



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA

Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-Forestali

Corso di laurea magistrale in Scienze Forestali e Ambientali

Dinamiche della rinnovazione naturale in seguito a diversi
trattamenti post-incendio in Valle d'Aosta

Relatore

Prof. Emanuele Lingua

Laureando:

Iacopo Tanzio Arfino Mattioli

Matricola n. 1242552

ANNO ACCADEMICO 2021-2022

Indice

Indice.....	3
Indice delle figure.....	4
Indice delle tabelle.....	6
Riassunto.....	7
Abstract.....	8
1. Introduzione.....	11
1.1 Il fuoco come disturbo e il suo ruolo ecologico.....	11
1.2 Incendi sulle alpi.....	12
1.3 Rigenerazione e ricostituzione post-incendio sulle Alpi.....	14
1.4 Necromassa.....	17
2. Obiettivi.....	19
2.1 Area studio.....	19
2.2 Acquisizione dei dati:.....	22
2.3 Rinnovazione nei diversi trattamenti.....	23
2.4 Analisi dei dati.....	26
3. Risultati.....	28
3.1 Correlazioni.....	54
4. Discussione.....	61
5. Conclusioni.....	68
6. Bibliografia.....	73

Indice delle figure

Figura 1: un Pinus sylvestris e due Larix decidua insediati a ridosso di detriti legnosi	16
Figura 2: ortofoto dell'area interessata dall'incendio, con evidenziati in rosso i confini delle aree studio	20
Figura 3: ripartizione spaziale dei diversi trattamenti nell'area studio	21
Figura 4: distribuzione delle 60 aree campione all'interno dell'area studio.....	24
Figura 5: area con antenna al centro e bindella metrica sull'asse orizzontale	25
Figura 6: nucleo di rinnovazione di pioppo tremolo	29
Figura 7: ripartizione delle specie ad ettaro nei vari trattamenti	30
Figura 8 : ripartizione delle specie ad ettaro nei vari trattamenti, escluso pioppo tremolo	31
Figura 9: numero di piantine ad ettaro in percentuale per trattamento.....	32
Figura 10: piante ad ettaro per trattamento delle sei specie più abbondanti.....	33
Figura 11: arbusti: valori di copertura per trattamento	34
Figura 12: graminacee: valori di copertura per trattamento	35
Figura 13: erbe a foglia larga: valori di copertura per trattamento.....	35
Figura 14: Coarse Woody Debris (CWD): valori di copertura per trattamento	36
Figura 15: suolo nudo: valori di copertura per trattamento.....	37
Figura 16: rocce: valori di copertura per trattamento	37
Figura 17: numero medio di piante per area per trattamento	38
Figura 18: numero medio di piante per area per trattamento, escluso pioppo tremolo	38
Figura 19: copertura di arbusti per trattamento negli anni 2010, 2015 e 2021 e relativa linea di tendenza.....	39
Figura 20: copertura di graminacee per trattamento negli anni 2010, 2015 e 2021 e relativa linea di tendenza	40
Figura 21: copertura di erba a foglia larga per trattamento negli anni 2010, 2015 e 2021 e relativa linea di tendenza	40
Figura 22: copertura di CWD per trattamento negli anni 2010, 2015 e 2021 e relativa linea di tendenza.....	41
Figura 23: copertura di suolo nudo per trattamento negli anni 2010, 2015 e 2021 e relativa linea di tendenza	42
Figura 24: copertura di rocce per trattamento negli anni 2010, 2015 e 2021 e relativa linea di tendenza.....	42

Figura 25: piante ad ettaro di conifere e latifoglie per trattamento	43
Figura 26: piante ad ettaro di conifere e latifoglie per trattamento, escluso pioppo tremolo ..	44
Figura 27: divisione fra piante a seme leggero e piante a seme pesante; valori ad ettaro per trattamento.....	45
Figura 28: variazione della densità di rinnovazione (piante/ha) fra 2021 e 2010 per trattamento	46
Figura 29: variazione della densità di rinnovazione (piante/ha) fra 2021 e 2015 per trattamento	47
Figura 30: variazione della densità di rinnovazione (piante/ha) fra 2021 e 2010 per trattamento, escluso pioppo tremolo.....	48
Figura 31: variazione della densità di rinnovazione (piante/ha) fra 2021 e 2015 per trattamento, escluso pioppo tremolo.....	49
Figura 32: delta per trattamento fra 2021 e rilievi precedenti, compreso ed escluso pioppo tremolo.....	50
Figura 33: differenza nella rinnovazione di pioppo tremolo per trattamento tra 2021 e 2015 .	50
Figura 34: differenza nella rinnovazione di larice per trattamento tra 2021 e 2015.....	51
Figura 35: differenza nella rinnovazione di pino silvestre per trattamento tra 2021 e 2015.....	51
Figura 36: relazione fra densità delle piante ad ettaro e distanza dalla portaseme più vicina ..	52
Figura 37: rapporto fra densità di conifere e distanza dalla portaseme più vicina	53
Figura 38: matrice di correlazione.....	55
Figura 39: relazione fra rinnovazione di larice e distanza dalla porta-seme più vicina	56
Figura 40: area caratterizzata da abbondante copertura di <i>Arctostaphylus alpinus</i> L.	62

Indice delle tabelle

Tabella 1: Numero di piante per ogni specie arborea osservata	29
Tabella 2: Correlazione fra larice, conifere e piante a seme pesante con la distanza dalla porta-seme	57
Tabella 3: Correlazione fra larice, pioppo e pino silvestre con la distanza dalla porta-seme	57
Tabella 4: Correlazione fra pino silvestre e vari parametri di densità e delta tra rilievi	58
Tabella 5: Correlazione fra pioppo, sorbo degli uccellatori e il parametro di rugosità "RUM" ..	59
Tabella 6: Correlazione fra le latifoglie e i delta 2021-2015, calcolati con e senza pioppo tremolo.....	59
Tabella 7: Correlazione fra le latifoglie escluso pioppo tremolo e delta 2021-2015 con e senza pioppo tremolo	60
Tabella 8: Correlazione tra conifere e densità 2021 senza pioppo e i due delta senza pioppo..	60
Tabella 9. Distanza media dalle porta-seme per trattamento	63
Tabella 10: Numero totale di conifere individuate per trattamento	64

Riassunto

Il fuoco è uno dei principali agenti di disturbo negli ecosistemi forestali. In Italia gli incendi interessano principalmente il centro-sud, mentre sulle alpi sono meno diffusi; tuttavia, i versanti meridionali e le valli più secche delle alpi centrali evidenziano una maggiore frequenza di tali eventi. In seguito ad essi, spesso si rende necessario attuare degli interventi post-incendio: il trattamento più comune era, fino a poco tempo fa, il *salvage logging*, ovvero la rimozione di tutta la necromassa presente nel sito interessato dal fuoco. Negli ultimi anni, però, proprio la necromassa ha acquisito una funzione ecologica molto più importante, diventando uno dei principali indicatori della biodiversità. Rimuoverla può quindi determinare effetti negativi su molti servizi e funzioni dell'ecosistema e con il tempo si è iniziato a proporre altri trattamenti, oppure si è optato per osservare gli sviluppi della libera evoluzione.

Il seguente lavoro si pone l'obiettivo di proseguire con la comparazione, iniziata nel 2010, di quattro differenti trattamenti post-incendio, così da valutarne gli effetti sulla rigenerazione delle piante, la variabilità nei micrositii e le "biological legacies", ovvero la quantità e la qualità di residui e organismi che sopravvivono al disturbo (Lingua E.).

L'area studio si trova nel centro della Valle d'Aosta, nel nordovest italiano, dove un incendio di chioma ha interessato e distrutto una densa pineta di pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) nel marzo 2005. Negli anni successivi sono stati sperimentati quattro diversi trattamenti: oltre al citato *salvage logging*, sono stati effettuati due tipi di abbattimento, uno con direzione casuale delle piante morte in piedi (RD= *random direction*) e uno seguito da sramatura con disposizione a lisca di pesce (FB= *fishbone*); nell'ultima area, invece, si è lasciato il tutto a libera evoluzione (PM= *passive management*). Per osservare la variabilità della rinnovazione sono state stabilite 60 aree circolari di campionamento, dal diametro di 6m (20 aree in *salvage logging*, 20 in *passive management*, 10 in *random direction* e 10 in *fishbone*). All'interno di queste sono stati raccolti vari dati riguardanti le caratteristiche della rinnovazione e della copertura del suolo; ciò è stato effettuato durante due monitoraggi, avvenuti nel 2010 e nel 2015. Questo del 2021 è il terzo

monitoraggio, il quale conferma le significative differenze statistiche evidenziate dai precedenti: fra i trattamenti, infatti, cambiano la quantità di rinnovazione e la densità delle piante, ma anche la copertura del suolo. Inoltre, la diffusione delle specie varia anche in relazione ad altri parametri come la rugosità del terreno e la distanza dalla portaseme più vicina, soprattutto nel caso di piante dal seme a diffusione prevalentemente barocora, come le conifere.

Abstract

Fire is one of the most important disturbance agent in forest ecosystem. In Italy, fires usually affects the middle-southern region, while the alps are not usually associated with them; nevertheless, southern alpine slopes and the dry valleys in the central alps, shows an higher frequency of such events. Afterwards, post-fire restoration programs are often needed. Until recently years, the most common program was *salvage logging*, that consisted in removing all the deadwood in the site. In the last years, exactly deadwood has been seen with more importance about its ecological function, getting to be one of the main indicator of biodiversity.

Removing deadwood can have negative effects to several ecosystem functions and processes; for this reason, scientific community started to propose other treatments, or to observe the free evolution processes.

The present work is the pursuance of the comparison, started in 2010, between four different post-fire treatments. The purpose is to evaluate their effects on plants regeneration, variability in microsites and "*biological legacies*", or number and quality of residues and organisms that survive to the disturbance (Lingua E.).

Study area is located in the centre of Valle d'Aosta, in northwest Italy. Here, a stand replacing wildfire affected and destroyed a dense Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) forest in March 2005. In the following years, over salvage logging, three different post-fire treatments have been realized: *Random direction* (RD) was a random "cut and

release”, *Fishbone* (FB) was a cutting followed by branches removing and fishbone distribution of deadwood, *Passive management* (PM) is a non-intervent area, left to a free evolution.

To observe the regeneration patterns, 60 circular plots with a 6 metres diameter wher set for sampling. They are distributed among treatments with 20 plots in salvage logging, 20 in passive management, 10 in random direction and 10 in fishbone. Inside these plots site-level data about regeneration characteristic and soil cover where collected. This was the third monitoring, after 2010 and 2015; it confirms statistical significant differences pointed out by previous inventories. In fact, among treatments regeneration number and plant density and ground cover change. Species spread is different also in relation to other parameters such as ground roughness or distance from the nearest seed holder. This last condition happens specially for species that have heavy seeds, which spread is based on their fall.

