme. Come riportato da Motta et al. (2018), gli schianti hanno interessato anche categorie forestali diverse come pinete, peccete montane pure, peccete subalpine, peccete miste, boschi misti del piano montano con abete, peccio e faggio. Sono stati interessati anche tipi strutturali diversi come foreste monostratificate, pluristratificate, pure, miste e cedui e questo perché anche l'intensità della tempesta è stata elevata.

Come elaborato da Udali et al. (2021), lo schianto di grandi quantità di materiali ha influito anche sul prezzo del legname. Il valore del prezzo medio mensile per il legno di abete rosso ha subito infatti un forte calo (Fig. 1-8). Il prezzo di vendita in piedi (stumpage) è calato del 69% (-46,30 €/m³) mentre per il prezzo di vendita su strada (roadside) è calato del 37% (-36,07 €/m³).

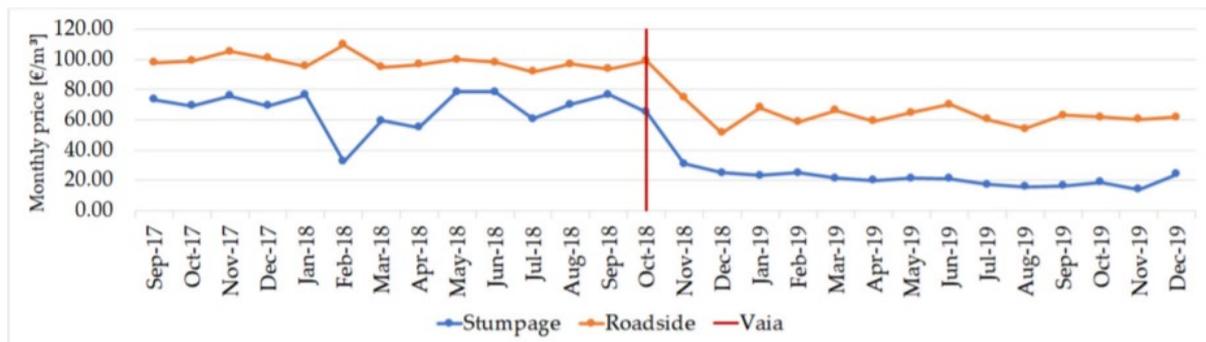


Figura 1-8: analisi dell'andamento dei prezzi di vendita di abete rosso in provincia di Trento in piedi e su strada. In rosso è segnata la data della tempesta Vaia (Udali et al. 2021).

1.2.1 Effetti di Vaia nel comune di Cortina d'Ampezzo

I dati registrati da ARPA Veneto forniscono dati esplicativi della portata dell'evento all'interno del comune di Cortina d'Ampezzo (BL). I dati di piovosità media per il comune di Cortina sono di circa 1015 mm all'anno. Dall'analisi delle stazioni meteo prossime alle aree studio, le cumulate del dato di pioggia nei quattro giorni che hanno preceduto il vento, tra il 27 e il 30 ottobre, sono state:

- 298,6 mm in località Podestagno;
- 272,8 mm in località Misurina;
- 274,8 mm presso il rifugio Rifugio Son Forca.

A conferma della persistenza di un'alta pressione sulla penisola italiana, non sono state registrate precipitazioni nei 19 giorni precedenti il 27 ottobre.

I dati relativi alle massime delle raffiche di vento sono stati registrati la sera del 29 ottobre e sono i seguenti:

- 92,16 km*h⁻¹ in località Giraldon;
- 88,56 km*h⁻¹ in località Misurina;
- 77,4 km*h⁻¹ in località Faloria.

La direzione media del vento registrata tra il 27 ed il 30 ottobre nelle diverse stazioni del comune di Cortina è stata di circa 190°, quindi durante l'evento i venti provenivano principalmente da sud.

Dai dati e dai layer forniti dalla regione Veneto, gli schianti provocati dalla tempesta in tutta la regione risultano aver interessato una superficie di 11.723 ha mentre all'interno del comune di Cortina d'Ampezzo hanno colpito 181,53 ha (Fig. 1-9). Il territorio comunale coperto da schianti ha rappresentato quindi l'1,5% rispetto al totale calcolato per la regione Veneto.

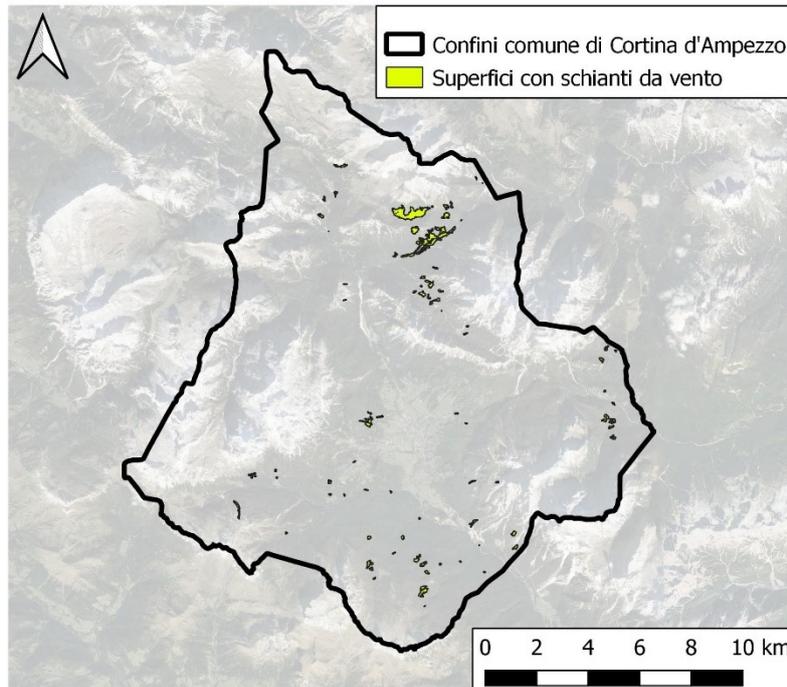


Figura 1-9: mappa delle superfici interessate da schianti di vento all'interno del comune di Cortina d'Ampezzo (BL).

Dal notiziario delle Regole d'Ampezzo si apprende che a maggio 2019 il quantitativo totale del legname recuperato era stimato intorno ai 4500 metri cubi. Il legname di Valbona è stato venduto a 85 euro al metro cubo; quello di Ospitale e Gotres, di minore qualità, è stato venduto a 56 euro al metro cubo. Buona parte del legname di Valbona è stato venduto agli artigiani locali a prezzo scontato mentre un'altra parte del legname di Valbona è stata segata e trasformata in tavolame direttamente dalle Regole, mediante una segheria trasportabile a noleggio. Nel novembre 2019 si sono verificate nevicate abbondanti che hanno abbattuto altri 5000 metri cubi, le piante colpite sono state principalmente quelle di diametro compreso tra i 20 e i 40 cm.

In totale, secondo le stime di luglio 2020, Vaia ha causato al territorio regoliero un volume di alberi schiantati dal vento di circa 40.000 metri cubi, a cui sono da aggiungere altri 10.000 metri cubi abbattuti dalla neve nel 2019. Le ditte boschive incaricate dalle Regole hanno recuperato circa 8.800 metri cubi circa fra legname e tronchi da legna. Le spese di allestimento, più consistenti rispetto all'ordinario, hanno comportato una diminuzione del prezzo di vendita, con una perdita netta fra i ricavi e i costi di circa 5,00 euro al metro cubo. La perdita complessiva è stata stimata in circa 25 euro al metro cubo.

1.3 Rinnovazione e legno morto

1.3.1 Rinnovazione naturale

La tempesta Vaia ha causato ingenti danni al patrimonio forestale italiano, tuttavia, i disturbi sono una componente imprescindibile della natura e gli ecosistemi possono recuperare la perdita degli alberi in diversi modi.

Lo schianto di un certo numero di piante in un'area all'interno di un popolamento viene definito gap. I gap, soprattutto quando sono poco estesi, svolgono un ruolo importante nella rinnovazione naturale dei boschi, permettono la colonizzazione di specie che potrebbero essere meno competitive all'interno del popolamento e possono quindi portare ad un arricchimento della biodiversità dei boschi (Oheimb et al., 2006). Nei gap si creano condizioni di luce diverse dal resto del popolamento e, nei boschi misti, queste aperture possono essere colonizzate da specie come l'acero di monte (*Acer pseudoplatanus*) e il faggio (*Fagus sylvatica*). Queste specie dipendono comunque dalla presenza di alberi maturi nelle vicinanze (Szwagrzyk et al., 2021).

Quando un albero viene sradicato e solleva parte del terreno, crea una struttura particolare, definita *pit & mound* che può fornire opportunità di rinnovazione a un ampio numero di piante e specie (Carlton et al., 1998). Il pit è costituito dalla buca lasciata dal distacco della base dell'albero dalla sua sede originale mentre il mound, è la parte di suolo e lettiera che le radici portano con sé e sollevano dal terreno (Fig. 1-10 e 1-11). Un altro elemento che può favorire la rinnovazione è chiamato *nurse log* (Kuuluvainen, 1994), ovvero un albero, o una serie di alberi (Fig. 1-12 e 1-13), che offre riparo per la rinnovazione e ne favorisce l'insediamento e lo sviluppo. Entrambe queste strutture creano delle zone d'ombra in cui specie come l'abete rosso (*Picea abies*) e l'abete bianco (*Abies alba*) trovano le condizioni ideali per la rinnovazione (Szwagrzyk et al., 2021).

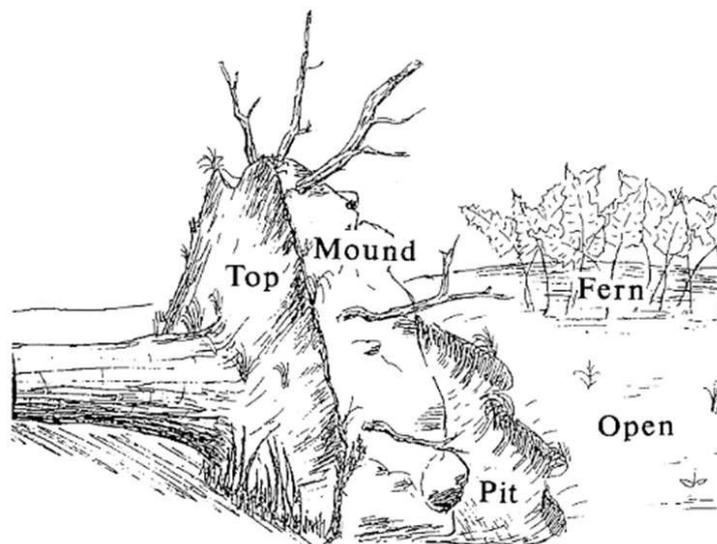


Figura 1-10: illustrazione teorica del fenomeno pit & mound (Carlton et al., 1998).



Figura 1-11: è evidenziato in giallo un pit & mound in località Valbona (Cortina d'Ampezzo - BL). Foto scattata il 25 agosto 2021.

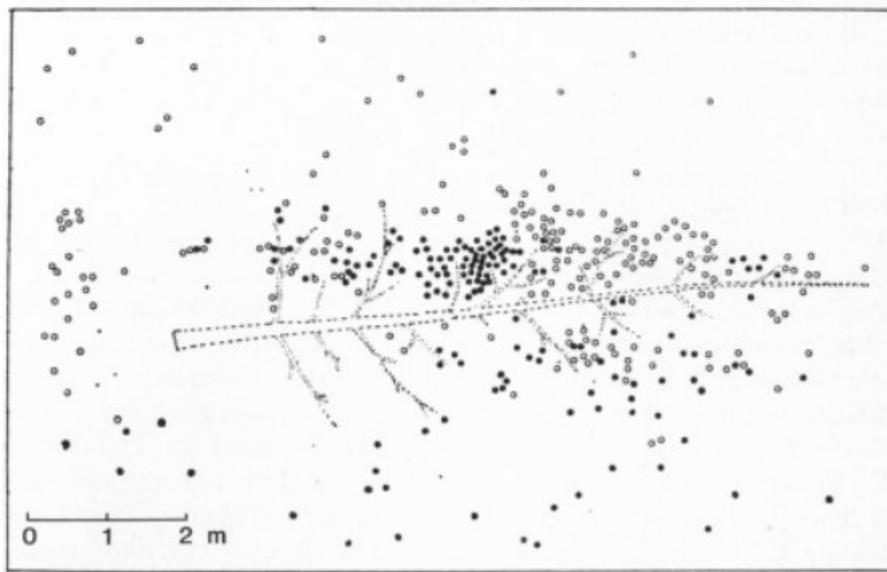


Figura 1-12: disposizione della rinnovazione attorno ad un nurse log (Kuuluvainen, 1994).



Figura 1-13: nurse log in località Valbona (Cortina d'Ampezzo - BL). Foto scattata il 24 agosto 2021.

L'abete rosso è una pianta particolarmente vulnerabile agli schianti da vento. Tuttavia le piante schiantate risultano essere di vitale importanza per l'insediamento della rinnovazione. Nuove piante di abete rosso infatti si sviluppano con maggiore facilità proprio sul legno morto di piante appartenenti alla stessa specie (Tjoelker et al., 2007) (Fig. 1-14). Studi effettuati sulle alpi da Wohlgemuth et al. (2017) hanno dimostrato che la scarsità di rigenerazione naturale dell'abete rosso a quote più elevate è da imputare alla mancanza di legno morto che funga da substrato.



Figura 1-14: rinnovazione di Picea abies all'interno di una ceppaia della stessa specie. La rinnovazione si è insediata nella porzione più deteriorata della ceppaia. Foto scattata il 19 agosto 2021.

Il legno morto tuttavia può anche avere degli effetti negativi sul popolamento. Infatti, il legno morto al suolo fornisce un'elevata protezione nei primi anni dopo un disturbo ma la protezione diminuisce con il proseguire degli anni e con il conseguente deterioramento del materiale a terra. Al contempo, la rinnovazione, seppur agevolata dalla presenza del legno morto, è spesso troppo lenta nell'affermarsi. Studi condotti in Polonia, nei boschi di Tatra, hanno dimostrato che gli accumuli di legno morto possono impiegare più di 20 anni prima di diventare un substrato ideale per la rinnovazione (Zielonka, 2006). Si presenta quindi un arco temporale nel quale la protezione da ulteriori disturbi è considerata insufficiente (Fig. 1-15) (Wohlgemuth et al., 2017).

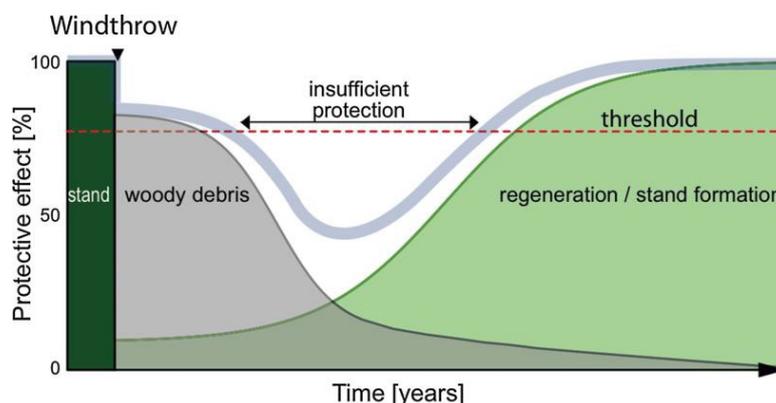


Figura 1-15: in blu, l'effetto protettivo complessivo; in grigio, l'effetto protettivo fornito dal legno morto e in verde l'effetto protettivo fornito dalla vegetazione in rinnovazione e affermazione (Wohlgemuth et al., 2017).

Un'altra dinamica sfavorevole conseguente l'accumulo di legno morto, è attribuita ai danni causati dall'*Ips typographus* (nome comune, bostrico) il quale può causare gravi danni ambientali ed economici nei tre o quattro anni successivi ad uno schianto da vento, soprattutto se su larga scala, portando alla morte di numerose altre piante di abete rosso (Nikolov et al., 2014).

Il bostrico non è infestante in natura ma svolge un ruolo ecologico che viene spesso assimilato al concetto di "spazzino", poiché attacca piante deperite, ne favorisce la morte e contribuisce a creare legno morto. Nel corso degli anni si è passati dal definirlo un infestante ad una specie chiave per la biodiversità, poiché tende ad aprire delle buche che possono favorire l'insediamento di rinnovazione che sono paragonabili ai gap discussi in precedenza (Jonášová & Pracha, 2004). Tuttavia i problemi di gestione del bostrico si manifestano quando il materiale morto è presente in grande quantità oppure quando gran parte del popolamento è composto da alberi vecchi o monospecifici di abete rosso (Müller et al., 2008). I maschi della specie attaccano le piante in base alla concentrazione di un composto repellente prodotto dalle piante chiamato trans-4-tuianolo, il composto è prodotto in maggiore quantità da piante giovani mentre risulta essere scarsamente prodotto da piante vecchie o deperite, rendendole così più suscettibili agli attacchi (Blažytė-Čereškienė et al., 2016). La diffusione dell'insetto è favorita dalla capacità riproduttiva: una singola camera nuziale scavata da un maschio può attrarre fino a quattro femmine, le quali scavano le gallerie dove sono in grado di deporre fino a 50 uova per galleria (Davidková & Doležal, 2017).

Dopo la tempesta Lothar del 1999, la grande quantità di schianti e le pullulazioni di bostrico hanno avuto effetti tangibili sul prezzo di mercato del legname (Fig. 1-16). I dati, forniti dallo Statistisches Bundesamt (2012) (l'ufficio federale di statistica della Germania), mostrano come, in seguito alla tempesta e al conseguente schianto di una quantità di alberi stimata in 12 milioni di m³ (Rickli, 2002), il prezzo del legname sia calato del 25%. Quindi, quattro anni dopo la tempesta, nel 2003, è stato registrato un nuovo calo del prezzo di vendita di circa il 10%. Il prezzo di vendita del legname ha ripreso a crescere solamente nel 2006. A livello di impatto sull'ecosistema, il bostrico è stato ritenuto la causa del 25% degli alberi danneggiati in seguito alla tempesta.



Figura 1-16: sviluppo del prezzo di vendita di abeti rossi su strada dal 1995 al 2008 in Germania (Gardiner et al., 2013).

1.3.2 Salvage logging

In seguito allo schianto di grandi quantità di materiale legnoso causato da Vaia, sono state effettuate delle operazioni di rimozione del materiale chiamate salvage logging. Queste operazioni vengono attuate per diversi scopi tra cui: recupero di legname prima che vada incontro a deterioramento e deprezzamento, messa in sicurezza di strade o centri abitati, possibilità di piantare subito altri alberi e riduzione del rischio derivante da pullulazioni di insetti (Muller et al., 2019).

Alcuni studi effettuati nell'area mediterranea, su foreste temperate e boreali (Taerwe et al., 2018; Leverkus et al., 2021) hanno concentrato la propria attenzione sugli effetti del salvage logging e sui conseguenti disturbi entro cinque anni dalle operazioni. Gli studi hanno indagato sull'effettiva efficienza di queste operazioni nel prevenire l'insorgere di ulteriori disturbi e hanno studiato come queste operazioni possano influenzare la crescita della rinnovazione. Tra gli effetti positivi correlati al salvage logging viene segnalata la riduzione della quantità di combustibile totale presente, la riduzione del rischio e dell'intensità degli incendi di chioma. Tuttavia è la componente fine a determinare in maniera preponderante la propagazione di un incendio (Dunn & Bailey, 2015). Una reale diminuzione del carico di combustibile si avrebbe solo mediante un'operazione di salvage logging intensiva, comprendente quindi tutta la massa dell'albero (Donato et al., 2006).

Dopo un evento che comporta vaste aree schiantate da vento, come accaduto in occasione della tempesta Vaia, le peccete indebolite dal vento sono in genere più suscettibili a pullulazioni di bostrico (Seidl et al., 2016). Tra gli effetti positivi del salvage logging si cita un caso studio effettuato in Svezia in cui le operazioni hanno permesso di ridurre della metà la mortalità degli abeti rossi sopravvissuti alle tempeste di vento (Schroeder & Lindelöw, 2002). Per contrastare la diffusione del bostrico è però necessaria una completa rimozione degli abeti rossi schiantati. Una percentuale di alberi lasciata a terra pari al 5% del totale schiantato, è stata sufficiente affinché le operazioni di salvage logging risultassero inefficaci contro la pullulazione del bostrico (Dobor & al., 2019).

Tra gli effetti negativi del salvage logging si riporta che i nuovi margini generati dopo le operazioni possano essere più suscettibili a nuovi schianti. Le piante poste sul nuovo margine infatti, sono cresciute riparate all'interno del popolamento ed una repentina esposizione al vento e al sole può condurre a situazioni di stress. Lo stress può influenzare

la stabilità della pianta e si può verificare un circolo vizioso in cui, dopo le operazioni, siano necessarie nuove utilizzazioni mirate a sgomberare il materiale schiantato (Modlinger & Novotný, 2015).

Le operazioni di salvage logging non hanno un impatto solo sui disturbi ma anche sulle dinamiche di rinnovazione. Tra i fattori principali che regolano la ricrescita di un bosco in seguito a disturbi si notano: la rinnovazione da seme conseguente un'apertura nel popolamento, l'espansione delle chiome degli alberi sopravvissuti allo schianto e la rinnovazione in stato avanzato. Tra questi, nei climi temperati, la rinnovazione da seme sembra essere il fattore principale (Taerwe et al., 2019).

Le specie che riescono ad essere più competitive nella rinnovazione in aree poste a salvage logging sono le specie pioniere. Più le operazioni di salvage logging sono intense e più il bosco viene portato verso condizioni successionali più primitive. In queste condizioni è favorito l'insediamento di specie come la betulla (*Betula pendula*) e il pioppo tremulo (*Populus tremula*). Laddove queste specie non siano diffuse è stato osservato che la rinnovazione di sorbo degli uccellatori (*Sorbus aucuparia*) può essere presente in abbondanza (Kramer et al., 2014).

Le piante che sopravvivono ai disturbi e non vengono rimosse dalle operazioni possono espandere le proprie chiome. Specie come il faggio (*Fagus sylvatica*), sono dotate di una grande plasticità di espansione delle chiome anche in piante di età avanzata e possono quindi sfruttare l'opportunità di apertura dell'area (Schröter et al., 2012).

Le operazioni di salvage logging e le aperture di piste da parte dei mezzi forestali possono esporre il suolo minerale. In queste condizioni, è stato dimostrato un effetto positivo sulla germinazione dei semi negli anni immediatamente successivi il disturbo (Karlsson & Nilsson, 2005). La rinnovazione può tuttavia entrare in competizione con lo strato erbaceo, soprattutto lungo le piste forestali (Dodet et al., 2011).

Il legno morto può svolgere una funzione di riparo anche in un'area posta a salvage logging. Gli accumuli di legno morto infatti possono formare dei micrositi in cui la rinnovazione trova le condizioni adatte per insediarsi (Fig. 1-17) (Rammig et al., 2007).



Figura 1-17: esempio di nurse log con rinnovazione di abete rosso in un'area posta a salvage logging. Foto scattata il 19 agosto 2021.

All'interno delle dinamiche di rinnovazione naturale, è da considerare anche il fattore fauna. Il legno morto può fungere da barriera contro i fenomeni di brucatura (Rammig et al., 2007). Gli eventuali elementi di legno morto rimasto al suolo infatti, possono impedire l'ingresso degli animali di taglia maggiore e favorire quindi la ricrescita della vegetazione arborea (Castro, 2013). Gli studi che hanno dimostrato una ricrescita più lenta nei siti soggetti a salvage logging, hanno anche registrato un rallentamento della ricrescita dovuta al brucamento (Provendier and Balandier, 2008).

2 Aree studio

2.1 Inquadramento geografico

I siti analizzati sono localizzati all'interno del comune di Cortina d'Ampezzo (BL), i cui confini sono la Val Pusteria a nord, il Cadore a sud, l'Alto Agordino a ovest e la Val d'Ansiei a est.

I rilievi principali sono costituiti: a nord, dal gruppo del Pomagagnon la cui cima registra una quota di 2450 m s.l.m., a sud, dal gruppo del Nuvolau in cui l'Averau raggiunge una quota di 2647 m s.l.m., a ovest, dal gruppo delle Tofane di cui la Tofana di Mezzo registra una quota di 3244 m s.l.m., a nord-est, dal Monte Cristallo (3221 m s.l.m.) e a est dalla Punta Sorapiss (3205 m s.l.m.).