1. Introduzione

1.1 Il fuoco come disturbo e il suo ruolo ecologico

I disturbi forestali sono eventi che causano un cambiamento nella struttura e nella composizione di un ecosistema forestale, oltre alla crescita e alla morte dei singoli organismi; possono variare in termini di frequenza ed intensità (Kampf Binelli, Gholz, & Duryea, 2015). Inoltre, secondo la definizione di Pickett & White del 1985, un disturbo “è ogni evento relativo nel tempo che distrugge l’ecosistema, la comunità o la struttura della popolazione e cambia le risorse, la disponibilità del substrato o l’ambiente fisico” (Pickett, 1985). I disturbi sono importanti nella dinamica forestale, in quanto permettono la rinnovazione della vegetazione grazie all’apertura di nuovi spazi; ciò può determinare un mantenimento della composizione, oppure un più rapido cambiamento di essa nei boschi soggetti a dinamiche di successione, in quanto si libererebbero nuovi spazi di crescita.

Il fuoco è uno degli agenti di disturbo più importanti in molti ecosistemi: la sua capacità di influenzare la composizione e la struttura della vegetazione ne fa uno degli agenti modellanti principali del paesaggio (Flannigan & Stocks, Wotton, 2000), (Fernandes P. M., 2014)

Il regime del fuoco si compone di sei fattori: la sua frequenza, l’estensione, l’intensità, la stagionalità, il tipo e la severità. La frequenza può influenzare profondamente il ciclo vitale degli individui e in base ad essa la selezione può favorire specie più adattate alla sua ricorrenza a determinati intervalli (Flannigan & Stocks, Wotton, 2000). Alcune specie vegetali, infatti, hanno sviluppato strategie di rigenerazione e riproduzione basate sulla presenza degli incendi. Riguardo all’estensione, essa ha un impatto sull’irregolarità del paesaggio e sulla distanza che i semi devono coprire al momento della rigenerazione (Farina, 2006), (Flannigan et al., 2000). L’intensità è correlata alla quantità di energia che si sprigiona durante un incendio; il suo ammontare è limitato ad un singolo evento ed è influenzato dal tipo di

combustibile, dalla topografia, dalle condizioni meteorologiche ecc. (Flannigan et al., 2000; Keeley, 2009). Ancora, la stagionalità degli incendi genera un impatto nelle strategie successionali di un ecosistema.

Il tipo di incendio, invece, si differenzia in incendio di chioma, di superficie o del terreno (Flannigan et al., 2000). Infine, la severità rappresenta la quantità di calore sprigionata durante l'incendio e può essere accostata alla magnitudo dell'evento; essa ha un effetto diretto e importante sui semi stipati al suolo, sulle popolazioni microbiche del terreno e sulle radici ed i tessuti riproduttivi delle piante. Può essere misurata attraverso il consumo di combustibile e tramite la profondità di bruciatura dello strato di sostanza organica (Flannigan et al., 2000; Keeley, 2009). Ne consegue dunque che il regime degli incendi ha una forte influenza sulla composizione e la struttura delle foreste (Flannigan et al., 2000; Thonicke, Venevsky, Sitch, & Cramer, 2001). Esso contribuisce ad una rigenerazione nella qualità ecologica degli ecosistemi generando un flusso di nutrienti tramite la deposizione di cenere e rimuovendo biomassa indecomposta (Farina, 2006).

Un'altra conseguenza del fuoco sul paesaggio è l'incremento nella sua eterogeneità in relazione a una più alta frequenza di incendi (Farina, 2006). Inoltre, il fuoco può avere un forte impatto nel modificare le proprietà fisiche, chimiche e microbiche dei suoli: la perdita di vegetazione altera il run-off e i parametri di infiltrazione dell'acqua, mentre l'assenza di chiome cambia il ciclo idrogeologico, in quanto si modificano le condizioni di evapotraspirazione. Questo porta ad un serio aumento dell'erosione superficiale.

1.2 Incendi sulle alpi

Gli incendi boschivi in Europa sono solitamente più diffusi nelle zone meridionali e mediterranee, a causa del clima più arido, della presenza di vegetazione maggiormente infiammabile e dei terreni più aspri e secchi (Fernandes, et al., 2013).

Così, in paesi come Portogallo, Spagna, Italia, Grecia, milioni di ettari di foresta vengono distrutti ogni anno (Wastl, et al., 2013). Le Alpi, generalmente, sono meno associate a queste dinamiche; tuttavia, i versanti meridionali e le valli più secche delle Alpi Centrali vengono interessate quasi ogni anno da incendi (Wastl, Schunk, Leuchner, Pezzatti, & Menzel, 2012). Recentemente, inoltre, a causa dell'incremento della frequenza di straordinarie siccità e ondate di calore, anche sulle Alpi si osserva un aumento nella frequenza e nell'intensità di incendi di moderata o larga scala, la maggior parte dei quali ha luogo sui versanti meridionali (Valese, Conedera, Held, & Ascoli, 2014).

Wastl et al. evidenziarono, a partire dagli anni '90, un sensibile incremento del rischio d'incendio sulle Alpi occidentali, ancora più spiccato su quelle meridionali. Ciò però non coincide con un incremento proporzionale del numero di incendi, grazie anche a migliori politiche preventive e di difesa. Tra il 2001 e il 2010 la media degli incendi annuali sulle Alpi ha raggiunto il valore di 2400, con una superficie bruciata pari a circa 14500 ha (Valese, et al., 2011). Il 90% di essi ha interessato i versanti meridionali. In queste regioni, inoltre, solitamente gli incendi si manifestano verso il termine della stagione invernale, in coincidenza con i periodi tendenzialmente più secchi. Tuttavia, alla fine di ottobre 2017, 11 grossi incendi si manifestarono contemporaneamente in Piemonte, bruciando circa 10000 ha in una settimana, principalmente di latifoglie. Si tratta di incendi atipici, in quanto accaduti in un periodo nel quale solitamente si manifesta il picco di precipitazioni. Quell'anno, una lunga situazione siccitosa fra primavera ed estate, protrattasi fino alla fine di ottobre, causò un serio pericolo di incendi. Fu il più grande scoppio di incendi simultanei degli ultimi 30 anni nella regione alpina. Un anno dopo, nell'ottobre 2018, si verificò invece uno dei più vasti incendi forestali mai registrati in Veneto, che interessò 632 ha sul Monte San Lucano (EUSALP Action Group, 2020). Immediatamente dopo, la zona fu duramente colpita anche dalla tempesta Vaia.

Le caratteristiche climatiche delle Alpi sono variabili già orizzontalmente su piccola scala, per via della topografia delle valli e l'esposizione dei versanti. Sulle Alpi possiamo catalogare tre diverse condizioni climatiche: la regione alpina occidentale è nettamente influenzata dal clima atlantico, mentre nella zona centro-orientale troviamo un clima più

continentale; in ultimo, i versanti meridionali subiscono l'effetto del clima mediterraneo. Di conseguenza, gli incendi forestali mostrano una certa variabilità temporale, dovuta alla complessa topografia e alla variabilità spaziale delle Alpi. Mediamente, la maggior parte degli incendi scoppia tra aprile e settembre nella parte settentrionale, mentre in quella meridionale tra dicembre e aprile (Valese et al., 2014, Wastl et al., 2013, 2012). È altresì importante annotare che più dell'80% di questi incendi sono indotti dall'uomo, principalmente per pratiche selvicolturali, negligenza o azioni premeditate.

La meteorologia assume un ruolo importante nel conferire buone condizioni alla crescita della vegetazione e nel rendere incline al fuoco un territorio (Valese et al., 2014; Wastl et al., 2012); un altro fattore determinante per l'ignizione di incendi sono i fulmini durante il periodo estivo. In Valle d'Aosta, ad esempio, dati i versanti spesso ripidi e le prolungate siccità estive, rese più frequenti dai cambiamenti climatici, si è registrato un aumento in severità e numero di eventi dovuti ai fulmini. Durante i periodi estivi, essi sono responsabili di quasi il 30% dei principi di incendio, percentuale che si eleva a circa il 50% durante le estati molto calde e secche (Wastl et al., 2013).

1.3 Rigenerazione e ricostituzione post-incendio sulle Alpi

Dopo un incendio la pratica principale è quella di misurare i danni e le perdite; generalmente queste valutazioni includono il calcolo dell'estensione dell'area danneggiata e l'indagine sulle cause. Ove si ritiene necessario riportare il sito alle sue condizioni ante-incendio o minimizzare le perdite economiche, si applicano poi strategie di gestione post-incendio. Una delle più comuni a livello mondiale è il *salvage logging* (SL) seguita da programmi di riforestazione (Beghin, et al., 2010), (Flannigan, Logan, Amiro, Skinner, & Stocks, 2005), (Lindenmayer & Noss, 2006). Essa consiste nell'abbattere le piante morte rimaste in piedi, per poi rimuovere tutta la necromassa (Castro, et al., 2011) (Leverkus, Lorite, Navarro, Sánchez-Cañete, & Castro, 2014). Ciò

solitamente causa una semplificazione della struttura dell'habitat post-incendio (Lindenmayer & Noss, 2006). Tali interventi hanno degli impatti positivi, quali il ritorno economico dovuto all'utilizzo dei tronchi bruciati, la seguente riduzione del rischio di incendio, il miglioramento delle condizioni del sito per la riforestazione, la riduzione del rischio di infestazione da parte di parassiti e una migliore sicurezza per la fruizione della zona. Tuttavia, il salvage logging è argomento di dibattito fra chi si propone di ricostruire l'ecologia dell'ambiente e i gestori delle foreste; questo accade a causa dei suoi effetti negativi sulle funzioni e sui processi degli ecosistemi, quali la rigenerazione delle comunità vegetali e animali, la biodiversità, la regimazione delle acque e il ciclo dei nutrienti (Beghin et al., 2010; Castro et al., 2011; D. B. Lindenmayer & Noss, 2006; Puerta-Piñero, Sánchez-Miranda, Leverkus, & Castro, 2010).

La rimozione del materiale bruciato può incrementare l'erosione e la compattazione dei suoli, creando problemi nello stabilimento e nella germinazione delle nuove piantine; inoltre, le operazioni di rimozione possono distruggere quelle già presenti al suolo (Castro et al., 2011); (Fernández, et al., Effects of wildfire, salvage logging and slash treatments on soil degradation., 2007); (Fernández, Vega, Fonturbel, Jiménez, & & Pérez-Gorostiaga, Effects of wildfire, salvage logging and slash manipulation on Pinus pinaster Ait. recruitment in Orense (NW Spain)., 2008) (Marañón-Jiménez, Castro, Querejeta, Fernández-Onoño, & Allen, 2013).