La geologia principale è composta dai litotipi carbonatici (calcari e dolomie), con substrati silicatici presenti ma molto meno diffusi (Neri et al., 2007). Il clima è di tipo endalpico-continentale. Le temperature medie annue sono di 6,5 °C a Cortina d'Ampezzo e 3 °C a Misurina. A Cortina le precipitazioni medie annue raggiungono i 1015 mm e hanno il loro unico picco massimo nei mesi di giugno e luglio (Flora del Veneto, 2019).

2.2 Aree Natura 2000

Le quattro aree oggetto di studio sono situate a est del centro abitato del comune di Cortina d'Ampezzo, in località denominate Ospitale e Valbona.

- La località Ospitale è situata nei pressi della chiesa di Ospitale di San Nicolò e San Biagio, posta a ovest del Passo Cimabanche e a nord del monte Cristallo.
- La località Valbona è situata a sud del Passo Tre Croci e a nord-est del monte Sorapis.

Come per la maggior parte dei comuni dell'alto bellunese, anche nel comune di Cortina si registra un'elevata composizione percentuale di aree Natura 2000.

Tramite elaborazioni GIS basate sui layer resi disponibili dal geoportale della regione Veneto, l'estensione di queste aree all'interno del comune risulta essere di 16.199 ha mentre il comune copre una superficie di 25.303 ha. L'estensione delle aree Natura 2000 risulta quindi essere pari al 64 % dell'estensione totale del comune.

I siti interessati sono:

- IT3230081 - Gruppo Antelao - Marmarole – Sorapis; zona SIC e ZPS; porzione occupata all'interno del comune pari a 2.806 ha;
- IT3230017 - Monte Pelmo - Mondeval - Formin; zona SIC; porzione occupata all'interno del comune pari a 2.038 ha;
- IT3230071 - Dolomiti di Ampezzo; zona SIC e ZPS; 11.355 ha.

Le aree denominate “Gruppo Antelao - Marmarole – Sorapis” e “Monte Pelmo - Mondeval – Formin” occupano la parte meridionale del comune e ricadono solo in parte all'interno del comune di Cortina d'Ampezzo, a differenza dell'area “Dolomiti di Ampezzo” che è invece interamente compresa all'interno del comune e occupa la quasi totalità della parte settentrionale. In particolare, le aree di studio situate in zona Ospitale sono localizzate all'interno dell'area “Dolomiti di Ampezzo” mentre le aree situate in zona Valbona sono localizzate all'interno dell'area “Gruppo Antelao - Marmarole – Sorapis” (Fig. 2-1).

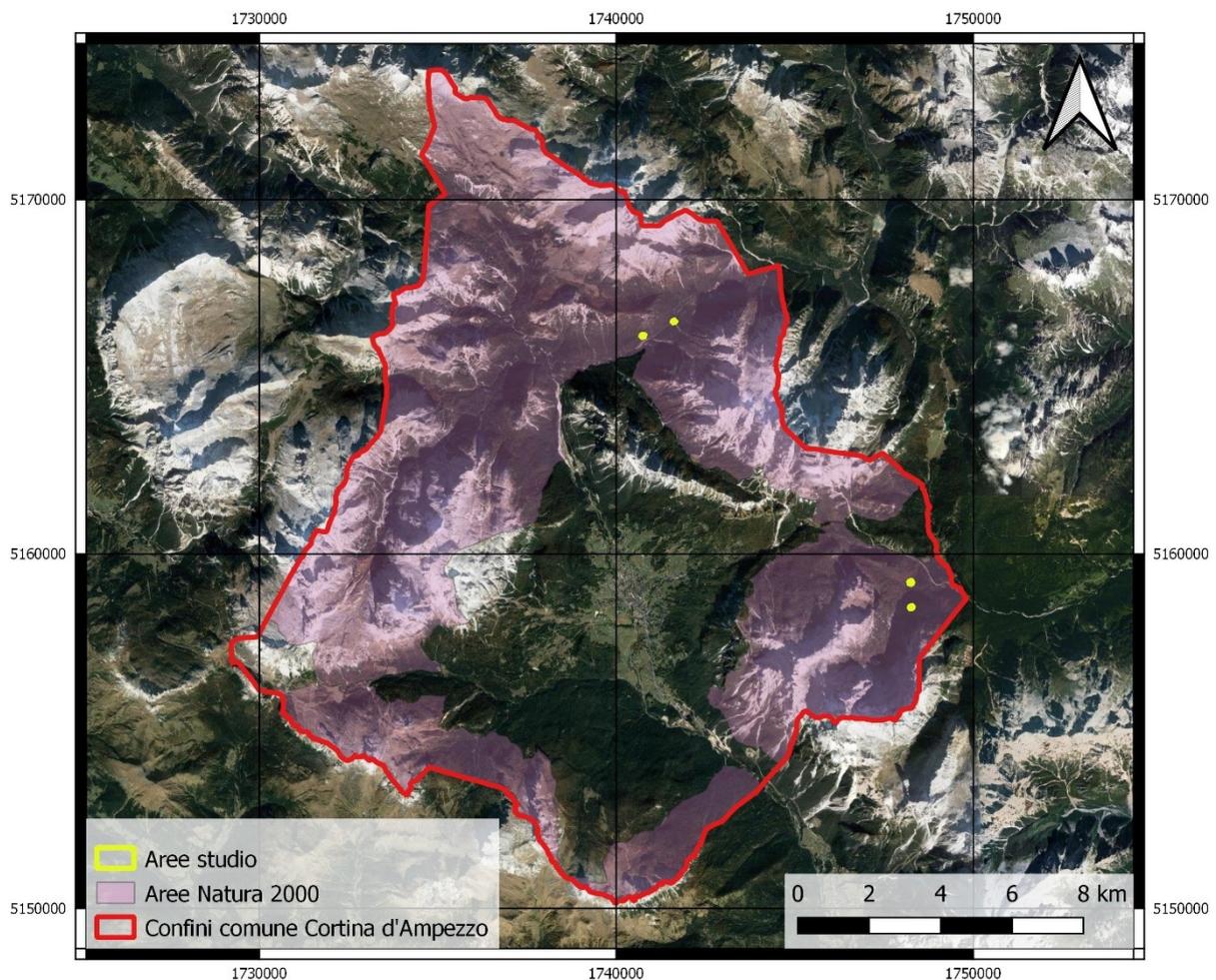


Figura 2-1: distribuzione delle aree Natura 2000 all'interno del territorio comunale di Cortina d'Ampezzo (BL). In giallo si può osservare l'ubicazione delle aree di studio.

2.3 Descrizione aree studio

Le aree studio sono descritte nel piano di assestamento del Parco Naturale delle Dolomiti d'Ampezzo. L'ultimo piano ha avuto validità dal 2003 al 2014 ed aveva ottenuto un prolungamento amministrativo di 4 anni fino al 2018, a causa delle mancate utilizzazioni ordinarie negli anni 2004, 2009 e 2014. Le utilizzazioni sono state sostituite dal recupero di migliaia di metri cubi provenienti dagli schianti provocati da Vaia, da successivi schianti da neve e dagli attacchi di bostrico che hanno ulteriormente modificato la copertura forestale. Ne consegue che le tariffe di cubatura e le provvigioni riportate nel piano non siano utilizzabili come fonti affidabili, rimane tuttavia possibile recuperare informazioni sulle descrizioni particellari.

Nello specifico, le aree in zona Ospitale sono inserite nelle particelle 359 e 366a, dove la particella 359 corrisponde all'area lasciata a libera evoluzione (no intervention) e la 366a all'area soggetta a salvage logging. Le aree allestite in zona Valbona sono inserite nelle particelle 359 e 366a, dove la particella 359 corrisponde all'area lasciata a libera evoluzione (no intervention) mentre la 366a all'area soggetta a salvage logging.

Le quattro aree descritte e le loro sigle identificative sono quindi:

- Area Ospitale no intervention (OSNI);
- Area Ospitale salvage logging (OSSL);
- Area Valbona no intervention (VBNI);
- Area Valbona salvage logging (VBSL).

Le aree sono state allestite nel 2019 in occasione di una collaborazione tra le Regole d'Ampezzo e l'Università degli Studi di Padova attraverso la quale sono state individuate le zone indicate nel piano come “produttive” e ritenute rappresentative di tutto il territorio circostante.

Le aree studio lasciate a libera evoluzione sono caratterizzate da pendenze che raggiungono anche i 40°. Le aree poste a salvage logging, per necessità legate ai lavori di rimozione del materiale atterrato, presentano pendenze molto inferiori (Fig 2-2 e 2-3).

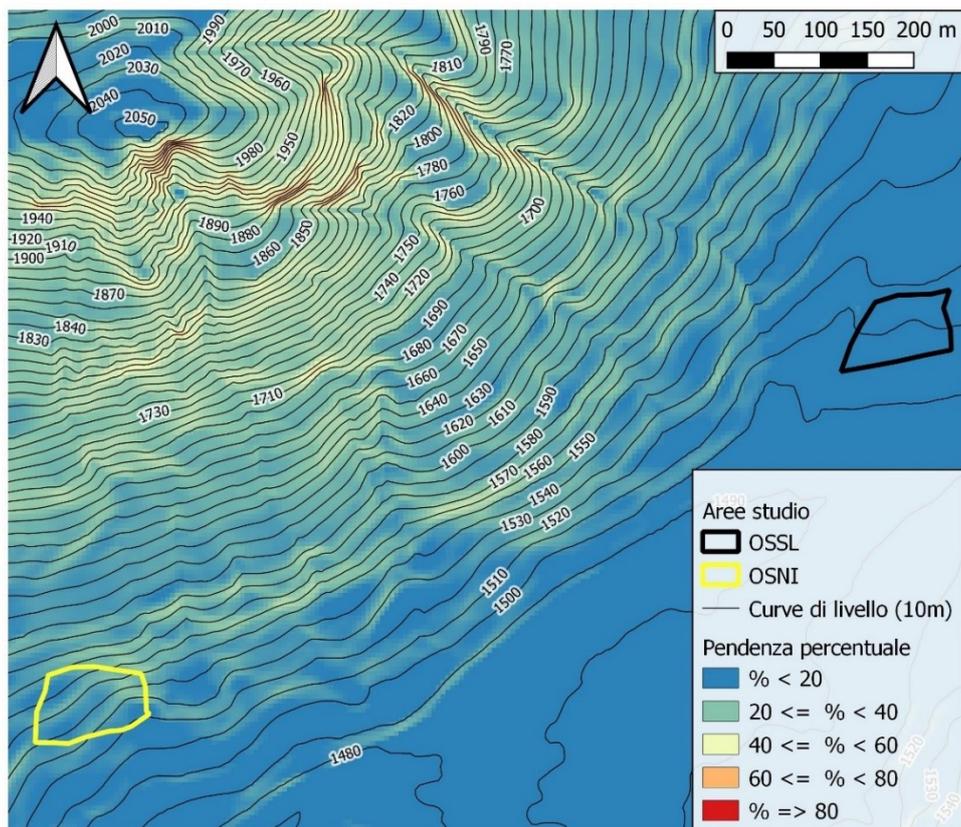


Figura 2-2: mappa delle pendenze in località Ospitale

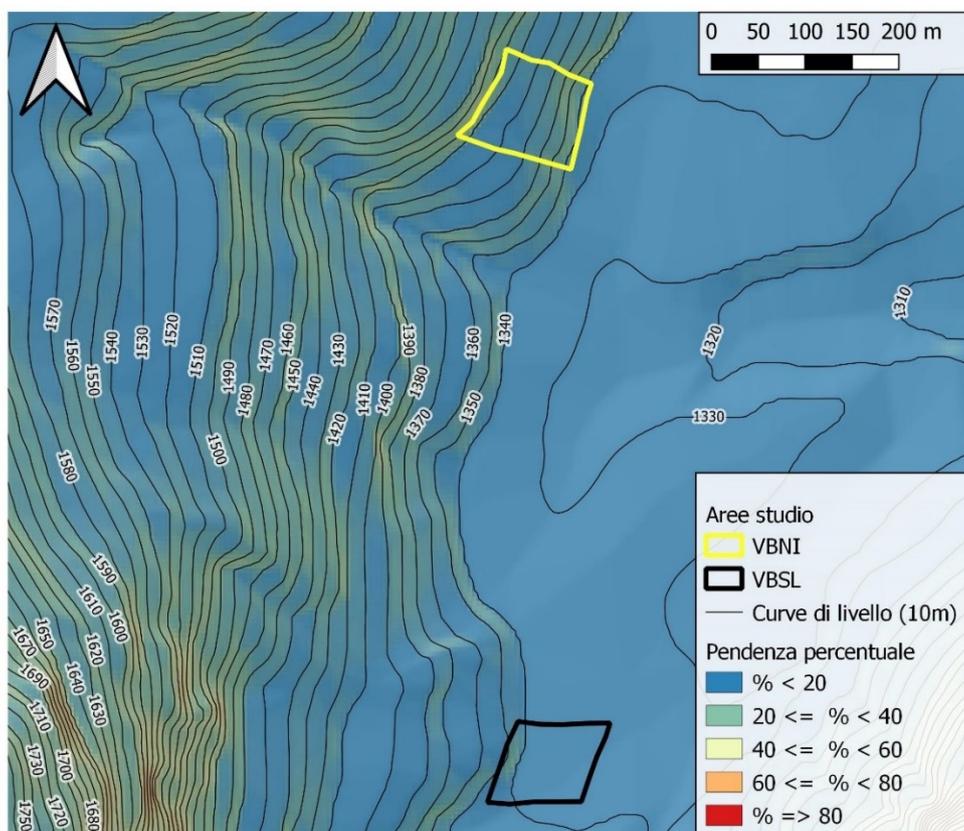


Figura 2-3: mappa delle pendenze in località Valbona

2.3.1 Area Ospitale no intervention (OSNI)

La tipologia della particella 245a “L’ospedà”, dove è inserita l’area OSNI (Fig. 2-4), è classificata nel piano di riordino come pineta di pino silvestre (*Pinus Sylvestris*) con abete rosso con funzione produttiva. Sono inoltre segnalate altre specie arboree come larice (*Larix decidua*) e pino cembro (*Pinus cembra*). La struttura è pluristratificata, con tratti monoplani nella parte superiore dove predomina il pino silvestre.

Il terreno è segnalato come variabile dal ripido al mediamente inclinato, dalla profondità discreta ma caratterizzato da aridità, soprattutto nelle porzioni sommitali della particella. L’esposizione prevalente è -20°, con presenza di movimenti franosi e fenomeni di colate detritiche dovuti alla pendenza.

Le specie erbacee e arbustive prevalenti sono: *Junipers communis*, *Rhododendron ferrugineum*, *Rhododendron hirsutum*, *Rubus saxatilis*, *Vaccinium myrtillus* e *Vaccinium vitis-idaea*; abbondante è lo strato di *Erica carnea*.



Figura 2-4: foto dell'area OSNI scattata il 16 agosto 2021.

2.3.2 Area Ospitale salvage logging (OSSL)

La tipologia della particella 243 “Rufiédo”, dove è inserita l’area OSSL (Fig. 2-5), è classificata nel piano di riordino come pecceta secondaria altimontana dei substrati carbonatici. Il bosco è costituito da abete rosso e pino silvestre, dalla funzione produttiva.

L’esposizione prevalente è di -25° ed i movimenti franosi e valanghivi risultano assenti. La viabilità è garantita da una strada trattorabile mentre è segnalata la presenza di un elettrodotto.

Le specie erbacee ed arbustive prevalenti sono: *Adenostyles glabra*, *Anemone trifolia*, *Carex alba*, *Erica herbacea*, *Hepatica nobilis*, *Homogyne alpina*, *Junipers communis*, *Luzula nivea*, *Melampyrum sylvaticum*, *Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium vitis-idaea*.



Figura 2-5: foto dell’area OSSL scattata il 19 agosto 2021.

2.3.3 Area Valbona no intervention (VBNI)

La tipologia della particella 359 “Spònes de Marcuòira”, dove è inserita l'area VBNI (Fig. 2-6), è classificata nel piano di riordino come abietetò dei substrati carbonatici e dei suoli mesici tipico con funzione produttiva. Il bosco è costituito da abeti rossi, faggi e abeti bianchi, secondariamente da larice ed acero di monte e una discreta presenza di tassi (*Taxus baccata*).

L'esposizione prevalente è di -60° ed i movimenti franosi e valanghivi risultano assenti. La viabilità è garantita da una strada trattorabile posta ad est della zona studiata.

Le specie erbacee prevalenti sono: *Adenostyles glabra*, *Avenella flexuosa*, *Calamagrostis varia*, *Carex alba*, *Homogyne alpina*, *Melampyrum sylvaticum*, *Luzula luzuina*, *Oxalis acetosella*, *Petasites albus*, *Vaccinium myrtillus*.



Figura 2-6: particolare dell'area VBNI, foto scattata il 23 agosto 2021.

2.3.4 Area Valbona salvage logging (VBSL)

La tipologia della particella 366a “Parù de ra Faa”, dove è inserita l’area VBSL (Fig. 2-7), è classificata nel piano di riordino come abietetto dei suoli mesici tipico con funzione produttiva. Il bosco è costituito da abeti rossi a cui si accompagnano faggi e abeti bianchi, mentre larici ed aceri montani risultano più sporadici.

L’esposizione prevalente è di -110° ed i movimenti franosi e valanghivi risultano assenti. L’area poggia su un terreno pianeggiante non ovunque ben drenato e le condizioni di umidità relativa rilevata nella stazione sono considerate particolarmente elevate. La viabilità è garantita da una strada trattorabile posta ad ovest della zona studiata.

Le specie erbacee prevalenti sono: *Avenella flexuosa*, *Calamagrostis varia*, *Carex alba*, *Homogyne alpina*, *Melampyrum sylvaticum*, *Luzula luzuina*, *Oxalis acetosella*, *Petasites albus*, *Vaccinium myrtillus*.

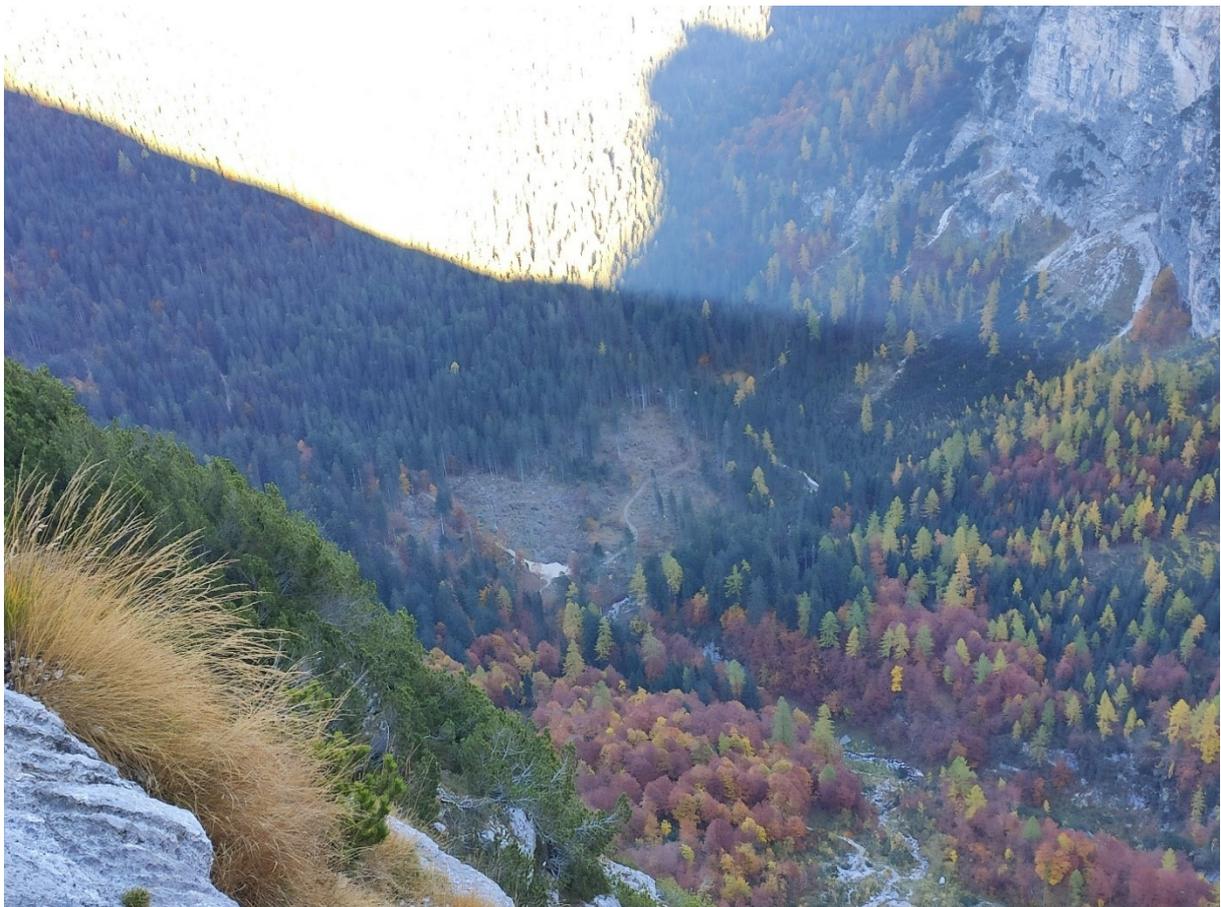


Figura 2-7: foto dell'area VBSL scattata il 23 ottobre 2021.

3 Obiettivi

Le aree oggetto della tesi, considerate rappresentative della regione nella quale sono inserite, sono state allestite per essere utilizzate come oggetto di studio nel corso degli anni al fine di comprendere meglio l'evoluzione dell'ambiente in seguito ai disturbi nel contesto alpino italiano. Questa tesi ha avuto quindi come scopo quello di proseguire il lavoro di rilievo della tesi precedente, effettuato da Sara Marson nel 2019.

L'obiettivo della tesi è stata l'analisi della rinnovazione forestale nel breve periodo, a distanza di tre anni dalla tempesta Vaia, al fine di ottenere informazioni circa lo sviluppo del soprassuolo in aree schiantate. All'interno della stessa località poi, l'obiettivo è stato quello di confrontare le dinamiche di rinnovazione in due differenti tipologie di gestione: salvage logging e no intervention (libera evoluzione). In particolare:

- analisi e monitoraggio della rinnovazione presente nelle diverse aree;
- confronto delle dinamiche evolutive, in termini di numerosità e di altezza, in due diverse tipologie di trattamento: salvage logging e no intervention;
- confronto con i dati di numerosità della rinnovazione rilevata ad un anno dalla tempesta Vaia (tesi di Marson, 2019);
- ricerca di correlazioni significative tra la presenza di rinnovazione forestale, caratteristiche di accumulo di necromassa e caratteristiche geomorfologiche;
- analisi dell'incidenza dei danni da disseccamento nella rinnovazione di abete rosso e dei danni da brucatura nella rinnovazione di sorbo degli uccellatori.

4 Materiali e metodi

4.1 Configurazione aree

Le aree di studio sono state allestite tra luglio e settembre 2019 in occasione di una collaborazione tra l'Università degli Studi di Padova e le Regole d'Ampezzo. Durante questo periodo, attraverso il lavoro di dottori forestali e tesisti dell'università, si è proceduto all'inquadramento delle aree e alla sistemazione di punti fissi che avrebbero reso possibile un periodico ritorno nelle medesime aree di saggio studiate in occasione del primo lavoro sul campo, permettendo così di poter studiare i fenomeni legati allo sviluppo della rinnovazione (Fig. 4-1).

La segnalazione dei centri delle aree di saggio è stata effettuata attraverso il picchettamento di pali di abete rosso di altezza pari a 2 m. Sono state allestite 25 aree di saggio per ognuna delle 4 aree studio descritte in precedenza. I picchetti sono quindi stati contrassegnati con una numerazione progressiva da 1 a 25 (Fig. 4-2) ed è stata registrata la loro posizione grazie all'utilizzo di un ricevitore GNSS.



Figura 4-1: materializzazione in campo dell'area di saggio n. 15 dell'area VBNI. Foto scattata il 24 agosto 2021.

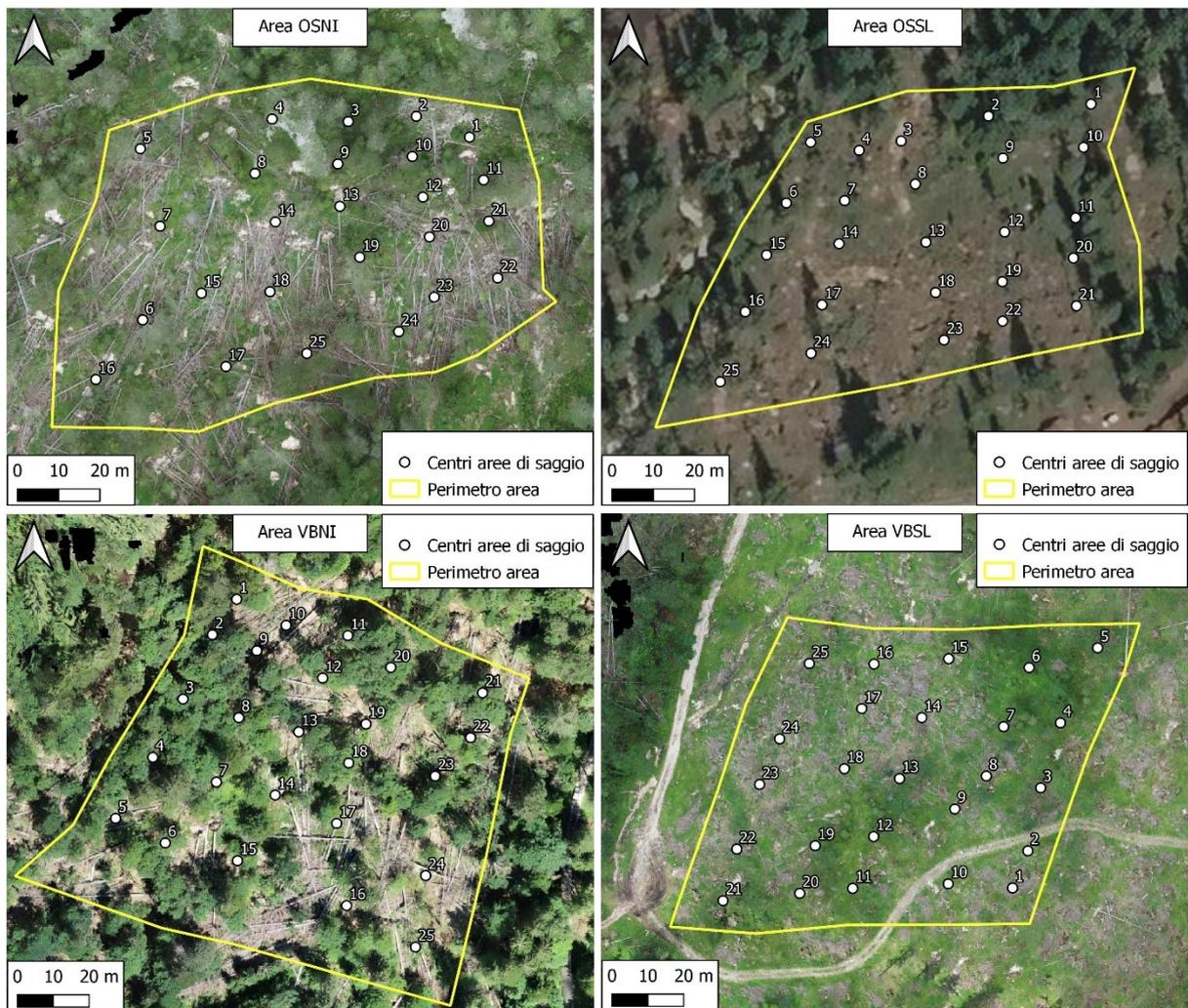


Figura 4-2: ortofoto delle aree e localizzazione dei picchetti. In alto a sinistra l'area OSNI, in alto a destra l'area OSSL, in basso a sinistra l'area VBNI e in basso a destra l'area VBSL.

4.2 Rilievi in campo

Le rilevazioni sono state effettuate in aree di saggio circolari di raggio pari a 4 metri. All'interno dell'area di saggio sono state rilevate tutte le piante forestali presenti annotando: numero di piante per specie, altezza ed eventuali danni come disseccamenti e danni da brucatura.

In ogni area studio è stata inoltre misurata l'altezza d'ingombro del legno morto (o necromassa) da terra. I dati sul legno morto sono stati misurati in 5 punti per area di saggio per un totale di 125 misurazioni ad area studio. Le misurazioni dell'altezza sono state prese nel centro dell'area di saggio e in altri quattro punti posti a 5 metri di distanza dal centro secondo questo schema: una misurazione nel punto posto a quota più alta rispetto al centro, una nel punto a quota più bassa e le rimanenti due, guardando verso monte, una a destra ed una a sinistra lungo la isoipsa passante per la posizione del picchetto (Fig. 4-3).

I punti sono stati denominati:

- Center (C), per il punto al centro dell'area;
- Up (U), per il punto a quota più elevata;
- Down (D), per il punto a quota più bassa;
- Right (R), per il punto a destra;
- Left (L), per il punto a sinistra.

La misurazione del dato della necromassa nelle aree no intervention ha riguardato solamente l'altezza del legno morto accumulato mentre nelle aree salvage logging, qualora il punto di misurazione coincidesse con una ceppaia, è stato calcolato anche il diametro della ceppaia.

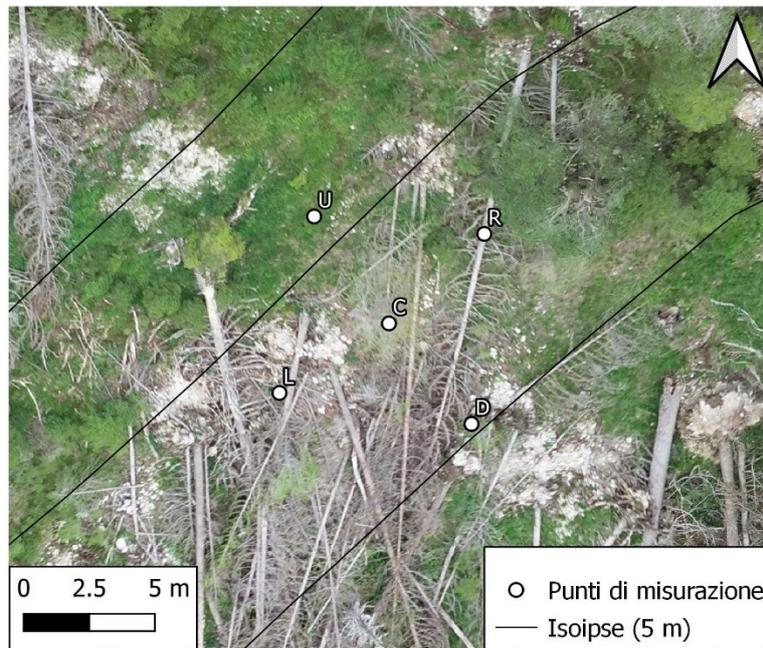


Figura 4-3: esempio di schema di rilievo dell'altezza di ingombro della necromassa.

Per quanto riguarda la quantità di materiale presente in ogni area di saggio, nelle aree no intervention sono stati contati quanti log (fusti morti a terra) e snag (fusti morti in piedi) fossero presenti mentre nelle aree salvage logging è stato contato solo il numero di ceppaie (stump) presenti.

4.3 Database

È stato creato un file di lavoro con Microsoft Excel nel quale sono stati organizzati i dati raccolti. Sono stati creati diversi fogli di lavoro in cui è stato possibile analizzare la numerosità delle piante divise per area, per specie, per altezza e con eventuali note relative allo stato di salute delle piante rilevate (Tab. 4-1). Sono stati inoltre creati altri fogli di lavoro in cui sono state riportate le caratteristiche della necromassa (Tab. 4-2).

È stata quindi divisa la rinnovazione in due categorie principali: “rinnovazione post-disturbo”, se avente valore di altezza inferiore o uguale a 20 cm, e “rinnovazione avanzata” se di altezza superiore ai 20 cm. La scelta è stata effettuata sulla base della campagna dati del 2019 che ha preceduto questa tesi. Seguendo le indicazioni di studi come quello di Wohlgemuth (2014), le piante con un'altezza minore o uguale a 20 cm erano state classificate come “rinnovazione”, mentre quelle con un'altezza maggiore di 20 cm erano state classificate come “prerinnovazione”. Sono stati quindi utilizzati valori analoghi per poter confrontare i due dataset.

Nel database sono presenti le seguenti sigle utilizzate per le diverse specie rilevate:

- PA: *Picea abies* (L.) H. Karst. – abete rosso;
- AA: *Abies alba* Mill. – abete bianco;
- AP: *Acer pseudoplatanus* L. – acero di monte;
- FS: *Fagus sylvatica* L. - faggio;
- PM: *Pinus mugo* Turra – pino mugo;
- PS: *Pinus sylvestris* L. – pino silvestre;
- SA: *Sorbus aucuparia* L. – sorbo degli uccellatori.

Tabella 4-1: esempio di una sezione del database dove per ogni pianta sono specificati in ordine: codice identificativo dell'area di saggio "id_plot" e della singola pianta "id_pianta", la data in cui è stata rilevata, la specie, l'altezza, eventuale misura del diametro "dbh" e note sullo stato della pianta. Le caselle indicate come "area", "plot" e "id_seedling" sono state utilizzate per creare i codici identificativi.

id_plot	id_pianta	area	plot	data	id_seedling	specie	altezza	dbh	note
OSSL_11	OSSL_11_1	OSSL	11	18/08/2021	1	PA	70		
OSSL_11	OSSL_11_2	OSSL	11	18/08/2021	2	PA	26		
OSSL_11	OSSL_11_3	OSSL	11	18/08/2021	3	PA	50		
OSSL_11	OSSL_11_4	OSSL	11	18/08/2021	4	PA	60		
OSSL_11	OSSL_11_5	OSSL	11	18/08/2021	5	PA	120		secco
OSSL_11	OSSL_11_6	OSSL	11	18/08/2021	6	PA	125		secco
OSSL_11	OSSL_11_7	OSSL	11	18/08/2021	7	PA	60		secco
OSSL_11	OSSL_11_8	OSSL	11	18/08/2021	8	PA	8		
OSSL_11	OSSL_11_9	OSSL	11	18/08/2021	9	PA	40		
OSSL_11	OSSL_11_10	OSSL	11	18/08/2021	10	PA	12		
OSSL_11	OSSL_11_11	OSSL	11	18/08/2021	11	PM	116		
OSSL_11	OSSL_11_12	OSSL	11	18/08/2021	12	PM	82		
OSSL_11	OSSL_11_13	OSSL	11	18/08/2021	13	SA	21		
OSSL_11	OSSL_11_14	OSSL	11	18/08/2021	14	SA	12		
OSSL_11	OSSL_11_15	OSSL	11	18/08/2021	15	SA	15		

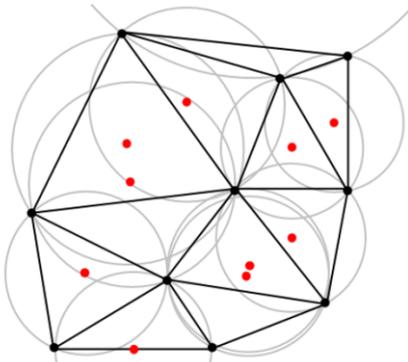
Tabella 4-2: esempio di tabella riportante i dati della necromassa rilevata dove: "dw" è l'altezza d'ingombro da terra in cm e "diam" è la misura del diametro delle ceppaie in cm misurate nelle zone salvage logging. Le sigle U, C, D, L, R sono riferite alle denominazioni del punto di misurazione dell'ingombro della necromassa. Le caselle segnate in grigio scuro rappresentano combinazioni non previste.

id	area	plot	data	dw U	diam U	dw C	diam C	dw D	diam D	dw L	diam L	dw R	diam R	median dw	log	snag	stump
dw_VBSL_21	VBSL	21	24/08/2021	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	-	4
dw_VBSL_22	VBSL	22	24/08/2021	0	-	45	-	0	-	0	-	32	-	0	-	-	3
dw_VBSL_23	VBSL	23	24/08/2021	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	-	7
dw_VBSL_24	VBSL	24	24/08/2021	21	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	-	5
dw_VBSL_25	VBSL	25	24/08/2021	71	48	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	-	7
dw_VBNI_11	VBNI	11	24/08/2021	54	-	0	-	0	-	0	-	114	-	0	3	2	-
dw_VBNI_12	VBNI	12	24/08/2021	0	-	0	-	0	-	120	-	0	-	0	6	0	-
dw_VBNI_20	VBNI	20	24/08/2021	0	-	0	-	0	-	0	-	67	-	0	4	0	-
dw_VBNI_19	VBNI	19	24/08/2021	300	-	0	-	88	-	135	-	0	-	88	8	3	-
dw_VBNI_13	VBNI	13	24/08/2021	250	-	0	-	0	-	0	-	36	-	0	0	0	-
dw_VBNI_18	VBNI	18	24/08/2021	0	-	0	-	103	-	250	-	0	-	0	4	1	-

4.4 Analisi sulla superficie

I dati relativi la necromassa sono quindi stati elaborati tramite software QGis.

Sui 125 dati relativi alle misurazioni di ogni area studio è stata effettuata un'interpolazione TIN. Il metodo TIN è un'interpolazione di tipo triangolare che crea delle circonferenze intorno ai punti di campionamento, nelle intersezioni delle circonferenze vengono posti i vertici dei triangoli che creano una rete di triangoli compatti e non sovrapposti (Fig. 4-4). È stato così possibile creare un file per ogni area studio in cui ad ogni pixel è stato associato un valore di altezza dal suolo del legno morto. I file sono stati creati con una risoluzione pari ad 1 metro, ponendo così la risoluzione del raster dell'interpolazione TIN pari alla risoluzione dei file DTM a disposizione.



A partire dai risultati delle interpolazioni TIN sono stati ricavati anche i valori di altre caratteristiche geomorfologiche derivate dagli studi di Wilson et al. (2007):

Figura 4-4: esempio di triangolazione TIN (<https://docs.qgis.org/>).

- rugosità (*Roughness*): che assegna ad una cella il valore di massima differenza di quota tra un pixel e le celle adiacenti;
- TRI (*Terrain Ruggedness Index*): che misura la variabilità di una superficie calcolando la differenza media tra un pixel centrale e le celle adiacenti;
- TPI (*Topographic Position Index*): che misura la relazione tra pendenza e posizione calcolando la differenza di quota tra una cella e la media delle celle adiacenti.

Infine, a partire dai dati DTM ottenuti dal Geoportale della Regione Veneto sono stati calcolati altri parametri relativi alla superficie come:

- pendenza (in gradi);
- asperità, ovvero una misura dell'eterogeneità di un terreno.

4.5 Analisi statistiche

Per le analisi statistiche è stato utilizzato il software Past (versione 4.09).

Sono stati effettuati dei confronti tra le aree no intervention e le aree trattate a salvage logging considerando il numero totale delle piante, le piante di altezza pari o inferiore ai 20 cm (rinnovazione post-disturbo) e le piante di altezza superiore ai 20 cm (rinnovazione avanzata). I confronti si sono concentrati sui parametri di numerosità e altezza delle piante, calcolando le differenze tra i due trattamenti.

Per indagare se vi fosse una differenza numerica significativa tra i due trattamenti sono stati eseguiti due test:

- il test del Chi-quadro " χ^2 ", per le analisi sulla numerosità, che utilizza come riferimento le proporzioni tra le componenti dei due gruppi considerati;
- il t-test, per le analisi sulle altezze, che utilizza come riferimento la media dei valori dei campioni considerati.

Questi test permettono di stabilire l'esistenza di differenze significative tra due campioni nel caso in cui il valore p-value ottenuto dalle elaborazioni sia inferiore alla soglia di 0,05.

Sono inoltre stati effettuati dei confronti con i dati di numerosità della rinnovazione rilevata nel 2019 da Marson. I confronti sono stati effettuati sulla numerosità delle piante di rinnovazione post-disturbo e di rinnovazione avanzata e, mediante l'applicazione del test Chi-quadro, è stata ricercata l'esistenza di una differenza significativa nella numerosità delle piante rilevate a due anni di distanza in una stessa area studio.

4.6 Matrici di correlazione

Per poter stabilire le relazioni tra rinnovazione e caratteristiche della superficie sono state utilizzate le matrici di correlazione lineare di Pearson a più variabili. Ad ogni punto rappresentante il centro di un'area di saggio sono stati associati i diversi valori relativi alla rinnovazione come: numerosità, altezza e loro distribuzione tra le diverse specie rilevate. L'assegnazione dei diversi valori relativi alla superficie precedentemente descritti è invece stata effettuata attraverso l'utilizzo del "Point sampling tool" di QGis, nel quale ad ogni punto di un layer viene fatto corrispondere il valore della cella del raster di riferimento.

4.7 Disseccamento e danni da brucatura

In località Valbona sono stati effettuati dei confronti tra l'area no intervention e l'area salvage logging sulla quantità di rinnovazione di abete rosso che presentava danni e mortalità da disseccamento e su quella di sorbo che mostrava danni da brucatura. È quindi stata ricercata l'esistenza di una correlazione tra la distribuzione delle piante sane e di quelle danneggiate con le caratteristiche di superficie attraverso l'utilizzo di matrici di correlazione lineare di Pearson.

5 Risultati

È stato effettuato un primo confronto osservando in generale come la numerosità delle piante rilevate sia distribuita tra le diverse aree (Fig. 5-1) e come questa distribuzione sia rappresentata anche nei sottoinsiemi di rinnovazione post-disturbo (Fig. 5-2) e rinnovazione avanzata (Fig. 5-3).

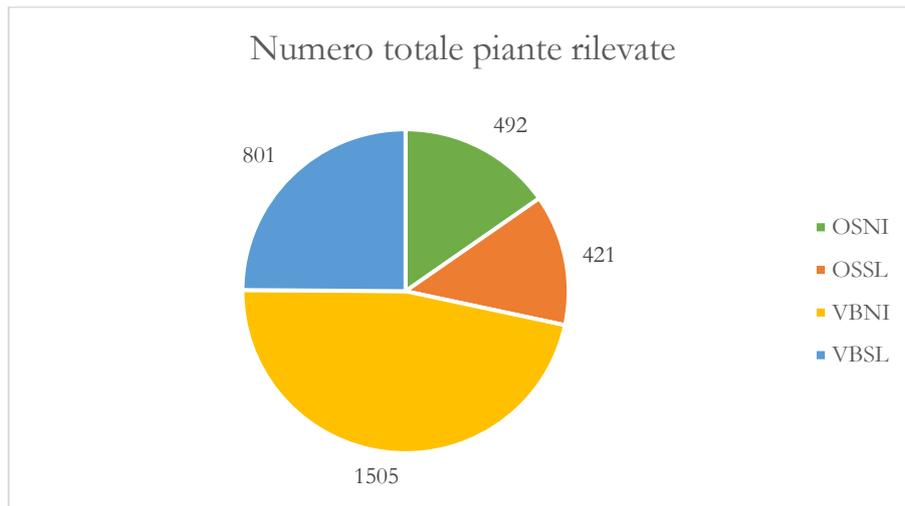


Figura 5-1: totale delle piante rilevate divise per area studio.

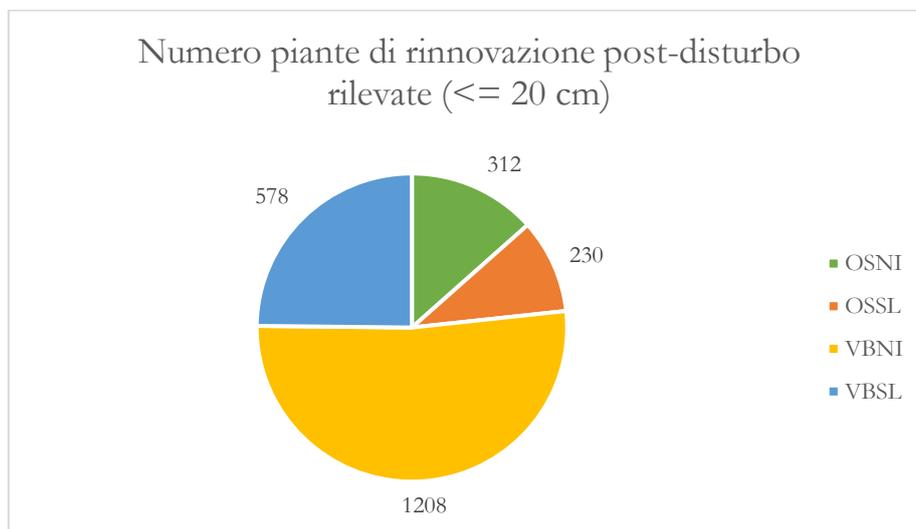


Figura 5-2: numerosità della rinnovazione post-disturbo (altezza ≤ 20 cm) rilevata divisa nelle quattro aree studio.

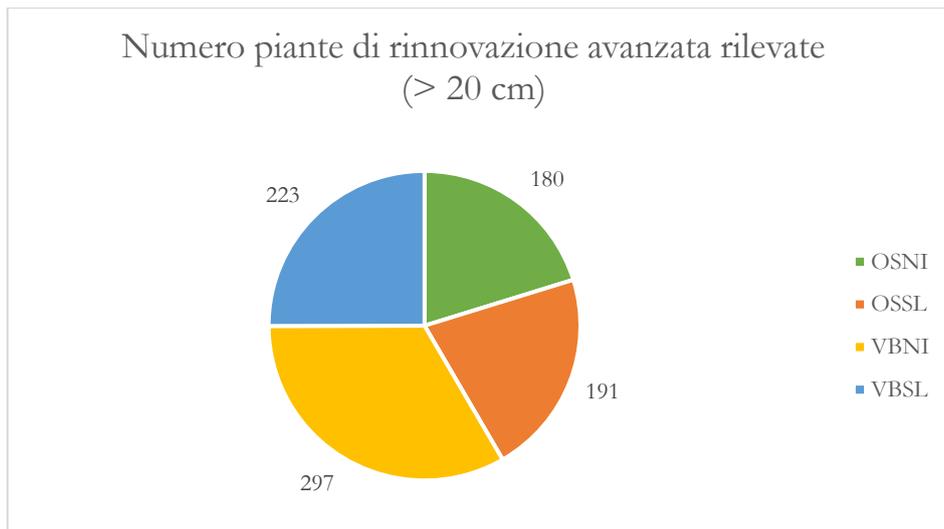


Figura 5-3: numerosità della rinnovazione avanzata (altezza > 20 cm) rilevata divisa nelle quattro aree studio.

In località Ospitale sono state registrate differenze poco marcate nella distribuzione tra le due aree, con 492 piante rilevate nella zona no intervention e 421 nella zona salvage logging. Le zone situate in località Valbona hanno invece presentato una numerosità di piante rilevate nettamente più elevata rispetto alle zone situate in località Ospitale. La zona Valbona no intervention, in particolare, è risultata essere quella con la numerosità totale registrata maggiore di tutte, con un totale di piante rilevate pari a 1505, con un valore circa il doppio rispetto alla zona salvage logging con 801 piante rilevate. La distribuzione relativa è risultata avere un rapporto simile anche considerando le piante di rinnovazione dell'anno. Dal confronto tra piante di rinnovazione avanzata è emerso un rapporto più bilanciato, in località Ospitale sono state rilevate 180 piante nell'area NI e 191 nell'area SL mentre in località Valbona sono state rilevate 297 piante nell'area NI e 223 nell'area SL.

Si è quindi proceduto con uno studio più dettagliato su come fossero distribuite le specie rilevate nelle diverse aree studio, per quanto riguarda la numerosità e l'altezza media, considerando sia il campione totale di piante rilevate che la divisione tra rinnovazione dell'anno e rinnovazione avanzata.

5.1 Area Ospitale

L'abete rosso, sia in zona Ospitale no intervention (Fig. 5-4) che in zona Ospitale salvage logging (Fig. 5-5), è risultato essere la specie presente con maggior frequenza tra le piante di rinnovazione rilevate mentre la presenza delle altre specie è risultata essere molto inferiore. Le altre specie ad essere state rilevate sono state il pino mugo, il pino silvestre e il sorbo degli uccellatori.