Invece, la presenza di detriti legnosi grossolani (Coarse Woody Debris=CWD) può avere numerosi effetti positivi, quali trattenere il suolo evitandone l'erosione e la produzione di nutrienti; inoltre, favorisce le relazioni mutualistiche fra piante e animali. La presenza di legno a terra può fungere da ambiente protettivo per trattenere i semi e per la germinazione delle piantine, oltre che rappresentare un habitat per alcune specie come gli uccelli; in più, opera una riduzione della radiazione al suolo, abbassandone quindi la temperatura e l'evaporazione. Accelera quindi la ricolonizzazione da parte di specie vegetali e animali. (Castro et al., 2011; Leverkus et al., 2014; D. B. Lindenmayer & Noss, 2006; Marañón-Jiménez et al., 2013); (Marzano, Garbarino, Marcolin, Pividori, & Lingua, 2013). Un esempio della protezione esercitata dalla necromassa nei confronti delle piantine è presente nella seguente immagine (figura 1):



Figura 1: un *Pinus sylvestris* e due *Larix decidua* insediati a ridosso di detriti legnosi

Non è facile affermare quale sia il trattamento post-incendio più efficace solamente sulla base di questi pro e contro, ma è necessario svolgere degli studi più accurati, come quelli effettuati da Castro et al. nel 2011: furono analizzati tre differenti gestioni post- incendio in un popolamento di pino marittimo (*Pinus pinaster*). Oltre al salvage logging, si optò per un non intervento (NI) e un taglio parziale (PCL). I risultati evidenziarono che SL non aveva benefici sulla rinnovazione e mostrava valori simili a NI, mentre il trattamento più efficace si rivelò PCL, dove si individuò una rinnovazione pari a quasi sei volte gli altri. Non è mai semplice prevedere e capire le dinamiche di rigenerazione in seguito ad un incendio, tuttavia Beghin et al. (2010) proposero che è comunque preferibile optare per dinamiche naturali piuttosto che applicare pratiche di ricostruzione attive. Queste ultime, infatti, hanno il pericolo di poter eliminare lo sviluppo della rinnovazione naturale e alterare la struttura delle foreste.

1.4 Necromassa

Negli ultimi decenni la necromassa in foresta ha assunto più rilievo, grazie alla ricerca scientifica che ne ha individuato importanti funzioni. Tutt'ora è infatti uno dei principali indicatori della biodiversità proposti dall'European Environmental Agency (MCPFE, 2002). Viceversa, pochi decenni fa era percepita come un elemento negativo degli ecosistemi forestali, in quanto possibile sorgente di infestazioni biotiche e di disturbi abiotici, tra cui il fuoco (Merganičová, Merganič, Svoboda, Bače, & Šebeň, 2012). Per necromassa si intende tutto il materiale legnoso morto, compresi steli, rami grossi e piccoli, radici, escludendo però parti morte di piante vive (Merganičová et al., 2012).

I detriti legnosi grossolani sono quelli con un diametro maggiore o uguale a 10 cm di sezione trasversale nel punto più largo (Nordén, Ryberg, Götmark, & Olausson, 2004) e (Yan, Wang, & Huang, 2006). Il detrito legnoso fine (FWD), invece, presenta un diametro compreso tra 1 e 10 cm. Il materiale inferiore a questa soglia è considerato parte della lettiera. Secondo un'altra definizione (Thomas & Packham, 2007), tutti i detriti sopra i 2,5 cm rappresentano invece CWD, mentre al di sotto si tratta di lettiera, eliminando così la classe FWD. Inoltre, gli autori tendono spesso a diversificare fra necromassa in piedi e abbattuta o caduta, in quanto i processi di decomposizione e il ruolo ecologico sono diversi tra i due tipi: nel primo caso possono essere oggetto di interesse per uccelli e licheni, mentre al secondo si affiancano maggiormente funghi e muschi (Merganičová, Merganič, Svoboda, Bače, & Šebeň, 2012).

Le dinamiche della necromassa in foresta svolgono un ruolo importante nello stoccaggio di carbonio e nella conservazione di svariate specie selvatiche. Inoltre, il CWD ha influenza nel consolidare o accumulare i sedimenti, riducendo l'impatto su torrenti e fiumi (Thomas & Packham, 2007). Riveste, inoltre, molta importanza anche come habitat per invertebrati terrestri che vivono nel legno morto, come gli insetti saproxilici, come formiche, scolitidi e api del legno, oltre che altre specie saproxiliche come funghi e briofite (Garbarino et al., 2015; Merganičová et al., 2012; Thomas & Packham, 2007). Il legno morto a terra aiuta la naturale rigenerazione di vegetali come erbe, muschi e felci, in quanto crea un ambiente a loro favorevole. Anche nei confronti delle giovani piantine

esso contribuisce a mantenere migliori condizioni di temperatura e umidità per il loro insediamento. Piante bruciate in piedi, inoltre, possono agire come un punto saliente nella rigenerazione post-incendio: la caduta di porzioni di pianta nel tempo crea un habitat eterogeneo, dove la necromassa si trova sia a terra che in piedi, di varie dimensioni, tipo e stato di decadimento. Inoltre, come assunto da (Harmon, et al., 1986) queste situazioni, combinate con un abbondante strato erboso, possono essere molto utili nell'affermarsi della rinnovazione contro piante competitive. Tuttavia, non tutta la CWD offre le stesse funzioni: l'adeguatezza del legno morto a terra dipende anche dal suo stato di decadenza, che modifica caratteristiche come umidità e contenuto di nutrienti, influenzando così la rinnovazione (Franklin, Shugart, & Harmon, 1987); (Harmon, et al., 1986); (Merganičová, Merganič, Svoboda, Bače, & Šebeň, 2012).

La necromassa in foresta ha origine dalla mortalità degli alberi, come conseguenza dei processi di senescenza, della competizione tra gli individui o di disturbi naturali; questi ultimi possono essere abiotici (incendi, vento, ghiaccio...) o biotici (pullulazioni di insetti, patogeni...). Sono tutti fattori che possono provocare grossi accumuli di legno morto, in base all'intensità e alla scala dei disturbi, oltre che alla sensibilità dei diversi popolamenti. Si parla di disturbi a larga scala quando interessano l'intero ecosistema, mentre la scala è piccola se muoiono alberi singoli o a piccoli gruppi (Franklin et al., 1987; Harmon et al., 1986); (Hua & Harmon, 1992) (Humphrey & & Bailey, 2012); (Merganičová et al., 2012).

2. Obiettivi

Il seguente lavoro si pone come principale obiettivo lo studio dell'efficienza e la differenza fra i diversi trattamenti di gestione post-incendio. Si tratta di analisi già effettuate nel sito negli anni 2010 e 2015; questo terzo rilievo era nuovamente previsto ad una distanza di 5 anni, ovvero nel 2020, ma l'emergenza pandemica legata al Covid-19 ha comportato uno slittamento al 2021. Verrà quindi effettuata anche una comparazione con i dati ottenuti dai rilievi precedenti; in particolare, su quelli del 2015 si basò anche una tesi di laurea di Gonçalo Marques. Questa operazione ha lo scopo di verificare se le tendenze osservate nei rilievi precedenti si sono confermate o se vi sono state delle variazioni.

2.1 Area studio

L'area oggetto dei rilievi è situata nella parte centrale della Valle d'Aosta, regione autonoma esclusivamente montuosa del nordovest italiano. Il sito si trova sulla sinistra idrografica della valle principale, percorsa dalla Dora Baltea, per la precisione sopra l'abitato e le frazioni di Verrayes; è denominato Bourra e possiede le coordinate 45°46'21"N, 7°33'16"E.

L'area, come osservabile in figura 2, si trova su un versante a prevalente esposizione sud-est, ad una quota compresa fra circa 1650 e 1800 m s.l.m. Si tratta di un pendio piuttosto acclive, con una pendenza media intorno al 25%.



Figura 2: ortofoto dell'area interessata dall'incendio, con evidenziati in rosso i confini delle aree studio

La porzione di montagna in cui è situata è stata percorsa da un vasto incendio di chioma il 12 marzo 2005; esso ha interessato una superficie di 257 ha, dei quali 160 coperti da pino silvestre (*Pinus sylvestris*), popolamento che ne è risultato quasi totalmente distrutto. La gravità dell'evento ha spinto a prendere provvedimenti sulla gestione dell'area, che si sono riflessi nel risultato di operare un "salvage logging", pratica di recupero del legname che normalmente si operava in seguito ad un incendio di questo tipo. Ciò prevede di rimuovere tutto il legname morto, in modo da poterlo anche eventualmente utilizzare, in prevalenza come legna da ardere, ma in taluni casi anche da opera.

L'intervento è stato approvato nell'autunno del 2007, ma si è deciso di operare, in maniera sperimentale, anche altri tre tipi di trattamento delle aree bruciate: in una porzione del versante dalle condizioni piuttosto uniformi, sono state quindi individuate due aree da 5 ha ciascuna, dedicate al confronto tra salvage logging e altri trattamenti: se nel primo caso era infatti prevista la rimozione della necromassa, nella seconda area, invece si è attuata una distinzione tra "passive management" (PM), "random direction"

(RD) e “fishbone” (FB). La prima, dall’estensione di 3 ha, prevede di lasciare la porzione a completa libera evoluzione, senza quindi intervento alcuno. I rimanenti due ettari sono stati ulteriormente divisi a metà fra RD e FB, dove il primo consiste nell’abbattere le piante in direzione casuale, mentre il secondo prevede di abatterle, sramarle e disporle a lisca di pesce, disponendole circa a 45° rispetto alla massima pendenza. Gli interventi per la realizzazione di questi trattamenti sono stati effettuati nel 2009, mentre in precedenza le aree erano rimaste intoccate. La ripartizione dei trattamenti è osservabile in figura 3.

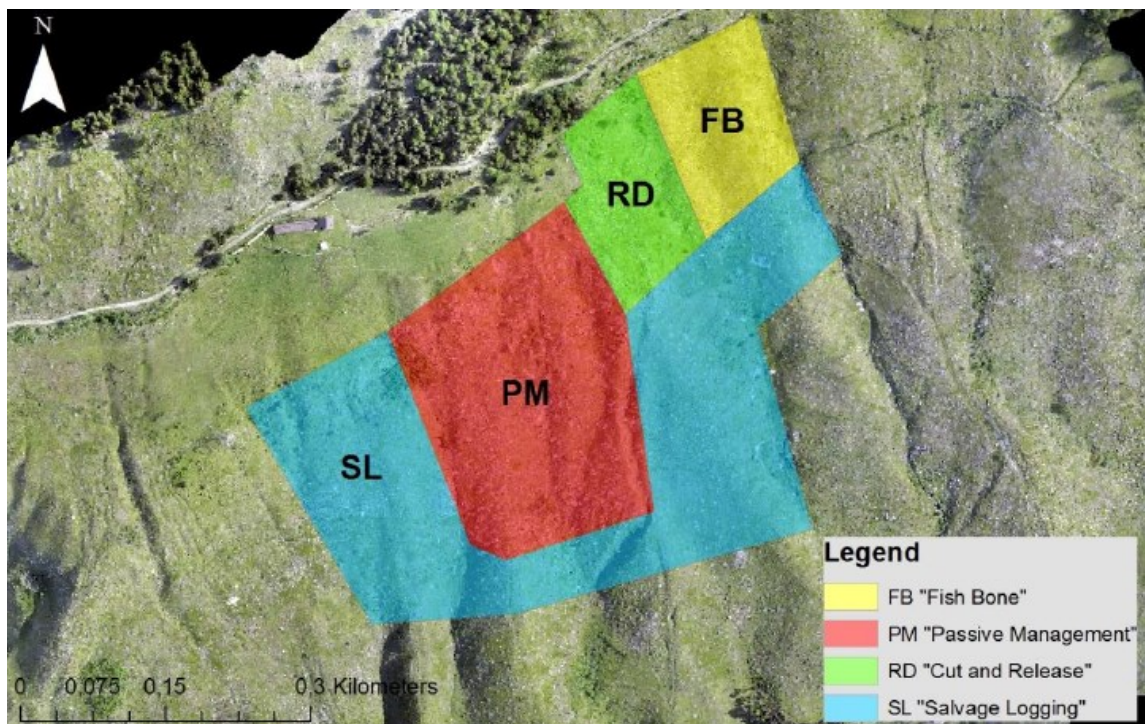


Figura 3: ripartizione spaziale dei diversi trattamenti nell'area studio

Le caratteristiche climatiche dell’area vedono una temperatura media annua pari a 5,6 °C e una piovosità media che ammonta a 751 mm. La zona è quindi piuttosto secca. Il mese dalle precipitazioni mediamente inferiori è febbraio e ciò coincide con la maggiore probabilità di incendio, che infatti è avvenuto nella prima metà di marzo.