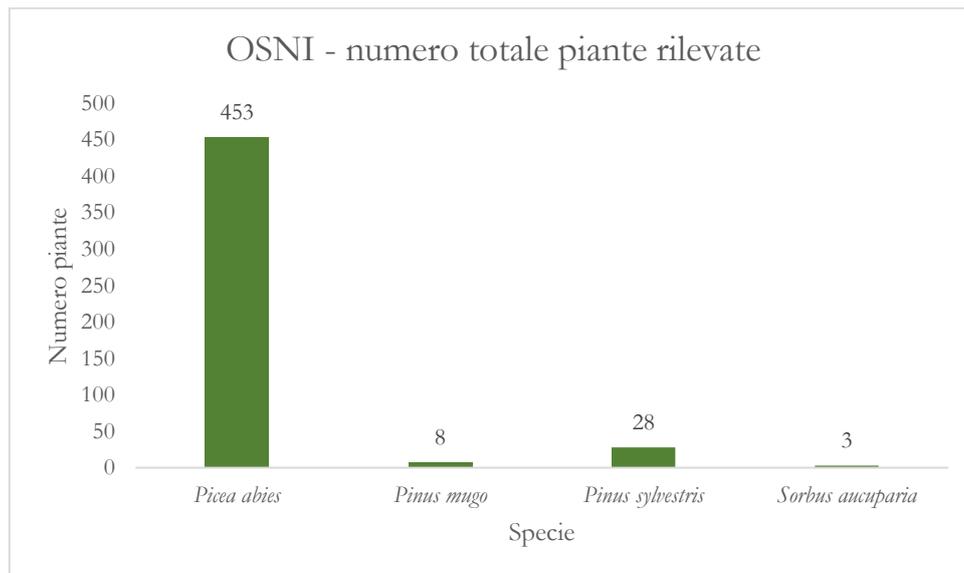


Figura 5-4: abbondanza specifica in zona Ospitale no intervention.

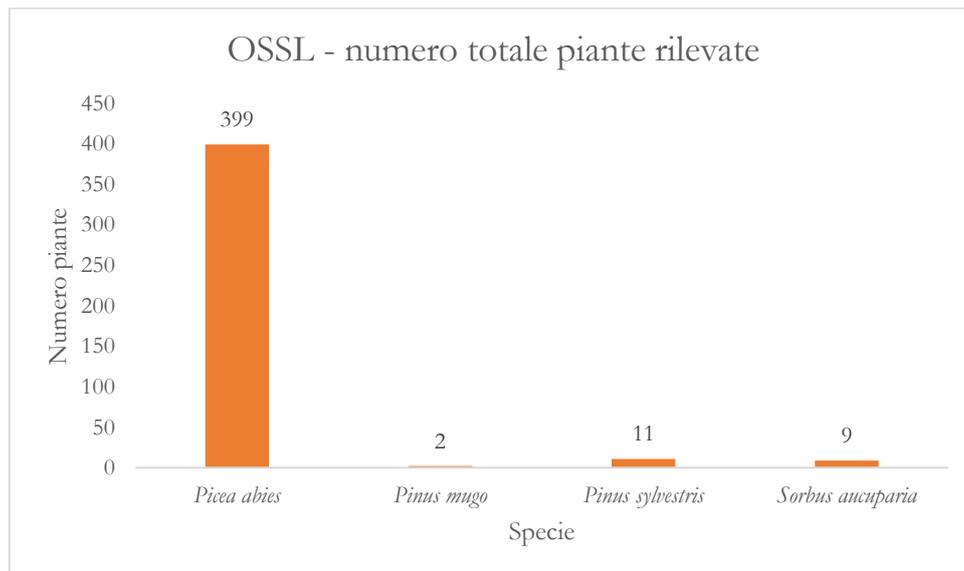


Figura 5-5: abbondanza specifica in zona Ospitale salvage logging.

È stato effettuato un confronto tra l'area lasciata a libera evoluzione e quella sottoposta a salvage logging considerando la rinnovazione post-disturbo (Fig. 5-6) e la rinnovazione avanzata (Fig. 5-7).

La maggiore differenza di numerosità è stata osservata nella rinnovazione post-disturbo di abete rosso che è risultata essere maggiore di 66 piante nell'area lasciata a libera evoluzione rispetto a quello sottoposta a salvage logging. La presenza di rinnovazione avanzata di abete rosso è risultata essere maggiore di 12 piante nell'area sottoposta a salvage logging. La rinnovazione post-disturbo di pino silvestre nell'area no intervention è stata rilevata con 19 piante mentre nell'area salvage logging era presente con 3 piante.

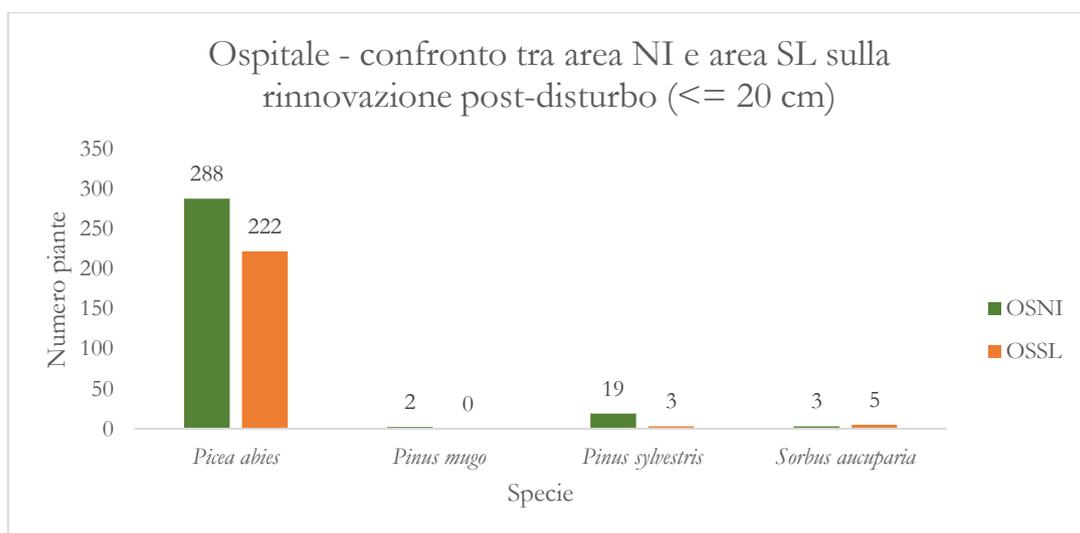


Figura 5-6: confronto della rinnovazione post-disturbo tra l'area Ospitale no intervention e l'area salvage logging.

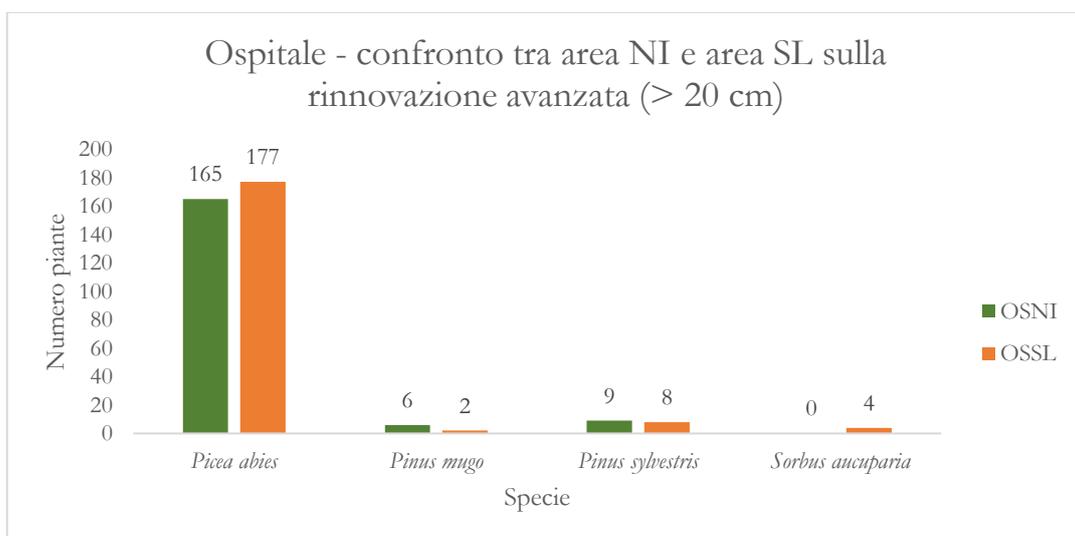


Figura 5-7: confronto della rinnovazione avanzata tra l'area Ospitale no intervention e l'area salvage logging.

È stato effettuato un test Chi-quadro sulle due aree studio al fine di stabilire l'esistenza di una differenza significativa nella proporzione delle specie tra l'opzione no intervention e quella salvage logging (Tab. 5-1).

Tabella 5-1: test Chi-quadro effettuati sulla differenza di numerosità della rinnovazione tra la zona OSNI e la zona OSSL. In (a) i risultati del test effettuati sul campione totale, in (b) i risultati sulla rinnovazione post-disturbo e in (c) i risultati sulla rinnovazione avanzata.

(a) Chi squared - Ospitale rinnovazione totale			
Rows, columns:	4, 2	Degrees freedom:	3
Chi2:	12,744	p (no assoc.):	0,0052
Monte Carlo p :	0,0038		

(b) Chi squared - Ospitale rinnovazione post-disturbo			
Rows, columns:	4, 2	Degrees freedom:	3
Chi2:	10,512	p (no assoc.):	0,0147
Monte Carlo p :	0,0076		

(c) Chi squared - Ospitale rinnovazione avanzata			
Rows, columns:	4, 2	Degrees freedom:	3
Chi2:	6,1591	p (no assoc.):	0,1041
Monte Carlo p :	0,0953		

Sono state osservate differenze di numerosità significative, con 3 gradi di libertà e con un valore di $p\text{-value} < 0,05$, nel totale della rinnovazione rilevata e nella rinnovazione post-disturbo. Per quanto riguarda la numerosità della rinnovazione avanzata, la differenza è risultata non significativa con un $p\text{-value} > 0,05$.

Da una prima osservazione delle altezze della rinnovazione totale (Fig. 5-8), della rinnovazione post-disturbo e della rinnovazione avanzata (Fig. 5-9), non sembrava essere presente un'elevata differenza nei valori medi delle altezze rilevate nell'area no intervention e nell'area salvage logging. Sono stati quindi effettuati dei test t per confermare o smentire l'esistenza di una differenza significativa tra le due diverse forme di trattamento (Tab. 5-2).

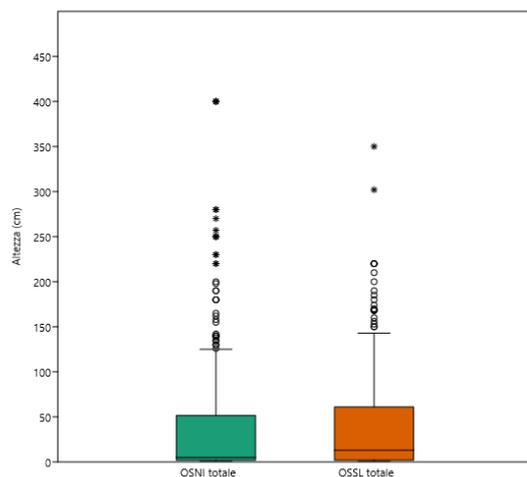


Figura 5-8: confronto tra le altezze delle piante rilevate in zona OSNI e OSSL.

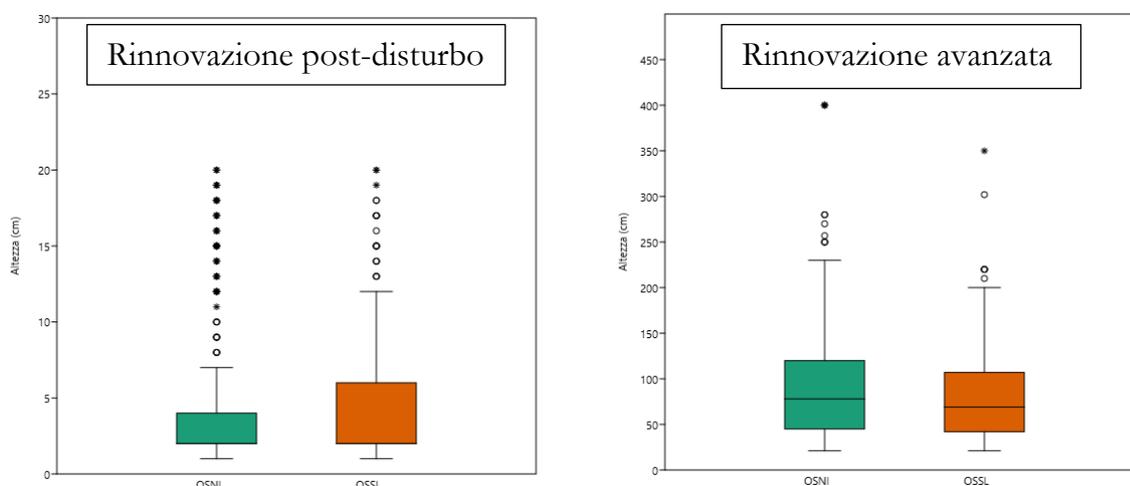


Figura 5-9: confronto tra le altezze delle piante rilevate in zona OSNI e OSSL. A sinistra, il grafico sulla rinnovazione post-disturbo e a destra quello sulla rinnovazione avanzata.

Tabella 5-2: test t sulle medie delle altezze della rinnovazione in zona Ospitale.

Test t sulla media dell'altezza (cm)					
	Media area OSNI	Media area OSSL	Diff. tra medie	t	p-value
Totale	37,04	39,76	2,72	0,7181	0,4729
Rinnovazione post-disturbo	4,64	4,68	0,04	0,0985	0,9216
Rinnovazione avanzata	93,19	82,00	11,19	1,7272	0,0850

L'altezza media delle piante rilevate, considerando sia il campione totale che diviso per rinnovazione post-disturbo e avanzata, non ha mostrato differenze significative in quanto i valori di p-value sono risultati essere maggiori di 0,05. Sono quindi stati effettuati dei test t per un confronto sulle altezze tra le diverse specie rilevate (Tab. 5-3).

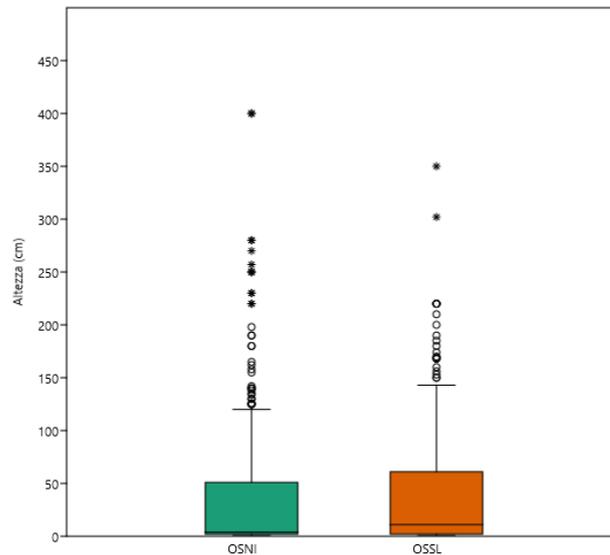


Figura 5-10: confronto tra le altezze delle piante di abete rosso rilevate in zona OSNI e OSSL.

Tabella 5-3: test t sulle medie delle altezze delle specie rilevate in zona Ospitale.

Test t sulla media delle altezze delle specie (cm)						
specie	Campione	Media area OSNI	Media area OSSL	Diff. tra medie	t	p-value
<i>Picea abies</i>	totale	36,34	39,88	52,44	0,9096	0,3633
<i>Picea abies</i>	rinnovazione post-disturbo	4,26	4,39	0,12	0,3100	0,7567
<i>Picea abies</i>	rinnovazione avanzata	92,32	84,39	7,93	1,1962	0,2325

Non è riscontrata una differenza significativa dell'altezza media per le piante di abete rosso (Fig. 5-10), sia considerando il dato totale delle piante che considerando la divisione tra rinnovazione post- disturbo e rinnovazione avanzata. Non è stato possibile effettuare il test sulle piante di pino mugo in quanto la quantità di piante a disposizione è risultata essere troppo esigua, per lo stesso motivo non sono stati effettuati i test t sulla differenza tra rinnovazione post- disturbo e rinnovazione avanzata per le rimanenti specie.

5.2 Area Valbona

L'abete rosso è risultata essere la specie rilevata con maggiore frequenza anche nell'area Valbona. Tra le altre specie è stata notata la presenza dell'abete bianco, dell'acero di monte e del faggio in maggiore presenza nell'area no intervention (Fig. 5-11) mentre nella zona soggetta salvage logging, è stata osservata una maggiore presenza di sorbo degli uccellatori (Fig. 5-12).

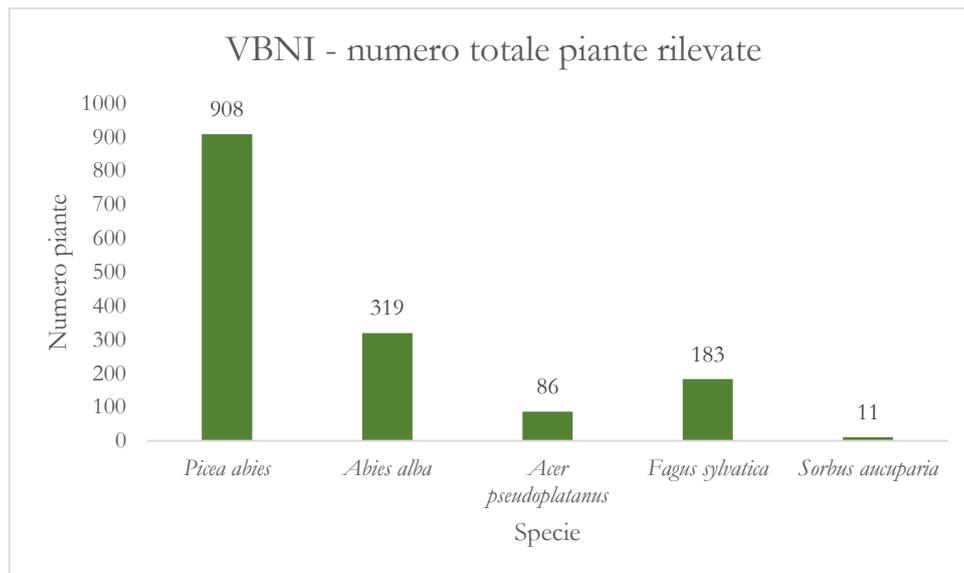


Figura 5-11: abbondanza specifica in zona Valbona no intervention.

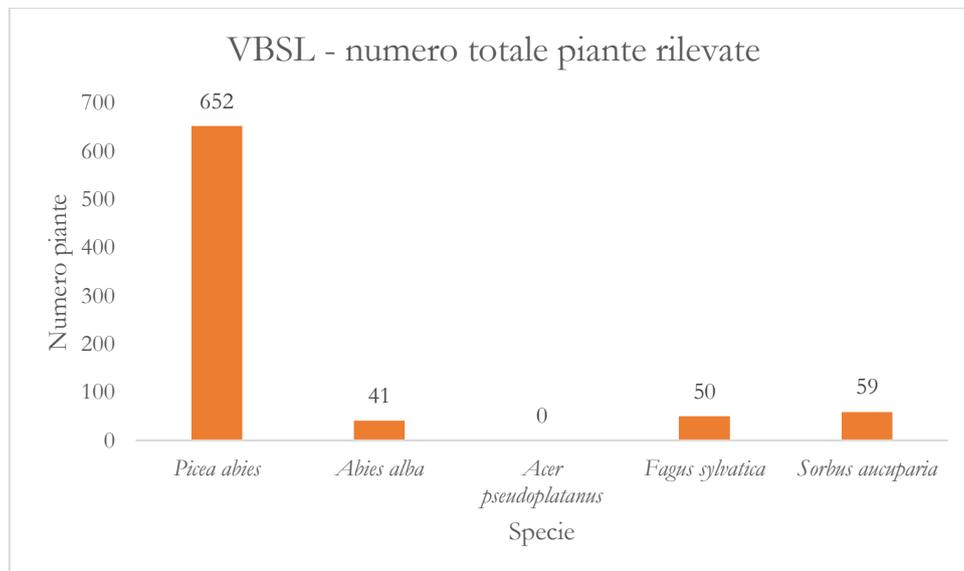


Figura 5-12: abbondanza specifica in zona Valbona salvage logging.

Da un primo confronto sulla rinnovazione post-disturbo (Fig. 5-13) e sulla rinnovazione avanzata (Fig. 5-14) è stato possibile osservare la differenza di numerosità tra le piante rilevate nell'area a libera evoluzione e nell'area salvage logging.

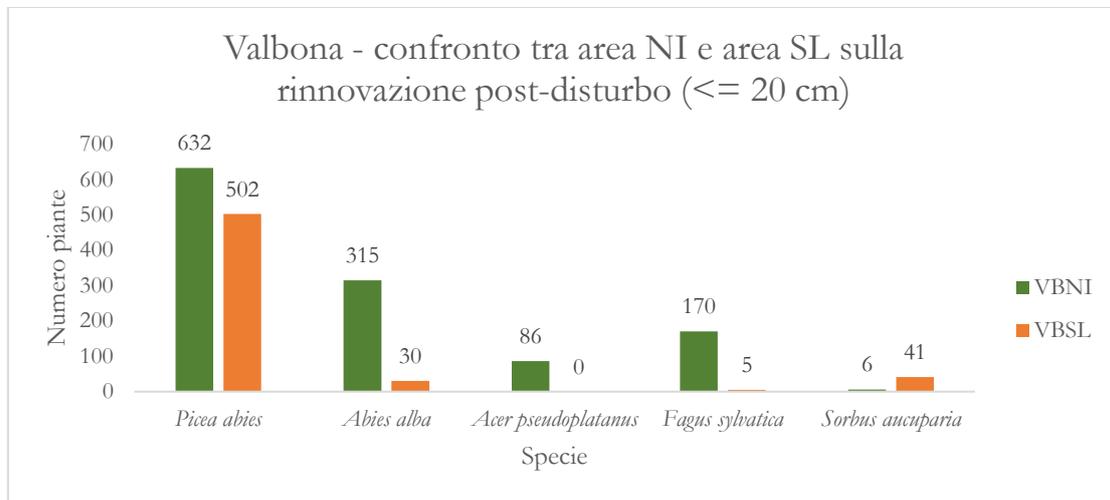


Figura 5-13: confronto della rinnovazione post-disturbo tra l'area Valbona no intervention e l'area salvage logging.

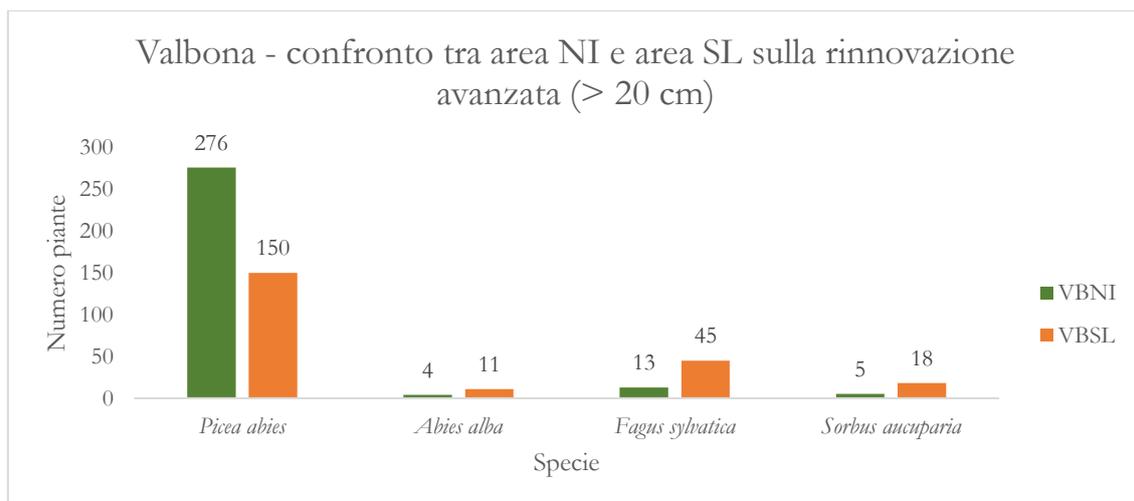


Figura 5-14: confronto della rinnovazione avanzata tra l'area Valbona no intervention e l'area salvage logging.

La numerosità della rinnovazione post-disturbo di abete rosso è risultata essere maggiore di 126 piante nella zona no intervention rispetto alla zona salvage logging mentre quella di abete bianco è risultata essere maggiore di circa dieci volte. La presenza di acero di monte e faggio è risultata essere quasi esclusiva nell'area no intervention. La presenza di rinnovazione di sorbo degli uccellatori sotto i 20 cm è risultato invece essere maggiore di sette volte nell'area salvage logging. Per quanto riguarda la rinnovazione avanzata, l'abete rosso è stato rilevato con una frequenza quasi doppia nell'area no intervention rispetto a quella salvage logging mentre tra le altre specie è stata osservata una presenza maggiore nell'area salvage logging.