La geologia della zona vede la prevalenza di ofioliti e scisti come rocce prevalenti, mentre a livello del suolo troviamo prevalenza di entisol. La vegetazione vede la presenza principale del *P. sylvestris*, accompagnato dalla presenza di larice (*Larix decidua* Miller), abete rosso (*Picea abies* (L.) Karst), roverella (*Quercus pubescens* Will), pioppo tremolo (*Populus tremula* L.) e betulla (*Betula pendula* Roth) (Marzano et al., 2013).

2.2 Acquisizione dei dati:

Molti dati relativi alle aree di studio sono stati acquisiti mediante tecnologia LiDAR (Light Detection and Ranging); essa permette di ottenere informazioni sulla struttura e la geometria degli oggetti grazie alla loro rappresentazione tramite punti georiferiti distribuiti irregolarmente. L'uso della tecnologia LiDAR per ricavare parametri sulla necromassa si è rivelata efficiente per ottenere dati affidabili su larga scala (Marchi, Pirotti, & Lingua, 2018).

L'acquisizione di parametri in relazione alla presenza di necromassa viene effettuata calcolando direttamente indici dalla nuvola di punti ($10/m^2$) e da un DTM di derivazione LiDAR, dalla risoluzione di 1m. Dal raster relativo alla superficie, invece, si ricavano: il Terrain Ruggedness Index (TRI) e il Roughness index; il primo corrisponde alla media della differenza assoluta fra il valore di una cella e quello delle 8 celle circostanti, il secondo rappresenta la differenza fra il massimo e il minimo valore di una cella e le 8 circostanti (Wilson et al, 2007). Per descrivere le caratteristiche ambientali locali, invece, si è calcolato l'Heat Load Index (HLI) a partire dal DTM; esso combina pendenza ed esposizione (McCune & Mefford, 2011).

Nel 2008 fu la Regione Valle d'Aosta a utilizzare un velivolo ad ala fissa come piattaforma per ricavare un Digital Surface Model (DSM) di 2m, in quanto la sua risoluzione era di $0,5 \text{ pts}/m^2$. Successivamente, il dipartimento TESAF dell'Università di Padova organizzò, nel giugno 2011, un secondo volo allo scopo di raccogliere dati LiDAR

e fotogrammetrici, utilizzando però un elicottero. Questa volta la risoluzione era molto più alta, attestandosi a 10 pts/m². Inoltre, solamente per la parte interessata dagli interventi sperimentali (circa 50 ha; 1650-1800 m s.l.m.), nel giugno 2015 si è proceduto ad una nuova acquisizione fotogrammetrica con un UAV ebee Sensefly (Aicardi, et al., 2016). Dai diversi DSM (2008,2011,2015) si sono ottenuti i relativi modelli dell'altezza delle chiome (CHM), che sono stati utilizzati per la classificazione della copertura del sito.

2.3 Rinnovazione nei diversi trattamenti

Come già indicato, questo lavoro è la prosecuzione di precedenti studi effettuati nell'area; questi, nel loro complesso, forniscono una più profonda conoscenza nello sviluppo della rinnovazione. Tra i mesi di settembre e ottobre 2021 sono stati condotti i rilievi per osservare l'evoluzione nei quattro diversi approcci post-incendio precedentemente descritti (SL, PM, FB, RD). Si è rivelato necessario utilizzare diverse scale di analisi, a livello di sito e microsito (Beghin et al., 2010; Marzano et al., 2013).

A livello del sito sono stati effettuati i rilievi sulle stesse 60 aree campione circolari, dal raggio di 6m e dall'area complessiva di circa 113 m². La loro distribuzione è stata di 20 aree nel salvage logging (SL) e nel passive management (PM), 10 nel fish bone (FB) e nel random direction "cut and release" (RD) (Marzano, Garbarino, Marcolin, Pividori, & Lingua, 2013). La localizzazione delle aree è riportata nella seguente figura 4:

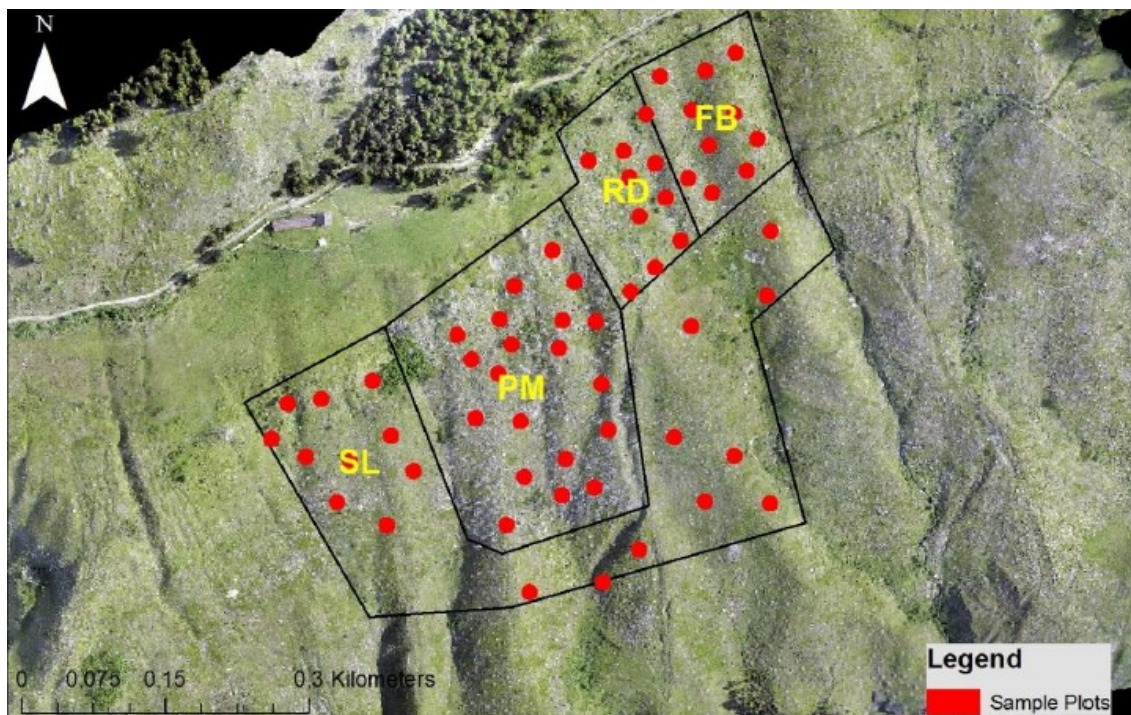


Figura 4: distribuzione delle 60 aree campione all'interno dell'area studio

In ogni area sono stati rilevati dati sulle caratteristiche della rinnovazione e sulla copertura del terreno, fra i quali:

- Specie
- Origine della pianta (da seme o da pollone radicale)
- Altezza della pianta
- Copertura del suolo
- Coordinate UTM del centro dell'area

Inoltre, grazie al DTM 1m, sono considerate tutte le variabili topografiche, quali pendenza, esposizione ed altezza.

I parametri relativi alla copertura del suolo riguardano la distribuzione percentuale di: arbusti, graminacee, erbe a foglia larga, suolo nudo, necromassa a terra, lettiera e rocce, stimati per soglie del 5%. Riguardo alle piante arboree rilevate, invece, ne è stata misurata l'altezza al cm fino ai 2m; oltre questa soglia è stata stabilita con il trupulse, uno strumento che restituisce un valore in classi di 10 cm.

Per raggiungere con precisione le aree campione è stata utilizzata un'antenna GPS, modello Pathfinder ProXT Receiver Trimble; essa è in grado di fornire un'elevata precisione, ricercando la maggiore congruenza possibile con le coordinate delle stesse aree precedentemente caricate. Per determinarne i confini, invece, si utilizzava una bindella metrica (figura 5) sull'asse perpendicolare alla pendenza, mentre sulla linea di massima pendenza si determinavano i 6m mediante il Trupulse, un telemetro laser in grado di correggere la distanza in base alla pendenza del terreno. In questo modo i 6m planimetrici venivano considerati in maniera esatta.



Figura 5: area con antenna al centro e bindella metrica sull'asse orizzontale

2.4 Analisi dei dati

Per quanto riguarda l'analisi dei dati, per valutare le diverse tecniche applicate, relazionandole con le variabili ambientali e valutarne l'impatto sulla rinnovazione arborea e la sua composizione, si sono operate analisi statistiche, mediante ordinazione, raggruppamento e ricerca di correlazioni fra i dati. A tali fini i programmi utilizzati sono stati Microsoft Excel e Past, un software di statistica avanzata.

Inizialmente, i dati relativi alle 60 aree di saggio sono stati raggruppati, mantenendo comunque la distinzione fra i quattro trattamenti. Questi dati rappresenteranno la base delle successive elaborazioni. Dopo aver realizzato delle tabelle sui fogli di Excel, i valori possono essere incollati su Past, dove con pochi semplici comandi si ottengono grafici e test statistici di significatività: in questo caso è stato molto utilizzato il χ^2 , un test di verifica d'ipotesi per verificare se le discrepanze tra le frequenze osservate e quelle teoriche sono imputabili completamente al caso oppure no.

Questo metodo è stato scelto, inizialmente, per realizzare i boxplot relativi alle coperture divise nei vari trattamenti. Per la composizione delle specie arboree, invece, sono stati realizzati dei grafici a torta o istogrammi su Excel, rapportando all'ettaro il numero di piante osservate, così da avere un criterio uniforme. Successivamente si è considerata anche la densità escludendo il pioppo tremolo (*Populus tremula*), poiché specie nettamente più diffusa e presente in nuclei localizzati molto densi, in conseguenza alla sua capacità pioniera dalla facile rinnovazione agamica per polloni radicali. È stata operata anche una distinzione tra conifere e latifoglie e fra piante a seme pesante e leggero, ovvero rispettivamente a prevalente distribuzione barocora o zoocora le prime ed anemocora le altre. Per le coperture si sono realizzati dei grafici in cui osservare gli sviluppi verificatisi nel corso degli anni, sulla base dei due precedenti rilievi del 2010 e 2015.

Anche il numero complessivo di individui arborei è stato confrontato con quello ottenuto dai due inventari precedenti; sono stati così realizzati dei delta per evidenziare

se in alcuni trattamenti vi è stato un incremento maggiore o se, al contrario, vi è stata un'eventuale diminuzione degli esemplari.

Utilizzando poi il citato software Past, si è realizzata una matrice di correlazione tra tutti i dati del 2021, utilizzando anche quelli stabili riguardanti l'area ricavati da DTM e LiDAR (pendenza, distanza dalle portaseme, vari indici di rugosità...). Individuati i valori di correlazione significativi, si è potuto confrontarli singolarmente, sempre mediante Past, come si osserverà nel dettaglio nelle prossime elaborazioni. Così facendo, si è potuto verificare se alcuni parametri stazionali hanno influenzato la rinnovazione generale o di qualche specie in particolare, rendendo significativa la correlazione derivata dal loro incrocio. Per definirla tale, occorre che il valore di p nella matrice risulti minore di 0,05.

3. Risultati

Il primo passaggio nell'elaborazione dei dati è stato quello di raggruppare i dati grezzi delle aree, in modo da osservare quali fossero le specie più diffuse e in quali numeri. La tabella 1 dimostra in maniera evidente la netta maggioranza del pioppo tremolo (*Populus tremula*) nei confronti delle altre specie; la seconda specie per presenza è il cosiddetto salicone (*Salix caprea*), altra specie rustica e pioniera. Tuttavia, i 62 esemplari identificati costituiscono solo poco più di un settimo della quantità totale dei pioppi. Il pino silvestre è la terza specie per presenza, ma con numeri decisamente bassi se confrontati al pioppo e più che dimezzati nei confronti dei salici. Tutte le altre specie sono rappresentate in quantità piuttosto limitate: la roverella (*Quercus pubescens*) conta 24 individui, il larice (*Larix decidua*) 19 e il sorbo montano (*Sorbus aria*) è presente in 14 esemplari, mentre le altre specie contano meno di 10 individui, rivelandosi estremamente sporadiche. Fra di queste appaiono specie un po' più esigenti in termini di fertilità del terreno e umidità, come il frassino (*Fraxinus excelsior*) e l'abete rosso (*Picea abies*), infatti riscontrati in quantità molto esigue. Oltretutto ci si trova ad una quota del piano montano superiore tale per cui molte specie si trovano ai loro limiti altitudinali.

Il pioppo ha formato diversi nuclei piuttosto densi dovuti alla sua grande capacità pollonifera radicale; un esempio è visibile nella seguente figura 6.



Figura 6: nucleo di rinnovazione di pioppo tremolo

Specie	Abbreviazione	Numero totale
<i>Betula pendula</i>	Bp	5
<i>Corylus avellana</i>	Ca	4
<i>Fraxinus excelsior</i>	Fe	5
<i>Larix decidua</i>	Ld	19
<i>Picea abies</i>	Pab	6
<i>Pinus sylvestris</i>	Ps	28
<i>Populus alba</i>	Pal	7
<i>Populus tremula</i>	Pt	408
<i>Prunus avium</i>	Pa	1
<i>Quercus pubescens</i>	Qp	24
<i>Salix caprea</i>	Sc	62
<i>Sorbus aria</i>	Sa	14
<i>Sorbus aucuparia</i>	Sau	6
Totale		594

Tabella 1: numero di piante per ogni specie arborea osservata

Dopo quest'analisi è però necessario compiere un ulteriore passaggio, ovvero distinguere la quantità di piantine ad ettaro nei vari trattamenti (figura 7). Considerando aree circolari con 6 metri di raggio, la superficie totale di un'area risulta di circa 113 m² e con una semplice proporzione è possibile rapportare all'ettaro il numero di piante presenti in essa. Notiamo come il pioppo sia più presente nel passive management (PM) e nel fishbone (FB), mentre per le altre specie le differenze sono piuttosto basse, soprattutto a causa della scarsità generale di piante. Pino silvestre e larice si notano essere più diffusi nel fishbone.

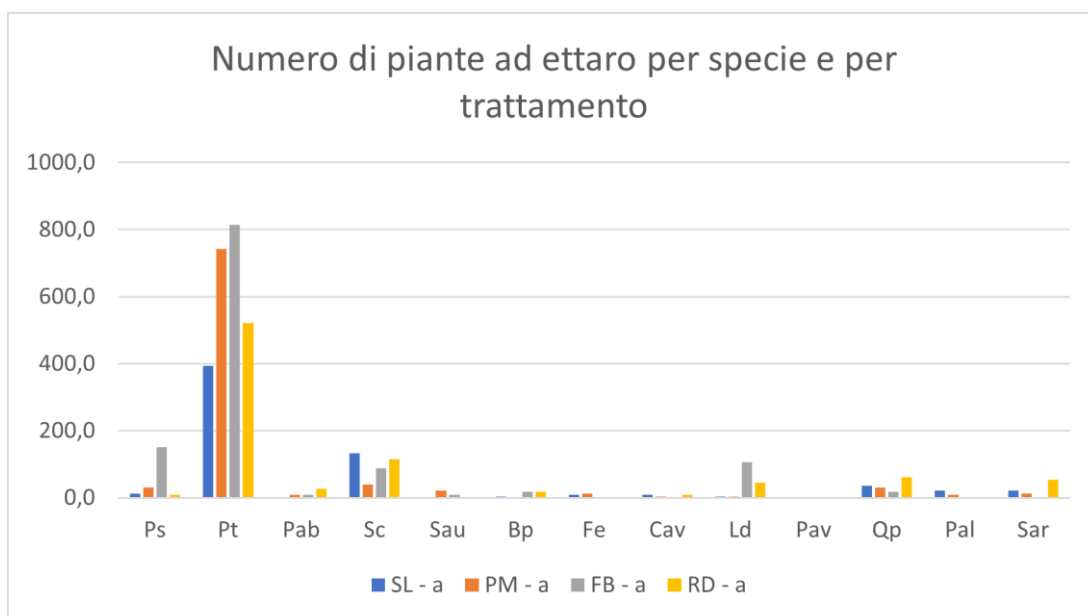


Figura 7: ripartizione delle specie ad ettaro nei vari trattamenti

Il precedente grafico può essere riproposto escludendo dai dati la presenza del pioppo tremolo (figura 8):

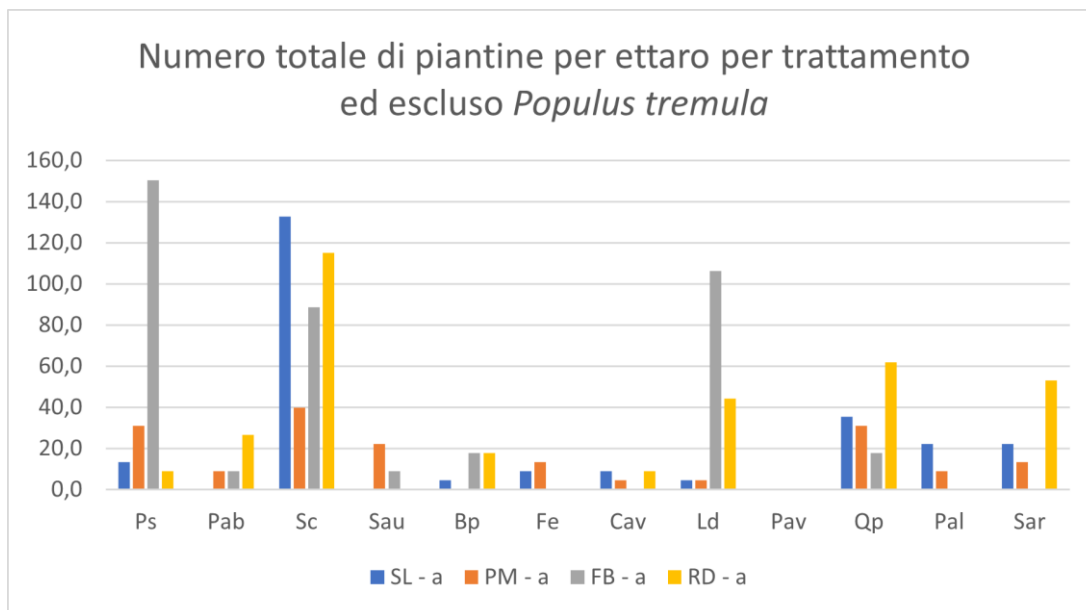


Figura 8 : ripartizione delle specie ad ettaro nei vari trattamenti, escluso pioppo tremolo

Spiccano maggiormente i valori di pino silvestre e larice nel trattamento FB, oltre al picco del salice in SL ed RD. Le lettere “a” nelle legende del grafico indicano che, in seguito al test statistico di Mann-Whitney, eseguito su Past, non sono risultate differenze significative fra i vari trattamenti nella composizione specifica. Infatti, il β nel test del χ^2 è risultato $< 0,001$.

Sempre a riguardo della composizione specifica, sono stati realizzati dei grafici a torta che indicano la percentuale di piante sul totale: come primo passaggio si è individuato in quale trattamento è presente la maggiore quantità di piantine ad ettaro (figura 9).

Successivamente, si è effettuata una divisione delle specie, calcolandone la percentuale sul totale delle piante all’ettaro in ogni trattamento. Quest’ultima procedura è stata effettuata per le sei specie numericamente più presenti: pioppo tremolo (Pt), salicone (Sc), pino silvestre (Ps), roverella (Qp), larice (Ld) e sorbo montano (Sa). I grafici sono riuniti nella figura 10. I valori sono stati trasformati all’ettaro, in modo che la discrepanza tra le superfici dei trattamenti non influenzasse il risultato. Si può immediatamente confermare la netta preferenza di larice e pino silvestre per il trattamento FB, dove invece non è stato individuato nessun sorbo montano. Il pioppo

ha i valori più alti in tutti i trattamenti, giungendo ad un picco sempre in FB. Generalmente RD è il trattamento in cui tutte le sei specie considerate compaiono in maniera più o meno diffusa, a parte il pino che è stato trovato in un solo esemplare nelle dieci aree.