Dall'applicazione del test Chi-quadro sono state riscontrate differenze significative nella proporzione tra le specie tra l'area Valbona no intervention e quella salvage logging per tutte le categorie di rinnovazione considerate. Il valore di $p\text{-value} < 0,05$ è infatti stato ottenuto considerando la rinnovazione totale, la rinnovazione post-disturbo e la rinnovazione avanzata (Tab. 5-4).

Tabella 5-4: test Chi-quadro effettuati sulla differenza di numerosità della rinnovazione tra la zona VBNI e la zona VBSL. In (a) i risultati del test effettuati sul campione totale, in (b) i risultati sulla rinnovazione post-disturbo e in (c) i risultati sulla rinnovazione avanzata.

(a) Chi squared - Valbona rinnovazione totale			
Rows, columns:	5, 2	Degrees freedom:	4
Chi2:	262,64	p (no assoc.):	<0.000001
Monte Carlo p :	0,0001		

(b) Chi squared- Valbona rinnovazione post-disturbo			
Rows, columns:	5, 2	Degrees freedom:	4
Chi2:	337,21	p (no assoc.):	<0.000001
Monte Carlo p :	0,0001		

(c) Chi squared - Valbona rinnovazione avanzata			
Rows, columns:	4, 2	Degrees freedom:	3
Chi2:	56,176	p (no assoc.):	<0.000001
Monte Carlo p :	0,0001		

Come per la località Ospitale, sono stati effettuati dei confronti tra i dati di altezza media della rinnovazione totale (Fig. 5-15) e della rinnovazione post-disturbo e avanzata (Fig. 5-16) calcolati nell'area no intervention e salvage logging. Su questi confronti sono quindi stati effettuati i test t per poter stabilire l'esistenza di una differenza significativa tra le altezze rilevate nelle due aree (Tab. 5-5).

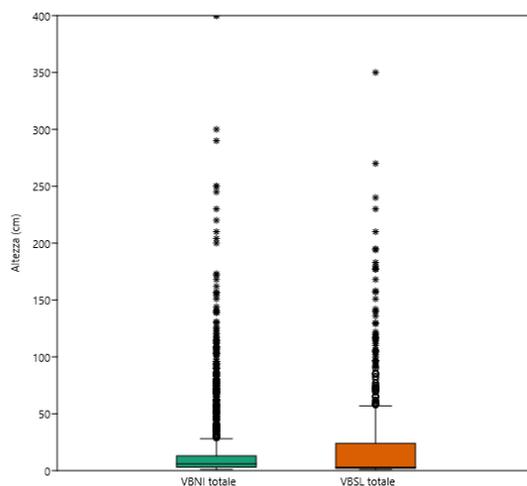


Figura 5-15: confronto tra le altezze delle piante rilevate in zona VBNI e VBSL.

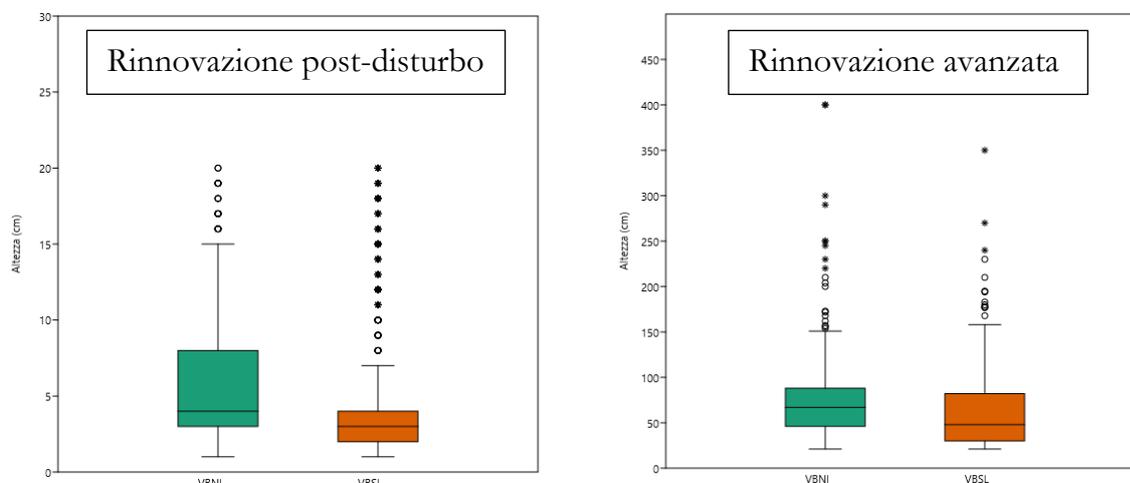


Figura 5-16: confronto tra le altezze delle piante rilevate in zona VBNI e VBSL. A sinistra, il grafico sulla rinnovazione post-disturbo e a destra quello sulla rinnovazione avanzata.

Tabella 5-5: test-T sulle medie delle altezze della rinnovazione in zona Valbona.

Test sulla media dell'altezza (cm)					
	Media area VBNI	Media area VBSL	Diff. tra medie	t	p-value
Totale	19,54	21,31	1,76	1,0919	0,2750
Rinnovazione post- disturbo	5,63	4,71	0,92	4,3223	0,0000
Rinnovazione avanzata	76,15	64,31	11,83	2,6184	0,0091

Le due aree situate in località Valbona hanno mostrato una differenza nella media delle altezze ritenuta significativa sia per quanto riguarda la rinnovazione post-disturbo ($p\text{-value}<0,05$), che per quanto riguarda la rinnovazione avanzata ($p\text{-value}<0,05$). In questi casi le altezze maggiori sono state registrate nelle aree no intervention. È stato in seguito effettuato un confronto tra le altezze per le diverse specie. È stato poi effettuato un test t sulla media dell'altezza per il totale delle piante rilevate diviso per specie e, qualora i dati fossero sufficientemente numerosi, anche per la rinnovazione post-disturbo e la rinnovazione avanzata (Tab. 5-6). Sono state rilevate differenze significative sulla rinnovazione totale dell'abete rosso e dell'abete bianco (Fig. 5-17), sulla rinnovazione post-disturbo dell'abete bianco e sulla rinnovazione totale di faggio. Per quanto riguarda il sorbo degli uccellatori non è stata riscontrata alcuna differenza significativa.

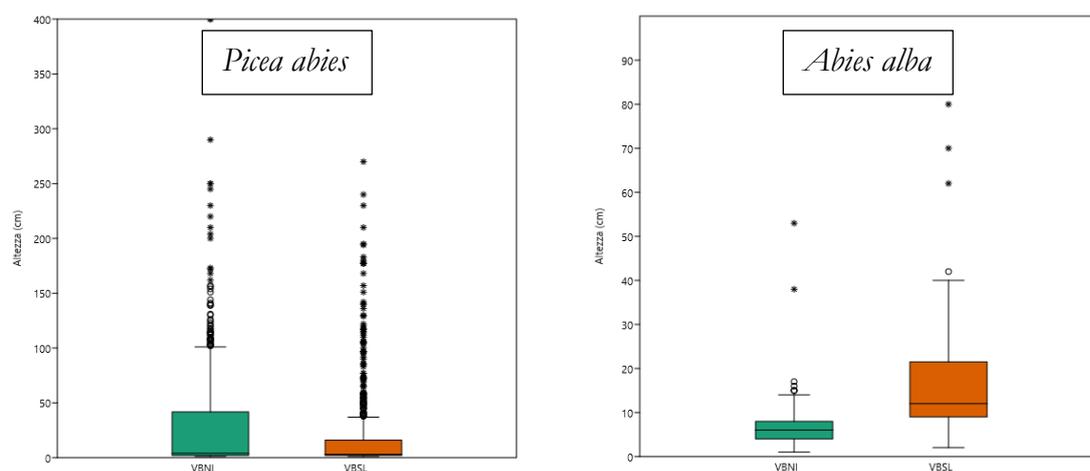


Figura 5-17: confronto tra le altezze delle piante di abete rosso (a sinistra) e di abete bianco (a destra) rilevate in zona VBNI e VBSL.

Tabella 5-6: test-T sulle medie delle altezze delle specie rilevate in zona Valbona.

Test sulla media delle altezze delle specie (cm)						
Specie	Campione	Media area VBNI	Media area VBSL	Diff. tra medie	t	p-value
<i>Picea abies</i>	totale	26,40	18,90	7,50	3,515	0,0005
<i>Picea abies</i>	rinnovazione post-disturbo	3,77	3,54	0,23	1,134	0,2572
<i>Picea abies</i>	rinnovazione avanzata	78,22	70,33	7,89	1,530	0,1269
<i>Abies alba</i>	totale	6,91	18,39	11,48	8,147	6,40E-15
<i>Abies alba</i>	rinnovazione post-disturbo	6,39	10,47	4,08	6,802	4,61E-11
<i>Fagus sylvatica</i>	totale	12,61	59,33	46,72	9,252	1,57E-17
<i>Sorbus aucuparia</i>	totale	19,27	18,31	0,97	0,365	0,7164

5.3 Confronto con i rilievi sulla rinnovazione del 2019

Sono stati confrontati i dati rilevati nella campagna di rilievi di questa tesi con i dati registrati nel 2019. È stato effettuato un primo confronto sulla rinnovazione con altezza inferiore o uguale ai 20 cm, sono stati confrontati i valori registrati sia per le singole specie che per il totale, i valori rilevati sono quindi stati rapportati alla numerosità all'ettaro (Tab. 5-7).

Tabella 5-7: confronto tra la rinnovazione con altezza inferiore ai 20 cm del 2019 e del 2021.

Altezza <= 20 cm							
Area	Specie	2019		2021		Differenza	
		n° piante	n° /ha	n° piante	n° /ha	n° piante	n° /ha
OSNI	<i>Picea abies</i>	145	1154	288	2292	+143	+1138
	<i>Pinus mugo</i>	0	0	2	16	+2	+16
	<i>Pinus sylvestris</i>	7	56	19	151	+12	+96
	<i>Sorbus aucuparia</i>	0	0	3	24	+3	+24
	Totale	152	1210	312	2484	+160	+1274
OSSL	<i>Picea abies</i>	37	295	222	1767	+185	+1473
	<i>Pinus sylvestris</i>	0	0	3	24	+3	+24
	<i>Sorbus aucuparia</i>	0	0	5	40	+5	+40
	Totale	37	295	230	1831	+193	+1536
VBNI	<i>Picea abies</i>	63	501	632	5031	+569	+4529
	<i>Abies alba</i>	123	979	315	2507	+192	+1528
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	6	48	86	685	+80	+637
	<i>Fagus sylvatica</i>	1	8	170	1353	+169	+1345
	<i>Sorbus aucuparia</i>	0	0	6	48	+6	+48
	Totale	193	1536	1208	9616	+1015	+8079
VBSL	<i>Picea abies</i>	184	1465	502	3996	+318	+2531
	<i>Abies alba</i>	44	350	30	239	-14	-111
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	1	8	0	0	-1	-8
	<i>Fagus sylvatica</i>	0	0	5	40	+5	+40
	<i>Sorbus aucuparia</i>	1	8	41	326	40	318
	Totale	230	1831	578	4601	348	2770

La rinnovazione post-disturbo nella zona Ospitale ha mostrato un incremento nella numerosità di tutte le specie rilevate (Fig. 5-18). Nel 2019 nell'area no intervention la rinnovazione era composta quasi esclusivamente da piante di abete rosso, 145, con 7 piante di pino silvestre. A distanza di due anni l'abete rosso è risultata essere la specie più abbondante con un incremento di 143 piante distribuite su tutte le aree di saggio mentre il pino silvestre, nelle porzioni poste a quota più elevata, ha mostrato un aumento da 7 a 19 piante.

Nel 2019 non erano state registrate altre specie mentre nel 2021 sono state rilevate alcune piante di rinnovazione di pino mugo e di sorbo degli uccellatori.

Nell'area salvage logging nel 2019 sono state registrate un totale di 37 piante, tutte di abete rosso. Tra il 2019 ed il 2021 la numerosità dell'abete rosso è risultata essere aumentata di sei volte, passando da 37 a 222 piante. All'interno dell'area salvage logging sono stati registrate 3 piante di pino silvestre e 5 di sorbo.

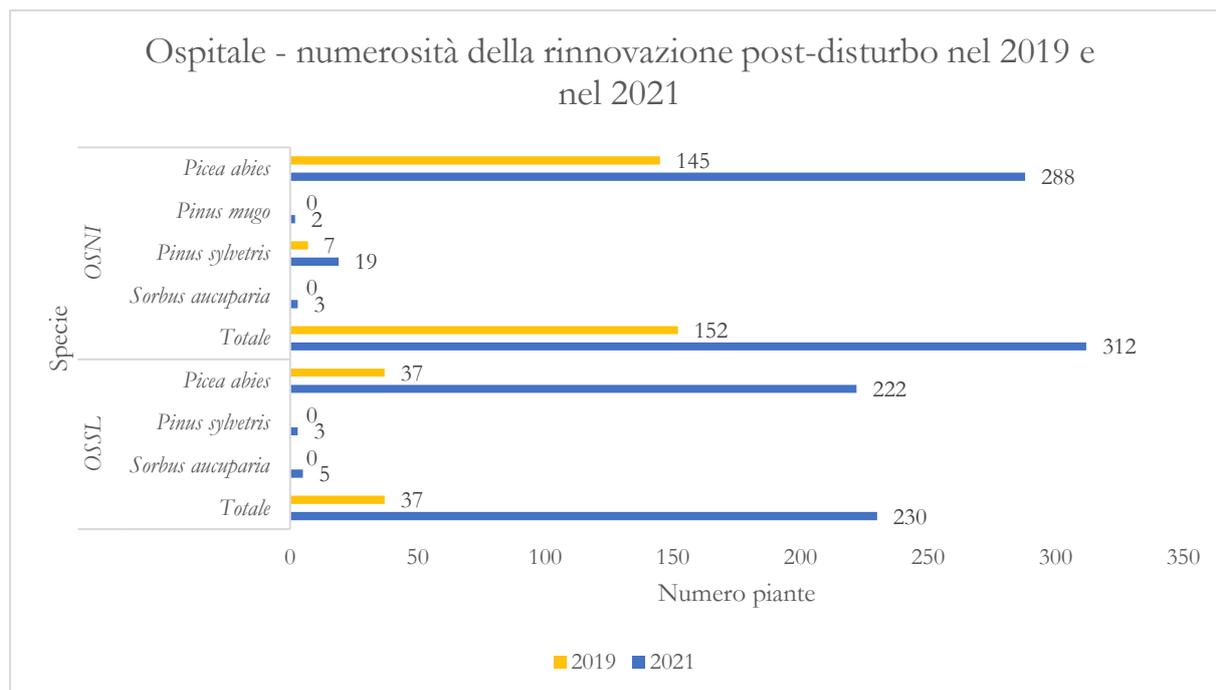


Figura 5-18: confronto tra la rinnovazione con altezza inferiore ai 20 cm rilevata nel 2019 e nel 2021 per le aree Ospitale no intervention e salvage logging.

Al fine di stabilire l'esistenza di una differenza significativa nella numerosità delle specie tra il 2019 ed il 2021 è stato effettuato un test Chi-quadro sulle due aree studio (Tab. 5-8).

Tabella 5-8: test Chi-quadro effettuato sulla differenza della rinnovazione post-disturbo tra il 2019 ed il 2021. A sinistra il test riferito all'area OSNI e a destra il test riferito all'area OSSL.

Chi squared - OSNI rinnovazione post-disturbo 2019-2021				Chi squared - OSSL rinnovazione post-disturbo 2019-2021			
Rows, columns:	4, 2	Degrees freedom:	3	Rows, columns:	3, 2	Degrees freedom:	2
Chi ² :	2,9422	p (no assoc.):	0,4006	Chi ² :	1,3267	p (no assoc.):	0,5151
Monte Carlo p :	0,4132			Monte Carlo p :	0,6311		

In entrambe le aree è stato osservato un p-value > 0,05, pertanto non è possibile stabilire la presenza di una differenza significativa tra i due gruppi.

La rinnovazione post-disturbo nella zona Valbona ha registrato un grande aumento nella numerosità di piante, soprattutto nell'area no intervention (Fig. 5-19). Nell'area lasciata a libera evoluzione l'abete rosso è aumentato di dieci volte, passando da 63 a 632 piante. La presenza dell'abete bianco nel 2019 era pari a 123 piante ed è cresciuta di 192 piante. L'acero di monte e il faggio erano presenti in esigua quantità nel 2019 mentre a distanza di due anni sono stati registrate piante appartenenti a queste specie per una numerosità pari a 86 piante di acero di monte e di 170 piante di faggio. Sono stati inoltre registrate 6 piante di sorbo che risultava essere assente nel 2019.

Nell'area soggetta a salvage logging è stato riscontrato un aumento della numerosità dell'abete rosso di 318 piante dalle 184 registrate nel 2019. È calato invece il numero di abeti bianchi registrati, da 44 a 30, mentre l'abbondanza del sorbo è aumentata da 1 pianta a 41 piante. Nel 2019 è stata registrata la presenza di una pianta di acero di monte che non è stata rilevata nel 2021 mentre i faggi, assenti nel 2019, sono stati rilevati in 5 piante nel 2021.

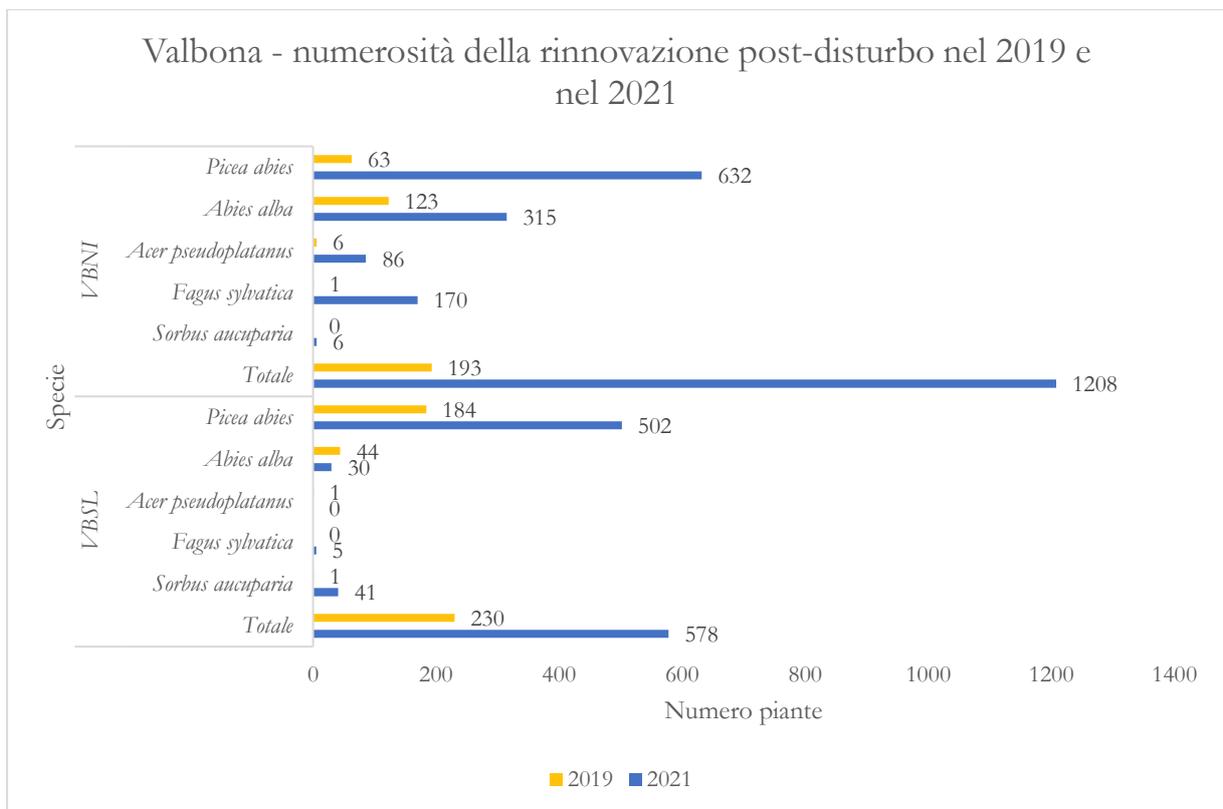


Figura 5-19: confronto tra la rinnovazione con altezza inferiore ai 20 cm rilevata nel 2019 e nel 2021 per le aree Valbona no intervention e salvage logging.

È stato effettuato un test del Chi-quadro anche per le piante rilevate nelle due aree studio della località Valbona (Tab. 5-9).

Tabella 5-9: test Chi-quadro effettuato sulla differenza della rinnovazione post-disturbo tra il 2019 ed il 2021. A sinistra il test riferito all'area VBNI e a destra il test riferito all'area VBSL.

Chi squared - VBNI rinnovazione post-disturbo 2019-2021				Chi squared - VBSL rinnovazione post-disturbo 2019-2021			
Rows, columns:	5, 2	Degrees freedom:	4	Rows, columns:	5, 2	Degrees freedom:	4
Chi2:	118,61	p (no assoc.):	<0.000001	Chi2:	54,357	p (no assoc.):	<0.000001
Monte Carlo p :	0,0001			Monte Carlo p :	0,0001		

Con un p-value<0.05 sia per l'area VBNI che per l'area VBSL, la differenza nella numerosità a distanza di due anni è risultata essere significativa per entrambe le aree studio situate in località Valbona.

È quindi stato effettuato un confronto sull'abbondanza specifica e sul totale della rinnovazione avanzata, con un'altezza superiore ai 20 cm (Tab. 5-10).

Tabella 5-10: confronto tra la rinnovazione con altezza superiore ai 20 cm del 2019 e del 2021.

		Altezza > 20 cm					
Area	Specie	2019		2021		Differenza	
		n° piante	n° /ha	n° piante	n° /ha	n° piante	n° /ha
OSNI	<i>Picea abies</i>	160	1274	165	1313	+5	+40
	<i>Pinus mugo</i>	1	8	6	48	+5	+40
	<i>Pinus sylvestris</i>	10	80	9	72	-1	-8
	Totale	171	1361	180	1433	+9	+72
OSSL	<i>Picea abies</i>	185	1473	177	1409	-8	-64
	<i>Pinus mugo</i>	0	0	2	16	+2	+16
	<i>Pinus sylvestris</i>	1	8	8	64	+7	+56
	<i>Sorbus aucuparia</i>	0	0	4	32	+4	+32
	Totale	186	1481	191	1520	+5	+40
VBNI	<i>Picea abies</i>	260	2070	276	2197	+16	+127
	<i>Abies alba</i>	3	24	4	32	+1	+8
	<i>Fagus sylvatica</i>	1	8	13	103	+12	+96
	<i>Sorbus aucuparia</i>	0	0	5	40	+5	+40
	Totale	264	2101	297	2364	+33	+263
VBSL	<i>Picea abies</i>	156	1242	150	1194	-6	-48
	<i>Abies alba</i>	8	64	11	88	+3	+24
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	1	8	0	0	-1	-8
	<i>Fagus sylvatica</i>	17	135	45	358	+28	+223
	<i>Sorbus aucuparia</i>	1	8	18	143	+17	+135
	Totale	183	1457	223	1775	+40	+318

Nell'area Ospitale sono stati osservati valori simili tra il 2019 ed il 2021, sia nell'area lasciata a libera evoluzione che nell'area soggetta a salvage logging (Fig. 5-20). Nell'area OSNI è stato osservato un incremento di 5 piante sia per l'abete rosso, crescendo da 160 a 165 piante, che per il pino mugo, che nel 2021 è risultato essere presente in 6 piante. La presenza del pino silvestre, rilevata interamente nelle aree di saggio poste più a monte, nel 2021 è stata registrata in 10 piante, una in meno rispetto al 2019.

Dinamiche simili sono state osservate anche in zona salvage logging. Le piante di abete rosso rilevate sono diminuite da 185 nel 2019 a 177 nel 2021 mentre il pino silvestre è aumentato di 7 piante, incrementando così da 1 a 8. Nel 2021 sono state rilevate specie non riscontrate durante la campagna di raccolta dati del 2019, sono stati registrate 2 piante di pino mugo e 4 di sorbo.