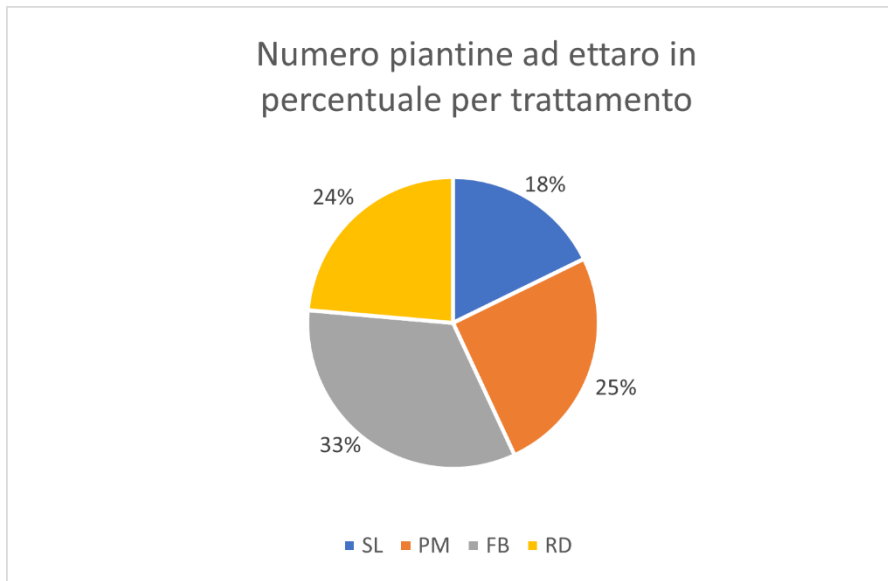


Figura 9: numero di piantine ad ettaro in percentuale per trattamento

Come dimostrato dalla figura 9, la maggiore densità di rinnovazione si riscontra nel trattamento fishbone, mentre il salvage logging è quello in cui se ne individua meno; intermedi passive management e random direction.

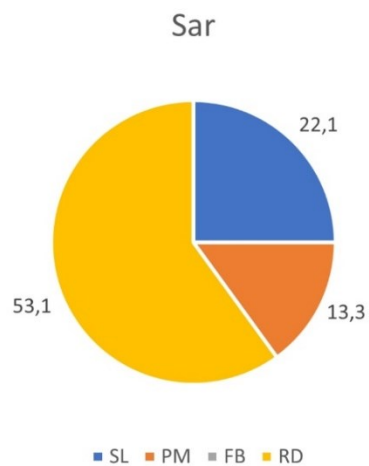
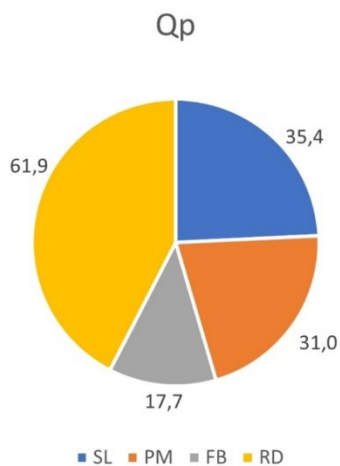
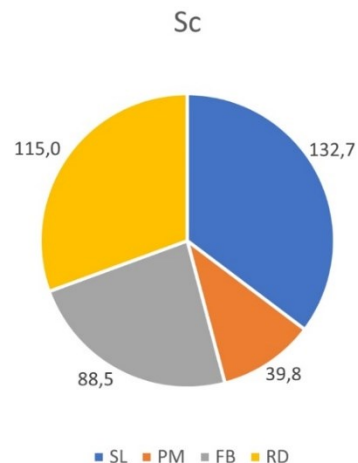
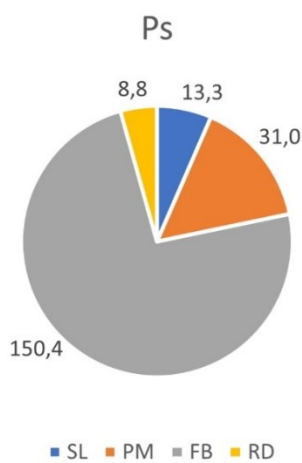
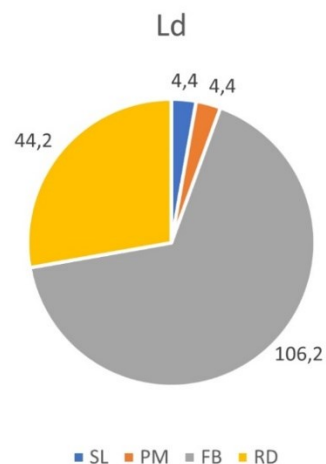
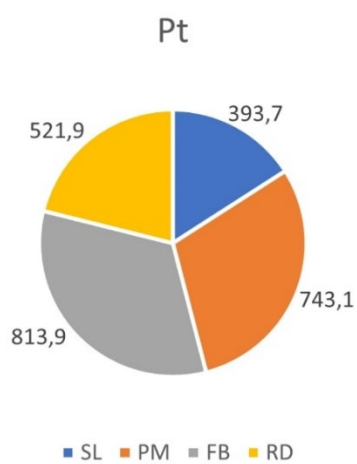


Figura 10: piante ad ettaro per trattamento delle sei specie più abbondanti

La figura 10 mostra come le diverse specie abbiano risposto in maniera diversa ai vari trattamenti: larice e pino silvestre hanno dei picchi in FB, mentre ad esempio il sorbo (*Sorbus aria*) ha prediletto RD. Nessuna specie ha raggiunto il valore massimo in SL e solo il pioppo ha rinnovato abbondantemente in questo trattamento.

Per quanto riguarda le coperture del suolo, invece, si è scelto di raffigurarne i relativi grafici sotto forma di box-plot; questa modalità rappresenta la media come riga interna al rettangolo colorato, i cui limiti sono primo e terzo quartile. La rimanente variabilità è identificata dalla linea, chiusa in alto o in basso, che ne fuoriesce. La lettera sopra ogni box-plot è il risultato del test di Mann-Whitney eseguito su Past, che determina se vi sono differenze significative fra i vari trattamenti. Quando le lettere sono uguali per tutti i trattamenti non vi sono differenze significative. Il passo seguente è quello di confrontare i valori ottenuti con quelli dei precedenti rilievi, in modo da osservarne il trend. Una delle aspettative è, ad esempio, una graduale diminuzione del suolo nudo, accompagnata da un aumento di copertura arbustiva, tendenze già verificatesi nei rilievi del 2015 rispetto al 2010.

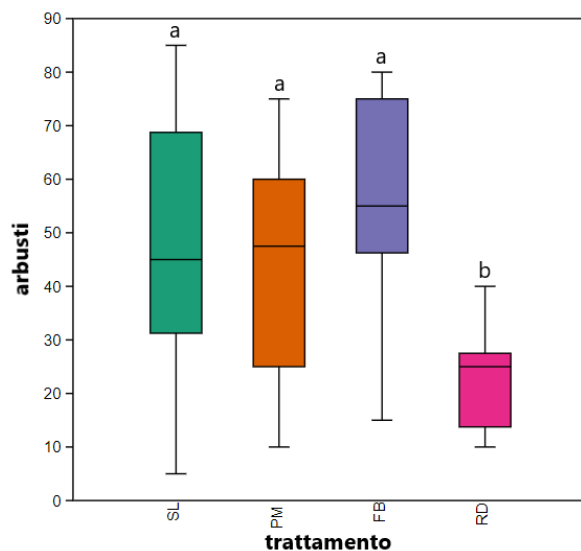


Figura 11: arbusti: valori di copertura per trattamento

La copertura media degli arbusti (figura 11) si è rivelata nettamente inferiore nel trattamento RD, mentre non si sono riscontrate differenze significative fra gli altri.

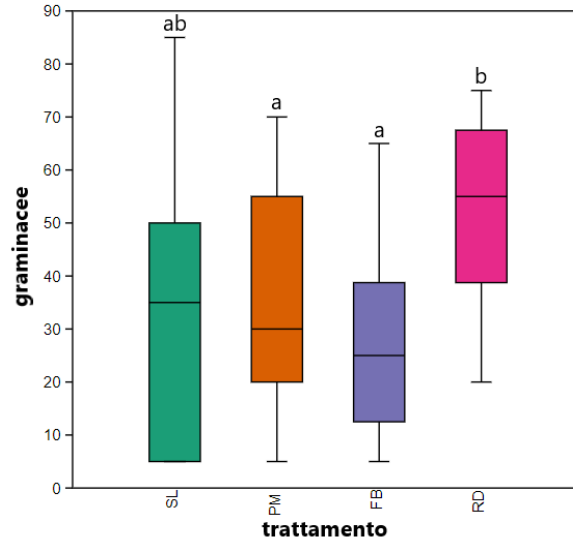


Figura 12: graminacee: valori di copertura per trattamento

La copertura media esercitata dalle graminacee (figura 12) è superiore nel trattamento RD, mentre quello maggiormente eterogeneo è risultato essere SL. Non sono state riscontrate differenze significative tra PM e FB.

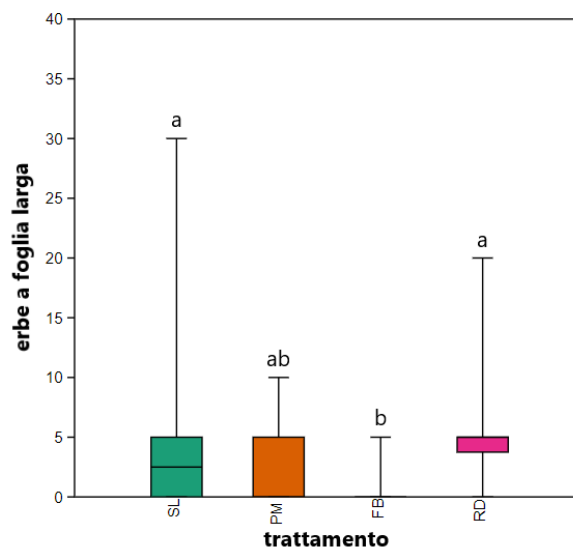


Figura 13: erbe a foglia larga: valori di copertura per trattamento

La copertura erbacea a foglia larga (figura 13) mostra un picco negativo in FB, trattamento che è significativamente diverso dagli altri trattamenti, con l'esclusione di PM che dimostra valori intermedi.

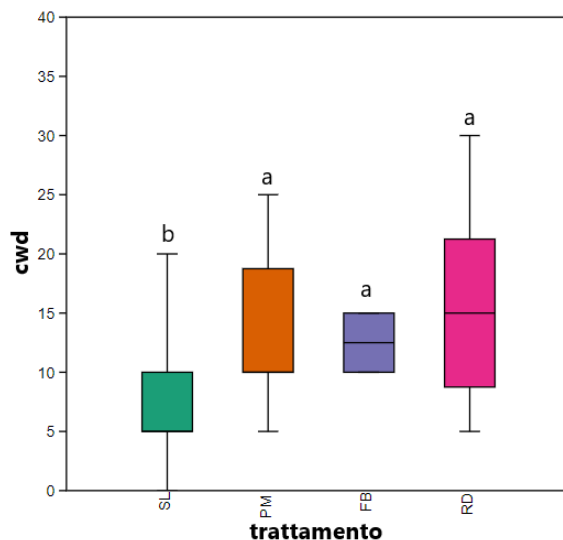


Figura 14: Coarse Woody Debris (CWD): valori di copertura per trattamento

La copertura esercitata dal detrito legnoso grossolano (figura 14) si dimostra uniforme in PM, FB e RD. In SL, invece, risulta significativamente inferiore. Ciò risulta in linea alle prerogative di questo trattamento che prevede la rimozione della necromassa.