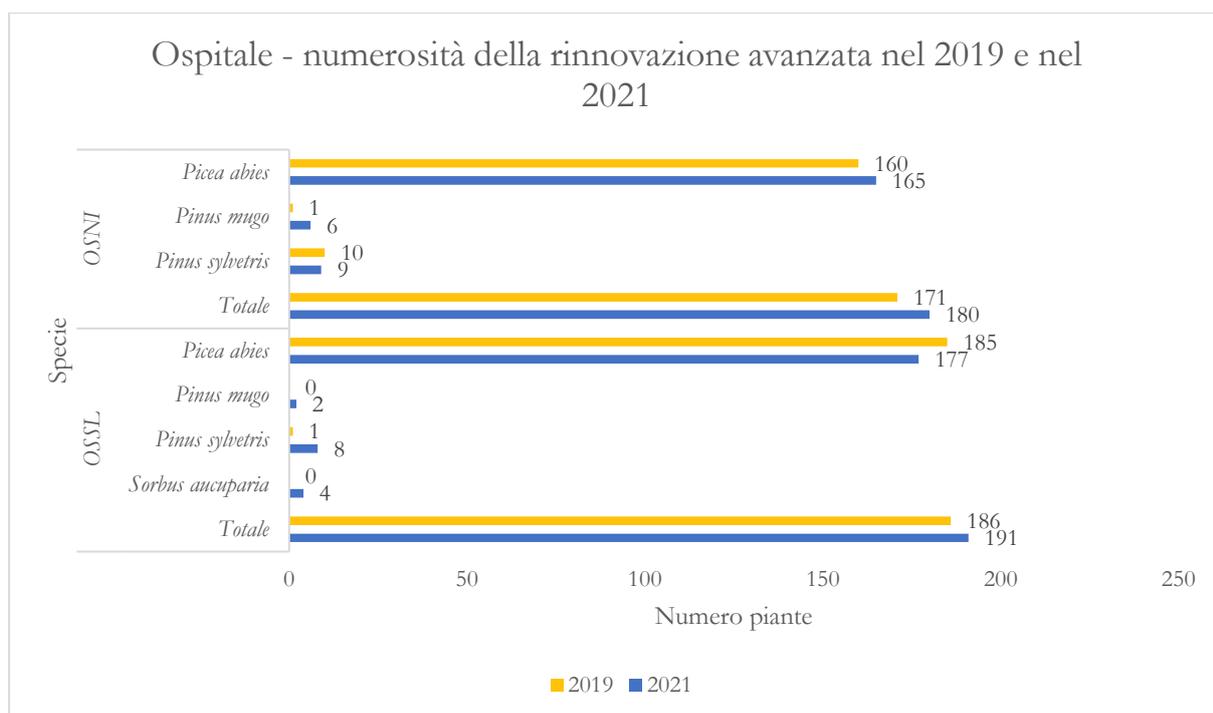


Figura 5-20: confronto tra la rinnovazione con altezza superiore ai 20 cm rilevata nel 2019 e nel 2021 per le aree Ospitale no intervention e salvage logging.

Il test Chi-quadro effettuato per la rinnovazione avanzata nelle aree della località Ospitale ha mostrato una differenza significativa con un valore di $p\text{-value} < 0,05$ solamente per l'area soggetta a salvage logging (Tab. 5-11).

Tabella 5-11: test Chi-quadro effettuato sulla differenza della rinnovazione avanzata tra il 2019 ed il 2021. A sinistra il test riferito all'area OSNI e a destra il test riferito all'area OSSL.

Chi squared - OSNI rinnovazione avanzata 2019-2021				Chi squared - OSSL rinnovazione avanzata 2019-2021			
Rows, columns:	3, 2	Degrees freedom:	2	Rows, columns:	4, 2	Degrees freedom:	3
Chi2:	3,4725	p (no assoc.):	0,1762	Chi2:	11,557	p (no assoc.):	0,0091
Monte Carlo p :	0,1965			Monte Carlo p :	0,0017		

La numerosità delle piante di altezza superiore ai 20 cm rilevata in località Valbona ha mostrato valori simili tra il 2019 e il 2021. Nell'area no intervention gli abeti rossi sono cresciuti da 260 a 276 piante. La presenza dell'abete bianco è risultata essere quasi invariata, passando da 3 piante rilevate nel 2019 a 4 piante nel 2021 mentre il faggio, presente in una sola pianta nel 2019, nel 2021 è stato rilevato con 13 piante. Il sorbo, assente nel 2019, nel 2021 è stato registrato in 5 piante.

Nell'area Valbona salvage logging, abeti bianchi, faggi e sorbi hanno registrato un aumento nella numerosità dopo due anni, con l'abeto bianco passato da 8 ad 11 piante, il faggio da 17 a 45 e il sorbo da 1 a 18. Il numero di abeti rossi presenti è invece diminuito di 6 piante, registrando 150 piante nel 2021, mentre l'unica pianta di acero di monte presente nel 2019 non è stata rilevata nel 2021 (Fig. 5-21).

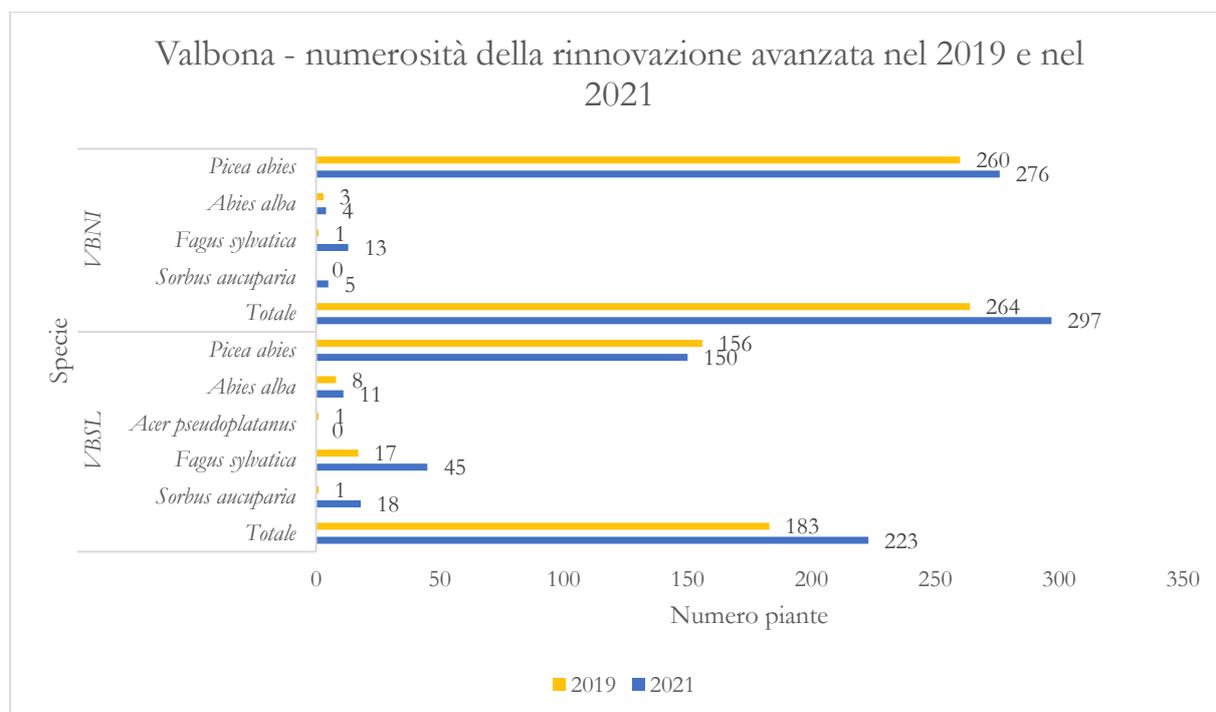


Figura 5-21: confronto tra la rinnovazione con altezza superiore ai 20 cm rilevata nel 2019 e nel 2021 per le aree Valbona no intervention e salvage logging.

Con l'applicazione del test Chi-quadro la differenza nella numerosità della rinnovazione avanzata è risultata essere significativa con valori di $p\text{-value} < 0,05$ per entrambe le aree situate in località Valbona. (Tab. 5-12)

Tabella 5-12: test Chi-quadro effettuato sulla differenza della rinnovazione avanzata tra il 2019 ed il 2021. A sinistra il test riferito all'area VBNI e a destra il test riferito all'area VBSL.

Chi squared - VBNI rinnovazione avanzata 2019-2021				Chi squared - VBSL rinnovazione avanzata 2019-2021			
Rows, columns:	4, 2	Degrees freedom:	3	Rows, columns:	5, 2	Degrees freedom:	4
Chi2:	13,9	p (no assoc.):	0,0030	Chi2:	25,576	p (no assoc.):	3,85E-05
Monte Carlo p :	0,0013			Monte Carlo p :	0,0001		

5.4 Analisi sul legno morto

Sono quindi state effettuate le interpolazioni TIN dell'altezza del legno morto nelle due aree della località Ospitale (Fig. 5-22 e 5-23) e della località Valbona (Fig. 5-24 e 5-25).

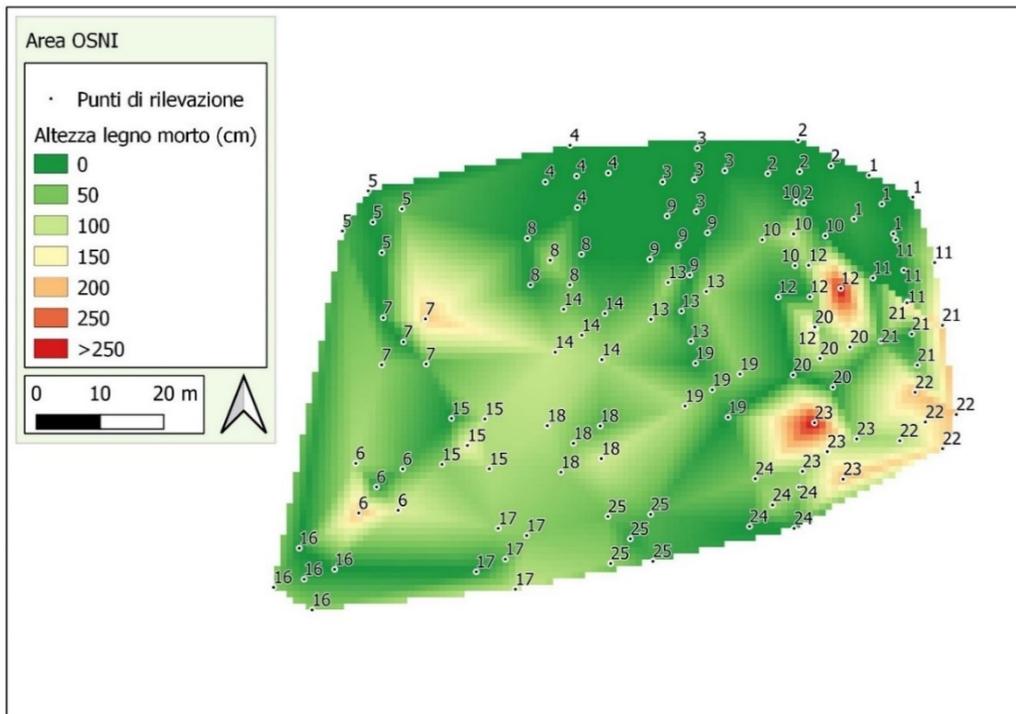


Figura 5-22: mappa dell'interpolazione TIN dell'area OSNI.

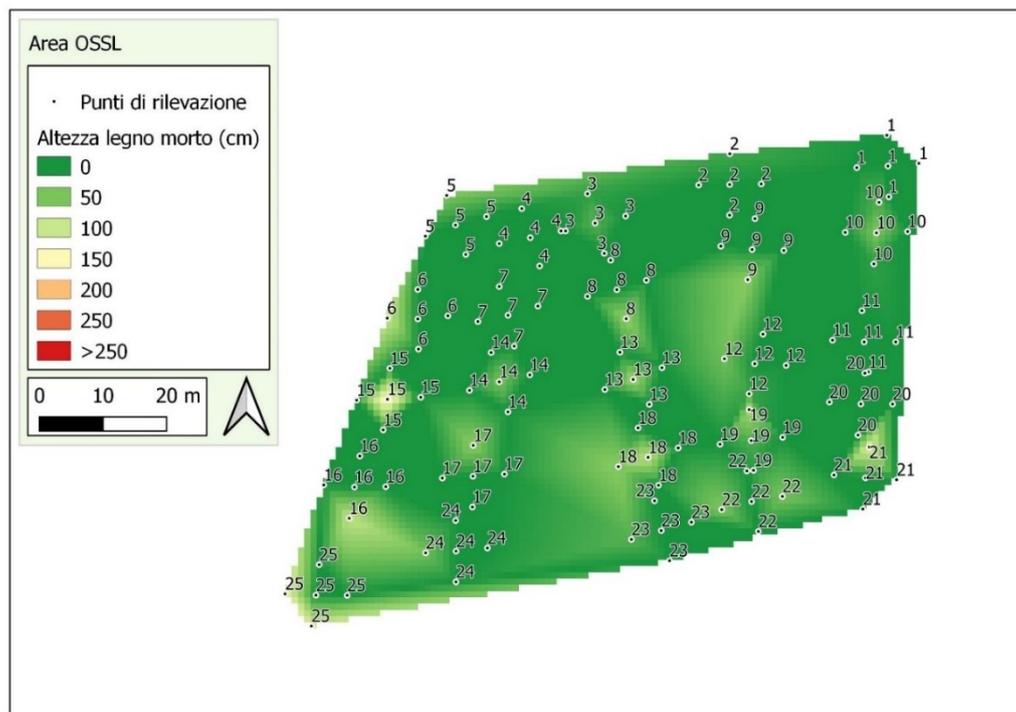


Figura 5-23: mappa dell'interpolazione TIN dell'area OSSL.

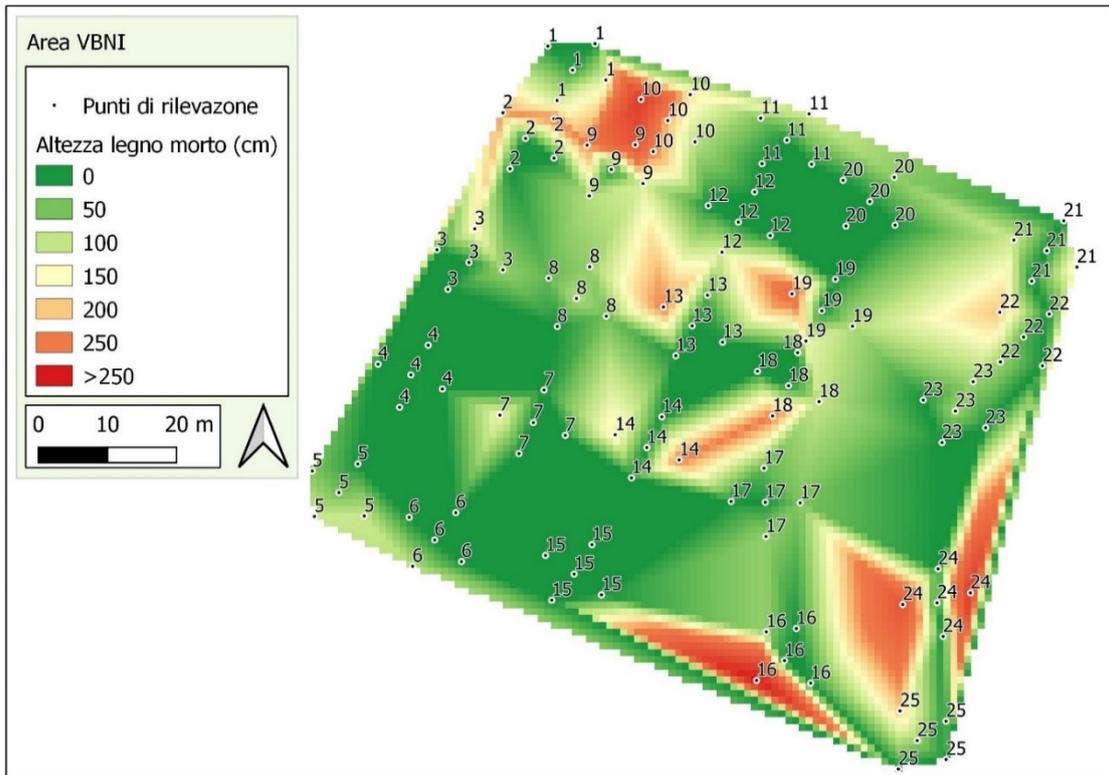


Figura 5-24: mappa dell'interpolazione TIN dell'area VBNI.

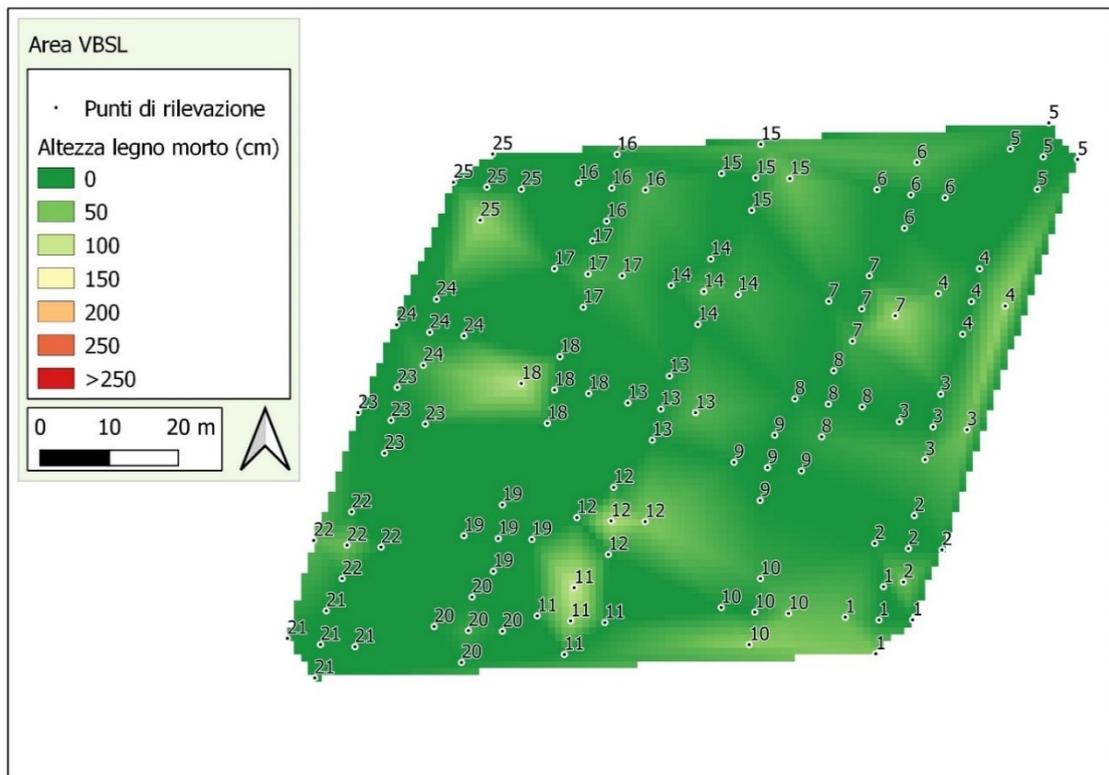


Figura 5-25: mappa dell'interpolazione TIN dell'area VBSL.

Sono stati osservati i valori di altezza associate ad ogni cella del raster di interpolazione (Fig. 5-26) ed è stato effettuato un test t per il confronto tra le medie dei valori ottenuti nelle aree lasciate a libera evoluzione e a quelle sottoposte a salvage logging (Tab. 5-13).

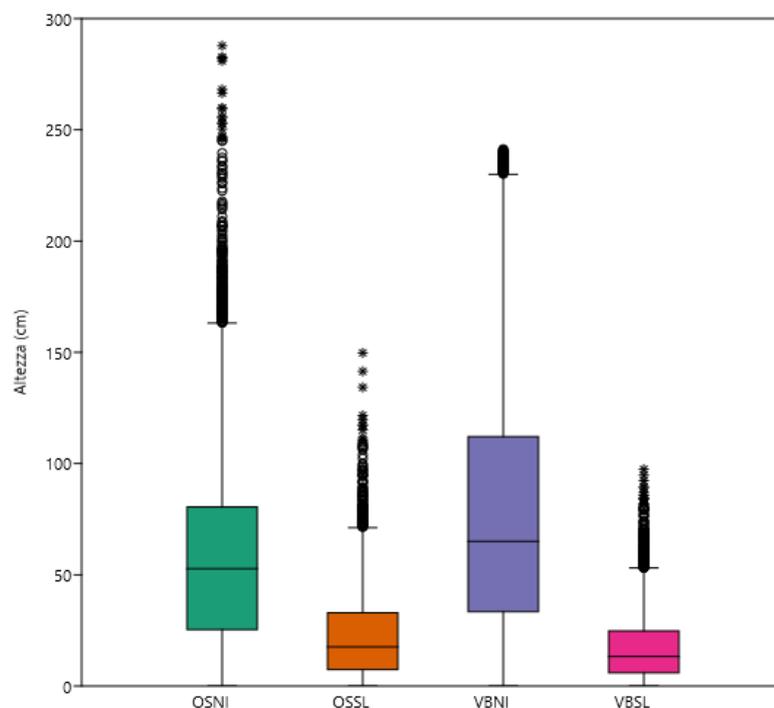


Figura 5-26: boxplot delle altezze dei punti calcolati con l'interpolazione TIN per le quattro aree studiate.

Tabella 5-13: test-T sulle medie delle altezze dell'interpolazione TIN.

Test sulla media delle altezze del legno morto					
Area	No intervention	Salvage logging	Diff. tra le medie	t	p-value
Ospitale	59,064	22,801	36,262	43,507	0,0001
Valbona	78,622	17,683	60,939	68,661	0,0001

Le zone lasciate a libera evoluzione mostrano valori di altezza media del legno morto accumulato molto maggiori rispetto alle zone sottoposte a salvage logging. Il valore di altezza massimo registrato è risultato essere di 288 cm di altezza in zona OSNI. I valori di $p\text{-value} < 0,05$, sia in zona Ospitale che in zona Valbona, dimostrano come la differenza della media dell'altezza tra i due trattamenti sia da considerarsi significativa.

Per quanto riguarda il legno morto, nelle aree di saggio delle due aree no intervention sono stati contati gli individui schiantati a terra (log) e gli individui stroncati (snag) mentre nelle aree salvage logging sono state contate le ceppaie presenti (stump). La numerosità degli elementi di necromassa rilevati è quindi stata rapportata all'ettaro (Tab. 5-14).

Tabella 5-14: numero degli elementi di necromassa rilevati nelle quattro aree studio.

area	log		snag		stump	
	n° rilevati	n° /ha	n° rilevati	n° /ha	n° rilevati	n°/ha
OSNI	168	1344	18	144	-	-
OSSL	-	-	-	-	100	800
VBNI	122	976	14	112	-	-
VBSL	-	-	-	-	112	896

Nelle aree di saggio delle aree no intervention, ed in particolar modo nell'area OSNI, è stata rilevata una notevole quantità di legno morto sotto forma di log. Valori così elevati sono spiegabili dal momento che le aree di saggio distano le une dalle altre dai 10 ai 20 metri per cui è possibile che uno stesso albero schiantato sia stato contato in diverse aree di saggio. Il valore riferito alla densità non è quindi da considerarsi come indice del numero di schianti ma come indicatore della quantità di legno morto presente in ogni area.

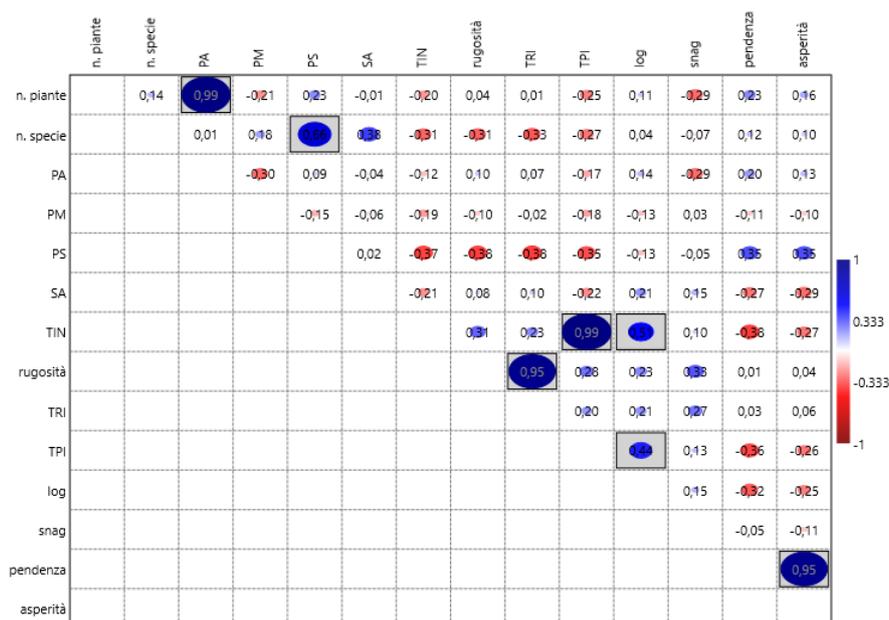
5.5 Matrici di correlazione

I parametri relativi alla numerosità delle piante rilevate sono stati confrontati con i dati relativi alle caratteristiche di superficie e di necromassa presenti nelle diverse aree attraverso la correlazione lineare di Pearson (Tab. 5-15 , esempio della matrice di correlazione delle piante totali rilevate in area OSNI). Nella diagonale superiore è riportato il valore di p-value mentre nella diagonale inferiore il valore indica la correlazione lineare tra le due variabili dove “-1” è il valore minimo e indica una proporzionalità inversa perfetta e “1” è il valore massimo che indica una proporzionalità diretta perfetta. Il software Past consente anche di osservare la rappresentazione grafica della matrice di correlazione. Le combinazioni con valori di p-value<0,05 sono evidenziate con un colore scuro mentre ogni cella presenta il valore di correlazione lineare associato alla combinazione (Tab. 5-16).

Tabella 5-15: matrice di correlazione lineare di Pearson per l'area OSNI.

OSNI	n. piante	n. specie	PA	PM	PS	SA	TIN	rugosità	TRI	TPI	log	snag	pendenza	asperità
n. piante		0,51364	3,97E-19	0,31268	0,27939	0,95455	0,32973	0,85384	0,9452	0,23576	0,5959	0,16159	0,26932	0,44199
n. specie	0,13703		0,97528	0,39218	0,000288	0,063181	0,13697	0,13015	0,10775	0,19698	0,86557	0,75476	0,57384	0,64209
PA	0,98522	0,006531		0,15178	0,65325	0,84048	0,56941	0,62936	0,74487	0,42494	0,51752	0,16207	0,33971	0,53377
PM	-0,21042	0,17891	-0,29533		0,46259	0,75863	0,3613	0,63798	0,93579	0,39723	0,55015	0,88185	0,60709	0,62918
PS	0,22507	0,66493	0,094485	-0,15392		0,92249	0,066775	0,0645	0,058887	0,090963	0,54956	0,81257	0,089954	0,088703
SA	-0,01202	0,37704	-0,04241	-0,06471	0,020507		0,31285	0,70676	0,62778	0,28168	0,31834	0,47836	0,1954	0,16649
TIN	-0,2033	-0,30591	-0,11949	-0,19065	-0,37239	-0,21035		0,13561	0,26223	6,70E-23	0,00999	0,63041	0,061794	0,19432
rugosità	0,038818	-0,31106	0,10147	-0,09894	-0,37531	0,079177	0,30693		9,29E-13	0,17905	0,25822	0,10426	0,96339	0,85933
TRI	0,014489	-0,32949	0,068514	-0,01698	-0,38287	0,10194	0,23305	0,9462		0,33954	0,30977	0,18523	0,90329	0,76061
TPI	-0,24606	-0,267	-0,167	-0,17704	-0,34526	-0,22403	0,99308	0,27763	0,19929		0,026614	0,54981	0,074771	0,20404
log	0,11143	0,035674	0,13578	-0,12546	-0,12564	0,20803	0,50524	0,23497	0,21166	0,44288		0,48632	0,11331	0,23042
snag	-0,28872	-0,06578	-0,28841	0,031321	-0,04995	0,14861	0,10116	0,33261	0,27388	0,12556	0,14596		0,82335	0,58578
pendenza	0,22972	0,11813	0,19923	-0,10808	0,34627	-0,2679	-0,37889	0,009676	0,025608	-0,36269	-0,32467	-0,04703		9,64E-13
asperità	0,161	0,097737	0,1306	-0,10152	0,34754	-0,28553	-0,26853	0,037346	0,064157	-0,26299	-0,2488	-0,11449	0,94602	

Tabella 5-16: rappresentazione grafica della correlazione lineare di Pearson per l'area OSNI.



Per capire che relazioni esistano tra la numerosità di piante e di specie e le caratteristiche della superficie sono state effettuate 12 matrici di correlazione, 3 per ogni area, considerando quindi: il totale delle piante rilevate, le piante con altezza inferiore o uguale a 20 cm e le piante con altezza superiore a 20 cm. In questo capitolo sono riportate solo le correlazioni che sono risultate essere significative.

Per l'area OSNI sono state trovate correlazioni significative per quanto riguarda le piante di rinnovazione avanzata (Tab. 5-17).

Tabella 5-17: correlazioni lineari di Pearson significative per la rinnovazione avanzata nell'area OSNI.

	n. piante	log		n. specie	TIN
n. piante		0,0128	n. specie		0,0108
log	-0,4906		TIN	-0,5007	
	n. specie	rugosità		n. specie	TRI
n. specie		0,0055	n. specie		0,0191
rugosità	-0,5386		TRI	-0,4652	
	n. specie	TPI		n. specie	log
n. specie		0,0252	n. specie		0,0020
TPI	-0,2558		log	-0,5873	
	n. specie	snag		PA	log
n. specie		0,0441	PA		0,0304
snag	-0,4060		log	-0,4335	

Dall'osservazione dei dati di correlazione emerge che il numero delle piante è inversamente proporzionale al numero di log rilevati. Anche per il numero di specie diverse rilevate è emersa una relazione negativa per quanto riguarda i valori di superficie, in particolare quelli riferiti alla rugosità e agli indici TRI e TPI; è risultata essere inversamente proporzionale anche la relazione tra quantità di log e snag e numero di specie rilevate. Per quanto riguarda la quantità di rinnovazione avanzata delle singole specie, l'abete rosso è risultato essere correlato negativamente alla quantità di log presenti.

Per la zona OSSL non sono state rilevate correlazioni significative.

Nella zona VBNI non sono state rilevate correlazioni significative per quanto riguarda il campione totale delle piante ma sono state osservate delle correlazioni significative per quanto riguarda la rinnovazione post-disturbo (Tab. 5-18) e la rinnovazione avanzata (Tab. 5-19).

Tabella 5-18: correlazione lineare di Pearson significativa per la rinnovazione post-disturbo nell'area VBNI.

	n. specie	asperità
n. specie		0,0490
asperità	0,3977	

Tabella 5-19: correlazioni lineari di Pearson significative per la rinnovazione avanzata nell'area VBNI.

	n. piante	pendenza		PA	pendenza
n. piante		0,0217	PA		0,0197
pendenza	-0,4569		pendenza	-0,4633	

La correlazione tra quantità di specie di rinnovazione post-disturbo e asperità è risultata significativa a fronte di un p-value pari a 0,049 mentre, per quanto riguarda la rinnovazione avanzata, sia il numero di piante che la numerosità dell'abete rosso sono state correlate ad una diminuzione della pendenza.

Nell'area VBSL, considerando il totale delle piante rilevate, l'indice TPI è risultato essere correlato significativamente al numero delle specie e al numero di sorbi con un p-value < 0,05. L'indice TRI è invece correlato con la presenza dell'abete bianco (Tab. 5-20).

Tabella 5-20: correlazioni lineari di Pearson significative per l'area VBSL.

	n. specie	TPI		SA	TPI
n. specie		0,0464	SA		0,0484
TPI	0,4020		TPI	0,3986	

	AA	TRI
AA		0,0383
TRI	0,4166	

Sempre nella zona VBSL sono state rilevate delle correlazioni significative per quanto riguarda la rinnovazione avanzata (Tab. 5-21). Gli indici di superficie TIN e TPI sono risultati essere correlati positivamente con il numero di specie mentre la presenza dell'abete bianco è risultata essere correlata positivamente con l'aumentare dei valori degli indici TIN, TRI e TPI. La presenza dei sorbi invece è risultata essere correlata positivamente con l'aumentare dei valori dell'indice TPI e con l'aumentare di pendenza e asperità del terreno.

Tabella 5-21: correlazioni lineari di Pearson significative per la rinnovazione avanzata nell'area VBSL.

	n. specie	TIN		n. specie	TPI
n. specie		0,0165	n. specie		0,0164
TIN	0,4747		TPI	0,4752	

	AA	TIN		AA	TRI
AA		0,0014	AA		0,0013
TIN	0,60345		TRI	0,6084	

	AA	TPI		SA	TIN
AA		0,0018	SA		0,0127
TPI	0,5917		TIN	0,4910	

	SA	TPI		SA	pendenza
SA		0,0143	SA		0,0463
TPI	0,48382		pendenza	0,4022	

	SA	asperità
SA		0,0473
asperità	0,4005	

5.6 Disseccamento e danni da brucatura in zona Valbona

In località Valbona si è proceduto con il rilievo delle piante di abete rosso che hanno mostrato segni di disseccamento e morte (Fig. 5-27). Nell'area Valbona no intervention sono state rilevate 27 piante secche su un totale di 935 piante di rinnovazione di abete rosso per una presenza relativa del 2,89 %. In area salvage logging sono stati invece rilevati 25 abeti rossi disseccati e deperiti su un totale di 677 piante, la presenza relativa delle piante secche rilevate è stata quindi del 3,69 %. L'altezza minima delle piante disseccate registrate è stata pari a 12 cm mentre l'altezza massima rilevata è risultata essere pari a 250 cm.

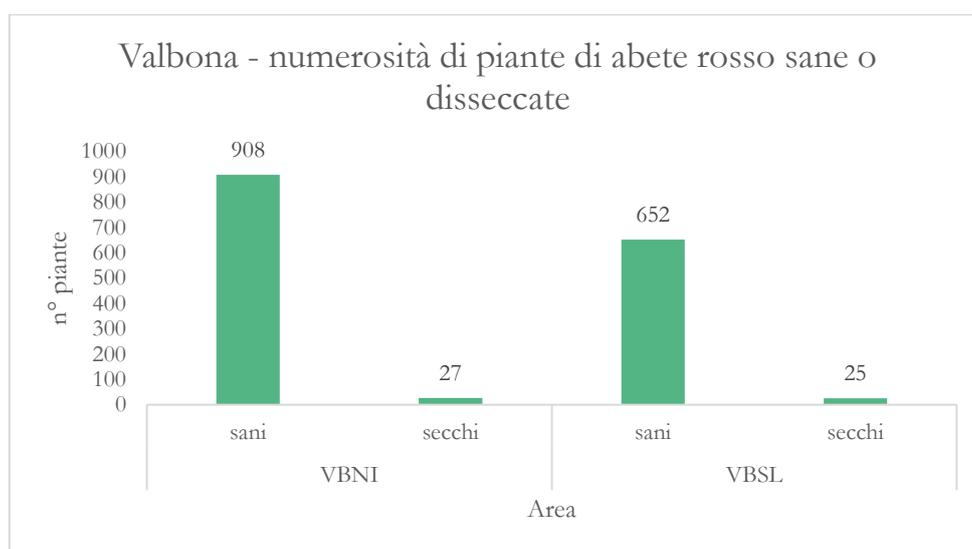


Figura 5-27: abbondanza di piante di abete rosso sane o disseccate rilevate nelle due aree della località Valbona.

È stato utilizzato il test di Pearson per ricercare delle correlazioni lineari tra le piante sane e quelle disseccate con i parametri di superficie calcolati dai DTM forniti dalla Regione Veneto e dalle elaborazioni sulla necromassa. Sono state riscontrate delle correlazioni significative ($p\text{-value} < 0,05$) nella zona salvage logging tra la presenza di abeti rossi disseccati e gli indici TIN, TRI e TPI (Tab. 5-22).

Tabella 5-22: correlazioni lineari di Pearson significative per l'area VBSL.

	PA secchi	TIN		PA secchi	TRI
PA secchi		0,0012	PA secchi		0,0022
TIN	0,6107		TRI	0,5836	
	PA secchi	TPI			
PA secchi		0,0031			
TPI	0,5671				

Degli 11 sorbi degli uccellatori rilevati in zona Valbona no intervention, 3 hanno mostrato segni di brucatura. Nella zona salvage logging sono stati rilevati in totale 59 sorbi di cui 11 hanno mostrato danni da brucatura (Fig. 5-28). La distribuzione dei sorbi sani nella zona salvage logging è risultata essere ripartita in ordine sparso tra 14 aree di saggio mentre la distribuzione dei sorbi danneggiati è risultata essere concentrata all'interno di 5 aree di saggio poste in prossimità del confine occidentale dell'area VBSL.

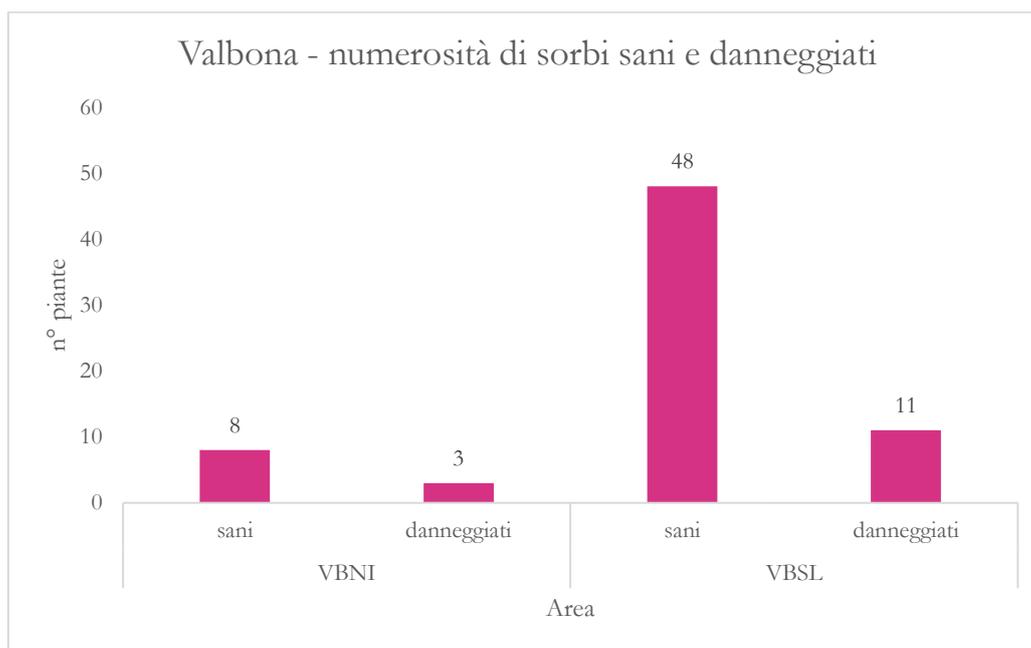


Figura 5-28: grafico relativo all'abbondanza di piante di sorbo sane o danneggiate rilevate nelle due aree della località Valbona.

Nell'area Valbona salvage logging è stata rilevata una correlazione positiva tra la presenza di sorbi sani e valori elevati dell'indice di superficie TPI, questa correlazione non è risultata essere significativa per i sorbi danneggiati (Tab. 5-23).

Tabella 5-23: correlazioni lineari di Pearson per l'area VBSL.

	SA sani	TPI		SA dann.	TPI
SA sani		0,0139	SA dann.		0,6019
TPI	0,4852		TPI	-0,1096	

6 Discussione

Le quattro aree studio permanenti allestite in seguito alla tempesta Vaia del 2018 hanno permesso di individuare le dinamiche di rinnovazione nel breve periodo in seguito ad un disturbo da vento. Da un primo confronto sulla numerosità totale delle piante rilevate è stato notato come questo dato fosse simile nelle due aree studio situate in località Ospitale mentre in località Valbona si è osservato un numero decisamente superiore di piante rilevate nell'area no intervention. Per comprendere meglio le dinamiche e le cause delle differenze tra le due aree si è proceduto con una ricerca più specifica delle differenze tra le zone no intervention e quelle salvage logging, iniziando dalle due aree studio poste in località Ospitale. Data la composizione dei boschi nei quali sono inserite le aree studio, ovvero peccete secondarie altimontane, non ha stupito rilevare una rinnovazione quasi esclusiva di abete rosso in entrambe le aree. Il pino silvestre, in accordo con il fatto di essere una specie pioniera, è risultata essere la seconda specie più diffusa nelle due aree, con una presenza maggiore nell'area no intervention, seguita dalla presenza di alcuni pini mughi e di sorbi. La numerosità del pino silvestre è comunque contenuta rispetto all'abete rosso, dal momento che è necessario che un sito sia interessato da frequenti disturbi affinché si riscontri una maggiore proporzione di pino silvestre (Kuuluvainen & Juntunen, 1998). Considerando la sola numerosità della rinnovazione post-disturbo, le piante di abete rosso e pino silvestre sono risultate essere più numerose nell'area no intervention. La presenza di alberi di grosse dimensioni di pino silvestre poste in porzioni a quota più elevata dell'area OSNI ha probabilmente favorito l'affermarsi di questa specie (Szwagrzyk et al., 2021).

Sono quindi stati analizzati i parametri di numerosità e altezza di rinnovazione nelle due aree situate in località Valbona. Anche in questa località l'abete rosso è la specie dominante e, come per le aree della località Ospitale, ha fatto registrare i valori di numerosità più elevati in entrambe le aree studio. A differenza della zona Ospitale però, in questa località non sono stati rilevati pini silvestri, ma sono state contate diverse piante di abete bianco, acero di monte e faggio, distribuiti con maggiore frequenza nell'area no intervention. Rispetto alla località Ospitale infatti, in località Valbona si riscontrano condizioni più umide e meno esposte al sole, ci sono quindi condizioni più favorevoli per la vegetazione. L'area salvage logging invece ha presentato un maggiore numero di sorbi. Questo sembra confermare quanto rilevato in studi effettuati sui boschi di regioni subalpine e montane (Zywiec & Ledwon, 2008; Kramer et al. 2014) dove la rinnovazione di sorbo è stata rilevata in grande

quantità in peccete e boschi misti colpiti da disturbi, in particolar modo qualora non fossero presenti altre specie pioniere come la betulla (*Betula pendula*) e il pioppo tremulo (*Populus tremula*). Questa caratteristica è stata osservata più nel dettaglio attraverso il confronto della rinnovazione post-disturbo tra le due aree dove il sorbo è risultato essere nettamente più presente nell'area salvage logging. Sempre considerando la rinnovazione al di sotto dei 20 cm, le piante delle altre specie rilevate sono risultate essere molto più numerose nell'area no intervention, in particolar modo per le piante di abete bianco, di acero di monte e di faggio. Il maggior numero di abeti bianchi nell'area no intervention sembra confermare quanto evidenziato da Szwagrzyk (2021), in quanto, rispetto alla disponibilità di seme, l'assenza di zone d'ombra risulta essere il fattore limitante preponderante per la diffusione del seme. Tali zone d'ombra sarebbero però garantite con maggiore frequenza nelle aree no intervention. Sempre nell'area a libera evoluzione, la presenza così numerosa di acero di monte e faggio è probabilmente da attribuirsi alla presenza di alberi portaseme di grandi dimensioni nelle vicinanze della rinnovazione. Entrambe le specie, sempre secondo Szwagrzyk (2021), mostrano infatti nella dispersione del seme su lunghe distanze un importante fattore limitante. Osservando invece la rinnovazione avanzata, le piante di abete rosso sono risultate essere più numerose nell'area no intervention mentre le piante di abete bianco, faggio e sorbo sono risultate essere più numerose nell'area salvage logging. Una grande abbondanza del sorbo conferma le osservazioni fatte in merito al suo carattere di specie pioniera. Per piante come l'abete bianco ed il faggio invece, specie tolleranti l'ombra, gli studi di Fidej et al. (2016) hanno affermato come siano state rilevate in abbondanza in contesti in cui il salvage logging non abbia danneggiato alberi di grande dimensioni. Nell'area studio posta a salvage logging infatti non è stata rimossa la totalità delle piante in piedi, sono quindi rimaste delle zone in cui, individui o gruppi di individui sopravvissuti al disturbo, hanno fornito riparo alla rinnovazione, sia dalla luce che dai lavori di rimozione del materiale schiantato. Dalle analisi sul valore dell'altezza, sono state riscontrate differenze significative analizzando in modo separato la rinnovazione post-disturbo e la rinnovazione avanzata. È stato possibile osservare come l'altezza media fosse più alta nell'area VBNI in entrambi i casi, confermando quanto rilevato da Fidej et al. (2016), secondo cui la crescita delle piante sembra essere più rapida nelle zone no intervention. La ricerca si è poi concentrata sulle singole specie, dove è emersa la conferma di un'altezza media maggiore dell'abete rosso nell'area no intervention. Nell'area VBSL sono stati rilevati valori

significativi di altezza più elevata sulla rinnovazione totale dell'abete bianco e sulla rinnovazione totale del faggio. Queste specie hanno mostrato una numerosità più elevata tra le piante più alte ma quasi nulla tra quelle al di sotto dei 20 cm. Si può quindi dedurre come questi dati siano associabili a piante di età probabilmente più avanzata. Questo andrebbe a sostegno dell'ipotesi fatta in precedenza per cui queste piante, appartenenti a specie tolleranti l'ombra e presenti nell'area salvage logging, abbiano giovato della protezione offerta dai gruppi di individui non interessati dalle operazioni di sgombero del materiale.

Da quanto emerge dal confronto tra i dati rilevati in occasione di questa tesi e quelli raccolti nel 2019, un anno dopo la tempesta Vaia, in località Ospitale è stato osservato un aumento della numerosità degli individui di rinnovazione in entrambe le aree, a dimostrazione del fatto che, anche dopo pochi anni da un disturbo, la rinnovazione può insediarsi in maniera abbondante (Castro et al., 2011). Nel 2019, la ridotta quantità di rinnovazione era stata attribuita alle conseguenze dei lavori di rimozione del materiale schiantato. A due anni di distanza è stato osservato un deciso aumento della rinnovazione di abete rosso. Sono inoltre state rilevate alcune specie pioniere, il pino silvestre e il sorbo, che non erano state rilevate nel 2019. Tuttavia l'analisi statistica non ha individuato differenze significative nelle due aree. Nonostante un grande aumento del numero degli abeti rossi infatti, le specie pioniere sono state rilevate in poche piante. È ipotizzabile quindi che in questa località siano necessari altri anni prima che si possa constatare un aumento significativo della rinnovazione. Una possibile causa può imputarsi ad un repentino aumento dello stress idrico, causato dall'aumento di calore conseguente alla maggior quantità di radiazione solare diretta incidente in questa area in seguito allo schianto del soprassuolo. Gli ecosistemi infatti possono impiegare anche più di 10 anni per recuperare da condizioni di stress idrico (Fu et al., 2017). La rinnovazione post-disturbo in località Valbona ha mostrato dinamiche simili ma interessando valori più elevati. Nell'area no intervention è stato osservato un generale incremento di numerosità tra tutte le specie, confermando quanto rilevato in condizioni di libera evoluzione da Fidej et al. (2006). Nella zona salvage logging invece, a fronte di un aumento consistente di piante di abete rosso e del sorbo, le altre specie hanno registrato valori di differenza ben più bassi. Considerata infatti la composizione dei boschi limitrofi, la disponibilità di seme di abete rosso è presente in abbondanza e, nelle aree salvage logging, può colonizzare facilmente le numerose zone in cui il suolo nudo è stato esposto (Karlsson

& Nilsson, 2005). La rinnovazione post-disturbo di piante come il faggio, l'abete bianco e l'acero invece, al di fuori di locali nuclei favorevoli discussi in precedenza, può trovare difficoltà nell'affermarsi date le scarse condizioni di ombra generalmente presenti nelle aree poste a salvage logging (Szwagrzyk, 2021). Al momento attuale dunque, la composizione specifica della rinnovazione post-disturbo appare essere più eterogenea nell'area no intervention con l'abete rosso presente sì in grande quantità ma rappresentate solo la metà della rinnovazione rilevata. Nell'area salvage logging invece, la presenza specifica relativa dell'abete rosso è ben maggiore, rappresentando la quasi totalità di tutte le piante di altezza inferiore ai 20 cm rilevate.