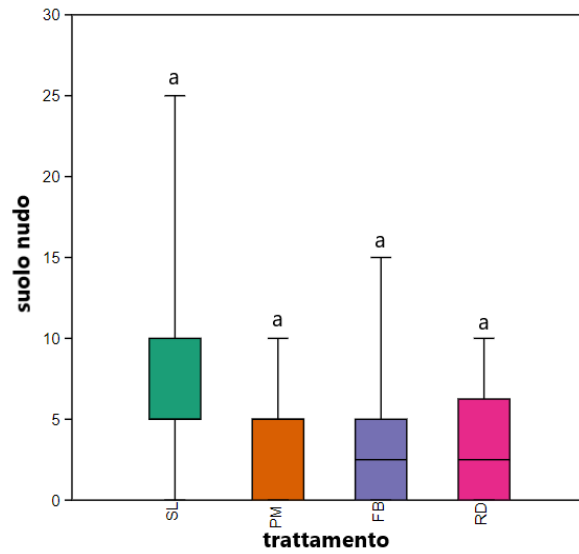


Figura 15: suolo nudo: valori di copertura per trattamento

La copertura di suolo nudo all'interno dei diversi trattamenti (figura 15) non dimostra differenze significative, nonostante possa apparire un picco in SL.

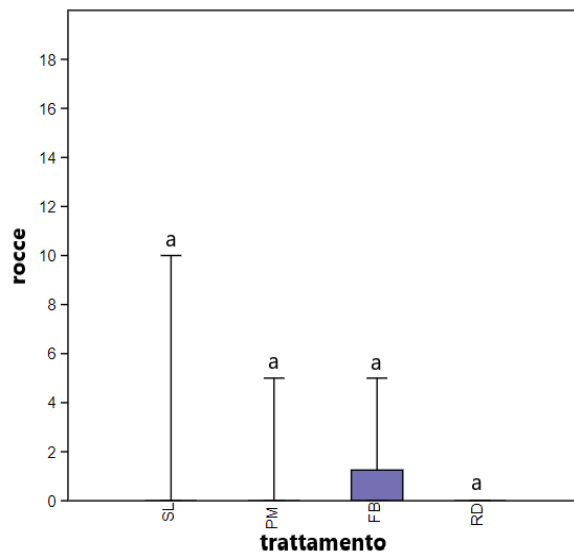


Figura 16: rocce: valori di copertura per trattamento

La copertura di terreno roccioso (figura 16) è stata riscontrata molto ridotta in tutti i trattamenti, senza che tra essi vi fossero differenze significative.

Lo stesso tipo di grafico è stato realizzato anche considerando il numero di piante, con e senza pioppo tremolo, nei diversi trattamenti:

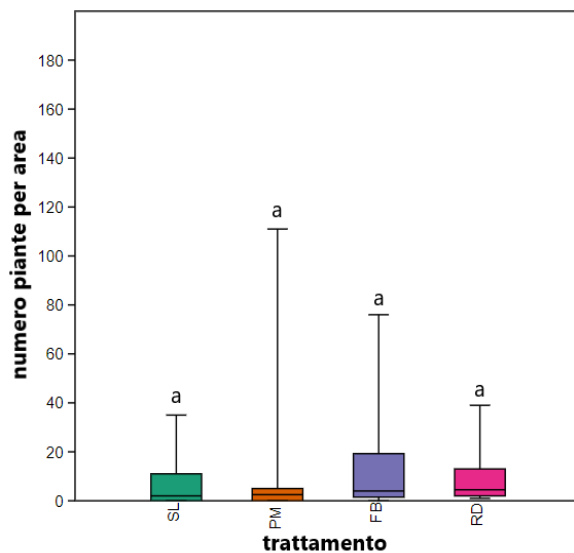


Figura 17: numero medio di piante per area per trattamento

Riguardo al numero medio di piante per area (figura 17) non sono state riscontrate differenze significative, nonostante gli isolati picchi raggiunti nei trattamenti PM e FB.

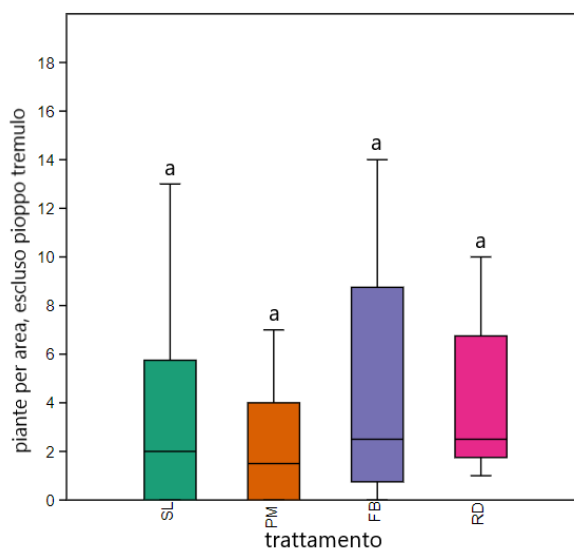


Figura 18: numero medio di piante per area per trattamento, escluso pioppo tremolo

Lo stesso discorso della figura 17 vale per il numero medio di piante per area calcolato escludendo il pioppo tremolo (figura 18); esso risulta infatti piuttosto simile e vengono anche livellati i picchi dovuti alla massiccia diffusione del pioppo in rare aree.

Come anticipato in precedenza, un importante step successivo è quello di osservare la tendenza delle coperture nel corso dei tre rilievi effettuati. Utilizzando quindi anche i dati degli anni 2010 e 2015 è stato possibile realizzare dei grafici con linea di tendenza per ogni trattamento.

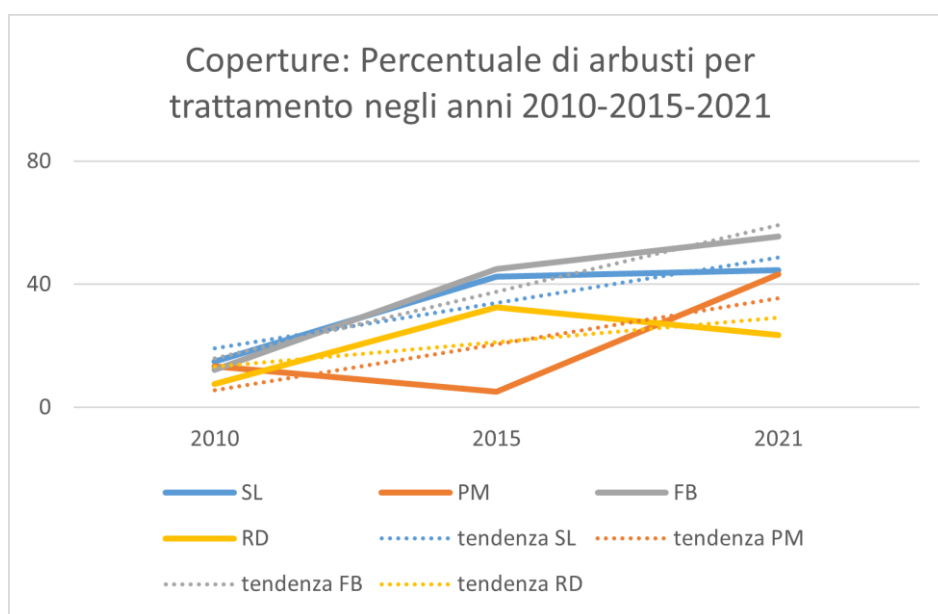


Figura 19: copertura di arbusti per trattamento negli anni 2010, 2015 e 2021 e relativa linea di tendenza

La copertura esercitata dagli arbusti (figura 19) ha mostrato un chiaro incremento nel corso degli 11 anni di riferimento, soprattutto nel trattamento FB. Inoltre, come si evince dal grafico, nel trattamento SL vi è stato un notevole incremento di copertura arbustiva dall'ultimo rilievo.

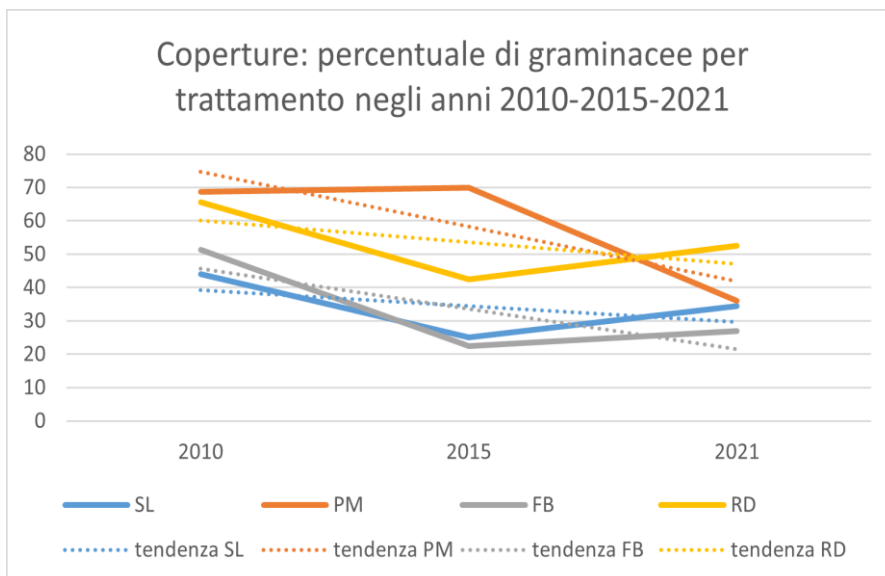


Figura 20: copertura di graminacee per trattamento negli anni 2010, 2015 e 2021 e relativa linea di tendenza

La copertura di erbe graminacee (figura 20) è risultata generalmente in diminuzione dal 2010. Tuttavia, dal 2015 essa ha registrato un aumento in tre dei quattro trattamenti (SL, FB, RD).

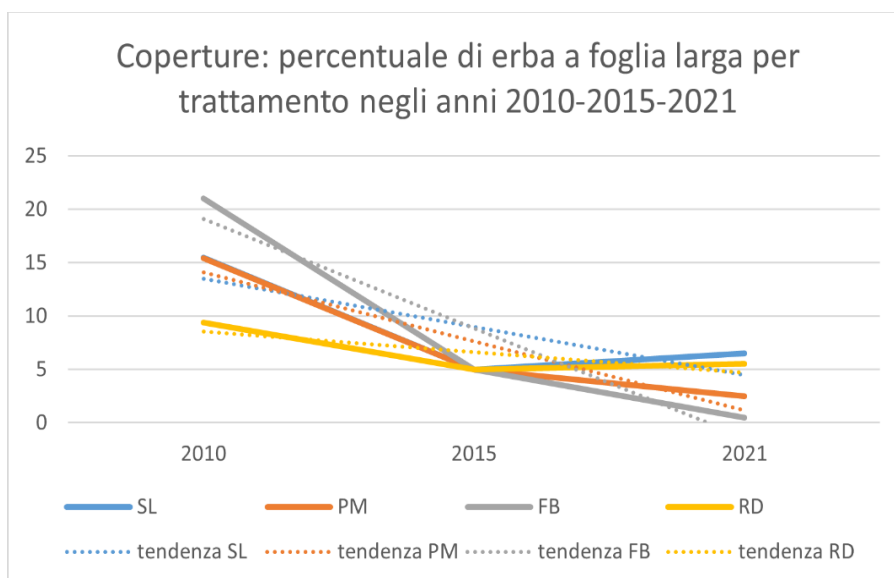


Figura 21: copertura di erba a foglia larga per trattamento negli anni 2010, 2015 e 2021 e relativa linea di tendenza

La copertura di erbe non graminacee, cosiddette a foglia larga (figura 21), è diminuita ovunque dai primi rilievi, soprattutto nel trattamento FB.