Per quanto riguarda la rinnovazione avanzata, in località Ospitale, nell'area no intervention, la quantità di rinnovazione è rimasta quasi invariata dopo due anni. Nell'area salvage logging, la variazione nel numero di piante è contenuta in termini assoluti ma ha fatto comunque registrare una differenza significativa. La differenza significativa tra la numerosità di specie è da ricondurre all'aumento delle specie presenti rispetto al 2019, infatti dopo un disturbo la diversità specifica tende ad aumentare anche per quanto riguarda le specie forestali (Peterson, 2000). Tuttavia, il riscontro di una crescita numerica delle sole piante pioniere nella zona OSSL e di una crescita esigua delle piante in area OSNI potrebbe essere una conferma di una lenta evoluzione nelle dinamiche forestali della località Ospitale. La rinnovazione avanzata in località Valbona, ha invece registrato delle differenze significative in entrambe le aree studio. In area no intervention è stata registrata una crescita nella numerosità di tutte le specie. Nell'area salvage logging sono cresciute le piante di abete bianco, di faggio e di sorbo, tuttavia, come per l'area OSSL, è stata registrata una diminuzione nella numerosità dell'abete rosso. In entrambe le località quindi gli abeti rossi di rinnovazione avanzata sono diminuiti di numerosità nelle aree salvage logging, a differenza di quelli situati nelle aree a libera evoluzione. Questo potrebbe essere indice di uno stress subito dalle piante nelle zone SL che, superata una certa altezza, non hanno più riparo (Marangon et al. 2022).

È stato quindi ricercato il ruolo svolto dal legno morto sulle dinamiche di rinnovazione delle aree studiate. Rammig et al. (2007) hanno dimostrato come il legno morto possa fungere sia da microsito favorevole alla germinazione che da barriera ad eventuali danni da brucatura. Inoltre, in stadi avanzati di decomposizione, elementi come log (alberi schiantati), snag (alberi stroncati) e stump (ceppaie) possono rappresentare una fonte di

biomassa disponibile per lo sviluppo delle piante, liberando nutrienti e fungendo da substrato preferenziale per l'insediamento della rinnovazione (Bujoczek et al., 2015). Il valore delle altezze medie della necromassa, frutto delle interpolazioni effettuate sulle misurazioni, varia molto tra un'area lasciata a libera evoluzione ed una posta a salvage logging. Tuttavia, per quanto il risultato dell'interpolazione possa essere di buona qualità, è sempre possibile che anomalie locali, come un ingente accumulo localizzato di necromassa, influenzino una notevole porzione di area limitrofa. È anche possibile che, paradossalmente, in un'area lasciata a libera evoluzione, l'elevata quantità di accumuli di necromassa e la relativa minor presenza di zone prive di accumuli in corrispondenza dei punti di rilevazione, crei nell'interpolazione un livellamento e delle altezze verso valori più elevati, venendo così a mancare la possibilità di osservare fenomeni legati all'eterogeneità tipica delle zone non liberate dagli schianti. Sarà pertanto possibile in futuro integrare questi dati, comunque rappresentativi della quantità di materiale presente, con sistemi di rilevazione a risoluzione più elevata come quelli forniti dalla tecnologia LiDAR che potrà consentire uno studio più puntuale delle dinamiche legate all'accumulo di necromassa.

Dall'applicazione delle correlazioni lineari di Pearson sono emerse delle correlazioni significative tra rinnovazione e caratteristiche legate alla superficie delle diverse aree. In località Ospitale il numero di specie con altezza superiore ai 20 cm è risultato essere inversamente proporzionale alla quantità di necromassa, considerata sia dal punto di vista dell'altezza dell'ingombro che dalla presenza di elementi come log e snag. Si ricorda che la località Ospitale ha fatto registrare bassi valori di incremento della numerosità e, oltre all'abete rosso, sono stati rilevati il pino mugo e il pino silvestre, una specie pioniera riscontrata esclusivamente nella porzione dell'area più alta e meno danneggiata. Tali risultati sono in contraddizione con studi condotti sulla necromassa, secondo cui questa dovrebbe favorire la presenza di rinnovazione (Marzano et al., 2013). È quindi ipotizzabile come la necromassa, in una località dove le dinamiche evolutive sembrano susseguirsi a ritmo più lento e la quantità di log per area di saggio è elevata, sia presente in quantità tali da ostacolare lo sviluppo della rinnovazione, sia perché ancora troppo poco decomposta (Stroheker et al. 2018), sia perché può fungere da pacciamante. La dinamica di correlazione inversa al numero di log è stata riscontrata anche considerando il numero di piante e il numero di abeti rossi presenti. In studi condotti nelle foreste dei monti Tatra (Polonia), la maggior concentrazione di rinnovazione sui log è stata riscontrata a partire da 20 anni dopo lo

schianto (Zielonka, 2006). Pertanto sarà interessante osservare come questa dinamica sarà espressa sul territorio.

In località Valbona sono state riscontrate correlazioni significative in entrambe le aree studio. Nell'area VBNI, per quanto riguarda la rinnovazione post-disturbo, il numero di specie è stato correlato positivamente con il parametro di asperità, stabilendo come ad una eterogeneità della superficie del terreno corrisponda un più elevato numero di specie insediate che possono quindi trovare condizioni diverse in cui stabilirsi (Vodde et al., 2010). La rinnovazione avanzata, sia per quanto riguarda il numero totale di piante che per quanto riguarda la sola rinnovazione di abete rosso, ha mostrato una correlazione negativa con il parametro di pendenza. La correlazione è concorde con i risultati ottenuti dallo studio della rinnovazione nei boschi dei monti Tatra, dove è stata evidenziata una significativa correlazione negativa tra la pendenza e la rinnovazione di abete rosso e abete bianco (Szwagrzyk et al., 2021). L'area VBNI è caratterizzata da forti pendenze, che raggiungono i 42°, la rinnovazione in questi primi anni ha quindi avuto modo di svilupparsi maggiormente nelle zone meno acclivi e impervie. Nella zona salvage logging sono state rilevate correlazioni significative prendendo in considerazione il campione totale della rinnovazione e la sola rinnovazione avanzata. Considerando il campione totale, sia il numero delle specie che la presenza di sorbo e abete bianco, sono state correlate positivamente con i parametri legati alla presenza di legno morto. Si deduce quindi che le piante abbiano trovato il modo di svilupparsi laddove la necromassa crei condizioni più favorevoli all'insediamento (Marangon et al. 2022). La rinnovazione di sorbo è stata correlata positivamente con l'aumento del valore della pendenza. Questo sembrerebbe essere concorde con quanto riscontrato da Szwagrzyk et al. (2021), dove è stata trovata una correlazione positiva tra la presenza di sorbo e l'aumento di pendenza, seppur debole. Si deve tuttavia considerare che per motivi tecnici legati ai lavori di sgombero del materiale schiantato, le condizioni di pendenza dell'area salvage logging sono nettamente inferiori rispetto all'area a libera evoluzione. Fa eccezione la porzione dell'area posta più a nord in cui la presenza di un fossato ha influenzato i valori della pendenza nelle aree di saggio poste in prossimità.

Un'ultima serie di analisi è stata effettuata sulle piante danneggiate di abete rosso e sorbo rilevati in località Valbona, in quanto non erano disponibili dati a sufficienza per le analisi in località Ospitale. State osservate delle correlazioni positive significative nell'area salvage logging tra la presenza di abeti rossi disseccati e alti valori di necromassa. Alcuni studi

effettuati sulle foreste temperate europee hanno dimostrato come il legno morto garantisca riparo alla rinnovazione, tuttavia, nelle zone salvage logging, l'assenza di chiome di grandi alberi inficia sulla rinnovazione privandola di protezione (Rammig et al., 2007; Jonasova et al., 2010). È dunque possibile che la rinnovazione, prima protetta dall'effetto del legno morto, sia in seguito andata incontro a stress per la mancanza di sufficiente riparo, in special modo durante le estati molto calde degli anni successivi allo schianto. Per quanto riguarda i sorbi invece, l'analisi si è concentrata sulle piante che hanno presentato danni da brucatura. Dalle analisi è emersa una correlazione positiva significativa nell'area salvage logging tra l'indice TPI associato alla necromassa e la presenza dei soli sorbi sani. È stato provato dalla letteratura che l'accumulo di legno morto funge da barriera contro la brucatura (Rammig et al., 2017). Inoltre è stato notato come la presenza dei sorbi danneggiati, sebbene non significativa, abbia presentato una correlazione negativa con gli elementi di necromassa. Sembra quindi delinearsi una situazione in cui le piante sane siano favorite dalla presenza di necromassa, anche in condizioni di relativa scarsità come quelle presenti in un'area posta a salvage logging (Castro et al. 2011). Nei prossimi anni sarà quindi interessante verificare se questa tendenza sarà confermata.

7 Conclusioni e prospettive future

In seguito alla tempesta Vaia del 2018, nel comune di Cortina d'Ampezzo sono state allestite quattro aree studio grazie alle quali è stato possibile osservare come la rinnovazione si sia insediata sia in un contesto di libera evoluzione, che di trattamento a salvage logging.

Le due aree poste in località Ospitale hanno mostrato come le dinamiche di rinnovazione siano ancora in uno stadio iniziale e, probabilmente, saranno necessari altri anni prima che la rinnovazione cominci a mostrare differenze significative. È stato ipotizzato che con il trascorrere degli anni la grande quantità di necromassa presente nell'area no intervention, che ora agisce come fattore limitante, si decomporrà e potrà fornire un substrato favorevole alla rinnovazione.

Le due aree poste in località Valbona hanno fornito maggiori informazioni sulle dinamiche evolutive. È stata rilevata una maggior abbondanza di rinnovazione nell'area no intervention mentre, nell'area salvage logging, è stato rilevato un crescente numero di faggi e sorbi. L'insediamento della rinnovazione è stato favorito dalle condizioni geomorfologiche, come la diminuzione locale di pendenza, e dagli accumuli di necromassa, la quale ha svolto un ruolo importante anche nell'area salvage logging. Presso questi accumuli, le piante di abete rosso si sono insediate con maggior facilità ma l'azione protettiva è venuta a mancare una volta superata l'altezza della necromassa, causando morte e disseccamenti. La necromassa ha garantito inoltre una protezione contro il fenomeno di brucatura sui sorbi.

A distanza di due anni dal primo monitoraggio, la numerosità della rinnovazione post-disturbo è aumentata in tutte le aree. Nelle aree no intervention è stato rilevato un aumento della numerosità delle piante in tutte le specie rilevate mentre, nelle aree salvage logging, sono stati registrati incrementi rilevanti solo tra le piante di abete rosso e sorbo. Per quanto riguarda la rinnovazione avanzata, la quantità di piante è rimasta stabile in località Ospitale, è aumentata invece in località Valbona. Qui, nell'area no intervention, è stato registrato un aumento nella numerosità delle piante in tutte le specie rilevate. Nell'area salvage logging sono invece diminuite le piante di abete rosso. Si ritiene quindi che le dinamiche di rinnovazione nel breve periodo siano agevolate nelle aree lasciate a libera evoluzione, dove le condizioni di riparo e microclima sono più favorevoli.

In futuro sarà quindi possibile osservare se le dinamiche delineate nel breve periodo saranno confermate. Rimangono ancora altri elementi da considerare e da studiare come, ad esempio, l'effetto della copertura erbacea nella competizione con la rinnovazione forestale. Grazie a tecnologie avanzate e come quelle fornite dal LiDAR, sarà possibile studiare con maggior precisione la distribuzione del legno morto accumulato, studiando così modelli sempre più espressivi della reale conformazione della superficie, permettendo un'analisi più approfondita di eventuali microsit.

È stato avviato inoltre un primo monitoraggio sulla mortalità e sui danni da ungulati che possono essere associati alle due forme di trattamento. Di notevole interesse sarà lo studio dell'evoluzione del fenomeno, esteso anche alla località Ospitale, dal momento in cui saranno presenti dati sufficienti. Le aree studio sono state allestite affinché possano fornire un monitoraggio costante e l'auspicio che si fa è che possano aiutare a comprendere sempre meglio le dinamiche ecologiche dei boschi alpini italiani, al fine di favorire una gestione della risorsa forestale sempre migliore.

Bibliografia

- Argenti C., Masin R., Pellegrini B., Perazza G., Prosser F., Scortgagna S., Tasinazzo S. (2019). Flora del Veneto dalle Dolomiti alla laguna veneziana. Cierre Edizioni.
- Blažytė-Čereškienė L., Apšegaitė V., Radžiūtė S., Mozūraitis R., Būda V., Pečiulytė D. (2016). Electrophysiological and behavioural responses of *Ips typographus* (L.) to trans-4-thujanol—a host tree volatile compound. *Journal of Advanced Research*. Volume 21.
- Bujoczek L., Bujoczek M., Banaś J., Zięba S. (2015). Spruce regeneration on woody microsites in a subalpine forest in the western Carpathians. *Silva Fennica*. Volume 49.
- Carlton G.C., Bazzaz F.A. (1998). Regeneration of three sympatric birch species on experimental hurricane blowdown microsites. *Ecological Monographs*. Volume 68, Issue 1.
- Castro J. (2013). Postfire burnt-wood management affects plant damage by ungulate herbivores. *International Journal of Forestry Research*. Volume 2013.
- Castro J., Allen C.D., Molina-Morales M., Marañón-Jiménez S., Sánchez-Miranda A., Zamora R., Sánchez-Miranda Á., Zamora R. (2011). Salvage Logging Versus the Use of Burnt Wood as a Nurse Object to Promote Post-Fire Tree Seedling Establishment. *Restoration Ecology*. Volume 19, Issue 4.
- Colin F., Vinkler I., Rou-Nivert P., Renaut J.P., Hervé J.C., Bock J., Piton B. (2009). Facteurs de risques de chablis dans les peuplements forestiers : les leçons tirées des tempêtes de 1999. In: Birot Y., Landmann G. and Bonhême I. (eds.) *La forêt face aux tempêtes*. Editions Quae.
- Davídková M., Doležal P. (2017). Sister broods in the spruce bark beetle, *Ips typographus* (L.). *Forest Ecology and Management*. Volume 405.
- Del Favero R., Lingua E., Pividori M., (2019). Selvicoltura per la protezione dai disturbi. *Collana Conoscere*. Compagnia delle Foreste.
- Dobor L., Hl'asny T., Rammer W., Zimov' a S., Barka I., Seidl R. (2019). Is salvage logging effectively dampening bark beetle outbreaks and preserving forest carbon stocks?. *Journal of Applied Ecology*. Volume 57, Issue 1.
- Dodet M., Collet C., Frochot H., Wehrlen L. (2011). Tree regeneration and plant species diversity responses to vegetation control following a major windthrow in mixed broadleaved stands. *European Journal of Forest Research*. Volume 130.
- Donato D.C., Fontaine J.B., Campbell J.L., Robinson W.D., Kauffman J.B., Law B.E. (2006). Post-wildfire logging hinders regeneration and increases fire risk. *Science*. Vol 311, Issue 5759.

- Dunn C.J., Bailey J.D. (2015). Modeling the direct effects of salvage logging on long-term temporal fuel dynamics in dry-mixed conifer forests. *Forest Ecology and Management*. Volume 341.
- Dupont S., Brunet Y., Finnigan J.J. (2008). Large-eddy simulation of turbulent flow over a forested hill: validation and coherent structure identification. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*. Volume 134.
- Fidej G., Rozman A., Nagel T.A., Dakskobler I., Diaci J. (2016). Influence of salvage logging on forest recovery following intermediate severity canopy disturbances in mixed beech dominated forests of Slovenia. *iForest - Biogeosciences and Forestry*. Volume 9, Issue 3.
- Fu Z., Li D., Hararuk O., Schwalm C., Luo Y., Yan L., Niu S. (2017). Recovery time and state change of terrestrial carbon cycle after disturbance. *Environmental Research Letters*. Volume 12.
- Gardiner B., Schuck A., Schelhaas M.J., Christophe O., Blennow K., Nicoll B. (2013). *Living with Storm Damage to Forests*. European Forest Institute.
- Glenn-Lewin D.C., Peet R.K., Veblen T.T. (1992). *Plant succession: theory and prediction*. Chapman & Hall.
- Jactel H., Nicoll B.C., Branco M., Gonzalez-Olabarria J.R., Grodzki W., Långström B., Moreira F., Netherer S., Orazio C., Piou D., Santos H., Schelhaas M.J., Tojic K. and Vodde F. (2009). The influences of forest stand management on biotic and abiotic risks of damage. *Annals of Forest Science*. Volume 66.
- Jonasova M., Pracha K. (2004). Central-European mountain spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) forests: regeneration of tree species after a bark beetle outbreak. *Ecological Engineering*. Volume 23, Issue 1.
- Jonasova M., Vavrova E., Cudlin P. (2010). Western Carpathian mountain spruce forest after a windthrow: natural regeneration in cleared and uncleared areas. *Forest Ecology and Management*. Volume 259.
- Karlsson M., Nilsson U. (2005). The effects of scarification and shelterwood treatments on naturally regenerated seedlings in southern Sweden. *Forest Ecology and Management*. Volume 205, Issues 1–3.
- Kramer K., Brang P., Bachofen H., Bugmann H., Wohlgemuth T. (2014). Site factors are more important than salvage logging for tree regeneration after wind disturbance in Central European forests. *Forest Ecology and Management*. Volume 331.
- Kuuluvainen T. (1994). Gap disturbance, ground microtopography, and the regeneration dynamics of boreal coniferous forests in Finland: a review. *Annales Zoologici Fennici*. Volume 31, Issue 1.

- Kuuluvainen T., Juntunen P. (1998). Seedling establishment in relation to microhabitat variation in a windthrow gap in a boreal *Pinus sylvestris* forest. *Journal of Vegetation Science*. Volume 9, Issue 4.
- Leverkus A.B., Buma B., Wagenbrenner J., Burton P.J., Lingua E., Marzano R., Thorn S. (2021). Tamm review: Does salvage logging mitigate subsequent forest disturbances?. *Forest Ecology and Management*. Volume 481.
- Marangon D., Marchi N., Lingua E. (2022). Windthrown elements: a key point improving microsite amelioration and browsing protection to transplanted seedlings. *Forest Ecology and Management*. Volume 508.
- Marzano M., Garbarino M., Marcolin E., Pividori M., Lingua E. (2013). Deadwood anisotropic facilitation on seedling establishment after a stand-replacing wildfire in Aosta Valley (NW Italy). *Ecological Engineering*. Volume 51.
- Mattheck C., Breloer H. (1994). *Arboricultural Journal*. Taylor & Francis.
- Mazzucchi M. (1983). Neve e vento nell'alto bacino dell'Avisio: come mai tanti schianti nei boschi. *Economia Montana*. Volume 15.
- Mitchell S.J., Ruel J.C. (2015). Modeling Windthrow at Stand and Landscape Scales. In: Perera A., Sturtevant B., Buse L. (eds) *Simulation Modeling of Forest Landscape Disturbances*. Springer, Cham.
- Modlinger R., Novotný P. (2015). Quantification of time delay between damages caused by windstorms and by *Ips typographus*. *Lesnický Casopis Forest Journal*. Volume 61.
- Motta R., Ascoli D., Corona P., Marchetti M., Vacchiano G. (2018). Selvicoltura e schianti da vento : il caso della “tempesta Vaia”. *FOREST@*. Volume 15.
- Müller J., Bußler H., Goßner M., Rettelbach T., Peter Duelli P. (2008). The European spruce bark beetle *Ips typographus* in a national park: from pest to keystone species. *Biodiversity and Conservation*. Volume 17.
- Müller J., Noss R.F., Thorn S., Bässler C., Leverkus A.B., Lindenmayer D. (2018). Increasing disturbance demands new policies to conserve intact forest. *Conservation letters*. Volume 12, Issue 1.
- Neri C., Gianolla P., Furlanis S., Caputo R., Bosellini A. (2007). Note illustrative della Carta Geologica d'Italia alla scala 1:50.000. Foglio 029 – Cortina d'Ampezzo. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma.
- Nicoll B.C., Gardiner B.A., Rayner B., Peace A.J. (2006). Anchorage of coniferous trees in relation to species, soil type, and rooting depth. *Canadian Journal of Forest Research*. Volume 36, Issue 7.

- Nikolov C., Konôpka B., Kajba M., Galko J., Kunca A., Janský L. (2014). Post-disaster Forest Management and Bark Beetle Outbreak in Tatra National Park, Slovakia. *Mountain Research and Development*. Volume 34, Issue 4.
- Nykänen M.L., Peltola H., Quine C., Kellomäki S., Broadgate M. (1997). Factors affecting snow damage of trees with particular reference to European conditions. *The Finnish Society of Forest Science and The Finnish Forest Research Institute*. Volume 31.
- Oheimb G. V., Friedel A., Bertsch A., Härdtle W. (2007). The effects of windthrow on plant species. *Plant Ecology*. Volume 191.
- Peterson C.J. (2000). Damage and recovery of tree species after two different tornadoes in the same old growth forest: a comparison of infrequent wind disturbances. *Forest Ecology and Management*. Volume 135, Issues 1–3.
- Poggi D., Porporato A., Ridolfi L., Albertson J.D., Katul G.G. (1994). The effect of vegetation density on canopy sub-layer turbulence. *Boundary-Layer Meteorology*. Volume 111.
- Provendier D., Balandier P. (2008). Compared effects of competition by grasses (Graminoids) and broom (*Cytisus scoparius*) on growth and functional traits of beech saplings (*Fagus sylvatica*). *Annals of Forest Science*. Volume 65.
- Rammig A., Fahse L., Bebi P., Bugmann H. (2007). Wind disturbance in mountain forests: simulating the impact of management strategies, seed supply, and ungulate browsing on forest succession. *Forest Ecology and Management*. Volume 242.
- Rickli C., Brundl M. (2002). The storm Lothar 1999 in Switzerland—an incident analysis. *Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research WSL*. Volume 77.
- Schroeder L.M., Lindelöw A. (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*. Volume 4, Issue 1.
- Schröter M., Härdtle W., Von Oheimb G (2012). Crown plasticity and neighborhood interactions of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in an old-growth forest. *European Journal of Forest Research*. Volume 131.
- Seidl R., Müller J., Hothorn T., Bässler C., Heurich M., Kautz M. (2016). Small beetle, large-scale drivers: how regional and landscape factors affect outbreaks of the European spruce bark beetle. *Journal of Applied Ecology*. Volume 53, Issue 2.
- Statistisches Bundesamt (2012). Erzeugerpreisindizes Staatsforsten Deutschland (Producer-price index, State Forest Germany).

- Stroheker S., Weiss M., Sieber T.N., Bugmann H. (2018). Ecological Factors Influencing Norway Spruce Regeneration on Nurse Logs in a Subalpine Virgin Forest. *Forests*. Volume 9, Issue 3.
- Szwagrzyk J., Gazda A., Zwijacz-Kozica T. (2021). Role of environmental filtering and seed source availability in natural regeneration processes following large-scale disturbances in mountain forests. *European Journal of Forest Research*. Volume 140.
- Taerøe A., de Koning J.H.C., Löf M., Tolvanen A., Heiðarsson L., Raulund-Rasmussen K. (2019). Recovery of temperate and boreal forests after windthrow and the impacts of salvage logging. A quantitative review. *Forest Ecology and Management*. Volume 446.
- Tjoelker M. G., Boratynski A., Bugala W. (2007). *Biology and Ecology of Norway Spruce*. Springer.
- Udali A., Andrighetto N., Grigolato S., Gatto P. (2021). Economic Impacts of Forest Storms—Taking Stock of After-Vaia Situation of Local Roundwood Markets in Northeastern Italy. *Forests*. Volume 12, Issue 4.
- Vodde F., Jögiste K., Gruson L., Ilisson T., Köster K., Stanturf J.A. Regeneration in windthrow areas in hemiboreal forests: the influence of microsite on the height growths of different tree species (2010). *Journal of Forest Research*. Volume 15, Issue 1.
- White P.S., Pickett S.T.A. (1985). Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. *Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Volume 3.
- Windthrow handbook for British Columbia forests. Research program working paper No. 9401.
- Wohlgemuth T., Schwitter R., Bebi P., Sutter F., Brang P. (2017). Post-windthrow management in protection forests of the Swiss Alps. *European Journal of Forest Research*. Volume 136.
- Zielonka T. (2006). When does dead wood turn into a substrate for spruce replacement? *Journal of Vegetation Science*. Volume 17, Issue 6.
- Zywiec M., Ledwon M. (2008). Spatial and temporal patterns of rowan (*Sorbus aucuparia* L.) regeneration in West Carpathian subalpine spruce forest. *Plant Ecology*. Volume 194.

Sitografia

-ARPA Veneto. <https://www.arpa.veneto.it/>

-Centro Operativo per la Meteorologia (COMet) - Aeronautica militare.
<http://www.aeronautica.difesa.it/>

-INFC2015. <https://www.sian.it/inventarioforestale/jsp/risultati2015.jsp?menu=2>

-Notiziario delle Regole d'Ampezzo "Ciasa de ra Regoles"
<https://www.regole.it/IT/notiziario.php>