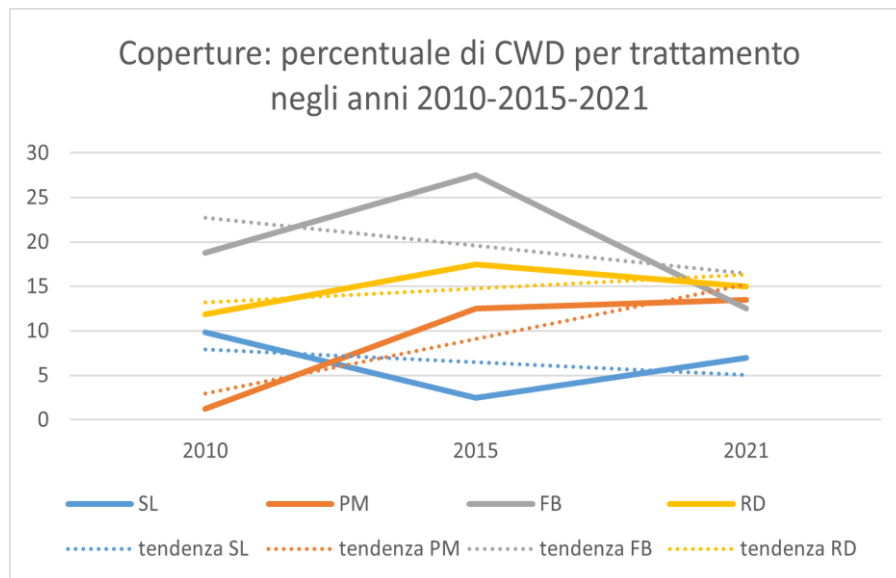


Figura 22: copertura di CWD per trattamento negli anni 2010, 2015 e 2021 e relativa linea di tendenza

La copertura esercitata dai detriti legnosi grossolani (CWD, figura 22), non ha mostrato tendenze uniformi. Il sensibile aumento nel trattamento PM si spiega dal fatto che molte delle piante morte, inizialmente rilasciate in piedi, sono cadute generando una maggiore copertura del suolo.

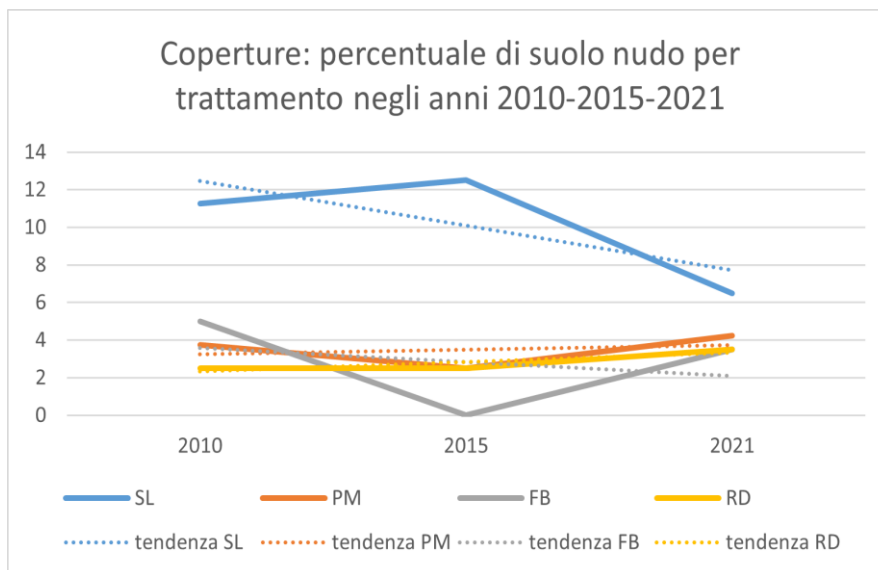


Figura 23: copertura di suolo nudo per trattamento negli anni 2010, 2015 e 2021 e relativa linea di tendenza

Il suolo nudo (figura 23) è sempre apparso più presente nel trattamento SL, dove però presenta una diminuzione rispetto alle precedenti percentuali. Gli altri trattamenti evidenziano porzioni di suolo nudo molto basse.

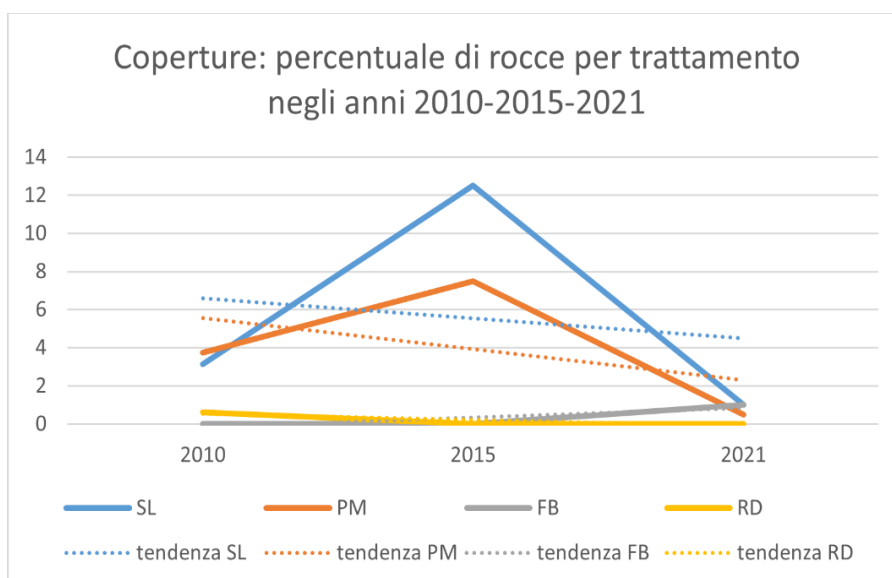


Figura 24: copertura di rocce per trattamento negli anni 2010, 2015 e 2021 e relativa linea di tendenza

La tendenza della copertura rocciosa (figura 24) è in leggera diminuzione per quei trattamenti dove ne era stata identificata di più (SL e PM), mentre è di rilevanza praticamente nulla negli altri due trattamenti.

Ulteriori analisi effettuate sono state nuovamente legate alle specie arboree presenti, operando inizialmente una distinzione tra conifere e latifoglie presenti nei vari trattamenti. In seguito, si è deciso di valutare anche caratteristiche come la pesantezza del seme, in quanto alcune specie presenti possiedono semi leggeri a diffusione prevalentemente anemocora (pioppo, salice, betulla...), mentre altre utilizzano una diffusione barocora o zoocora per via dei semi pesanti (conifere, roverelle...). I grafici realizzati sono visibili nelle immagini seguenti:

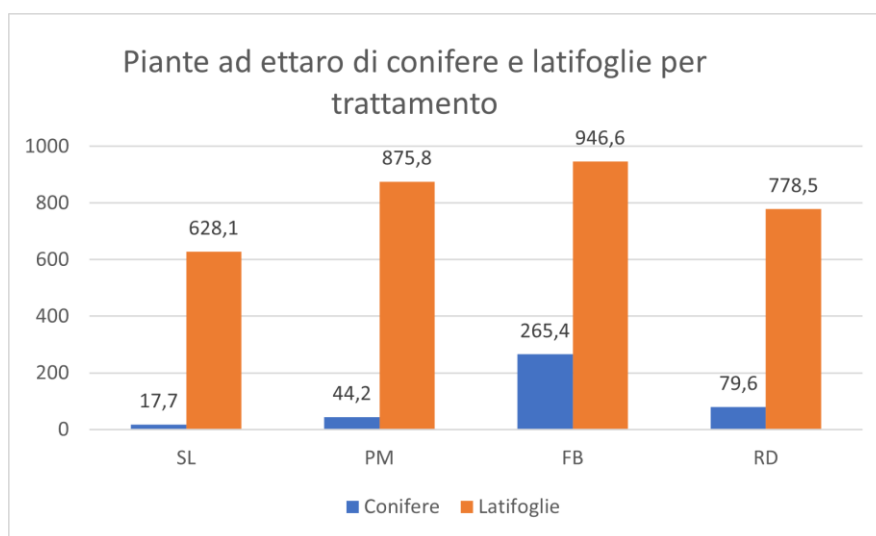


Figura 25: piante ad ettaro di conifere e latifoglie per trattamento

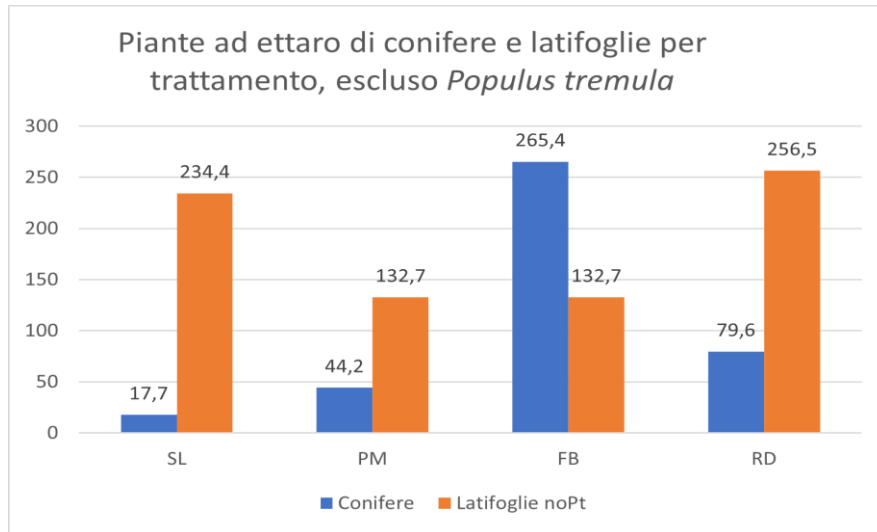


Figura 26: piante ad ettaro di conifere e latifoglie per trattamento, escluso pioppo tremolo

Come si può notare nella figura 25, le latifoglie sono maggiormente rappresentate delle conifere. L'abbondante presenza del pioppo tremolo causa valori medi di densità all'ettaro superiori alle 500 piante, fino quasi a 1000 nel trattamento FB. Queste, sommate alle oltre 200 piante ad ettaro di conifere, consentono di raggiungere un numero complessivo più cospicuo; considerando, però, che si tratta di individui molto giovani, i valori risultano ancora esigui per parlare di una rinnovazione ben affermata. Eliminando dai conteggi il pioppo tremolo, le proporzioni variano in maniera importante e le conifere rappresentano una fetta un po' più consistente (figura 26), anche se comunque piuttosto scarsa, tranne che nel trattamento FB, dove risultano essere esattamente il doppio delle latifoglie.

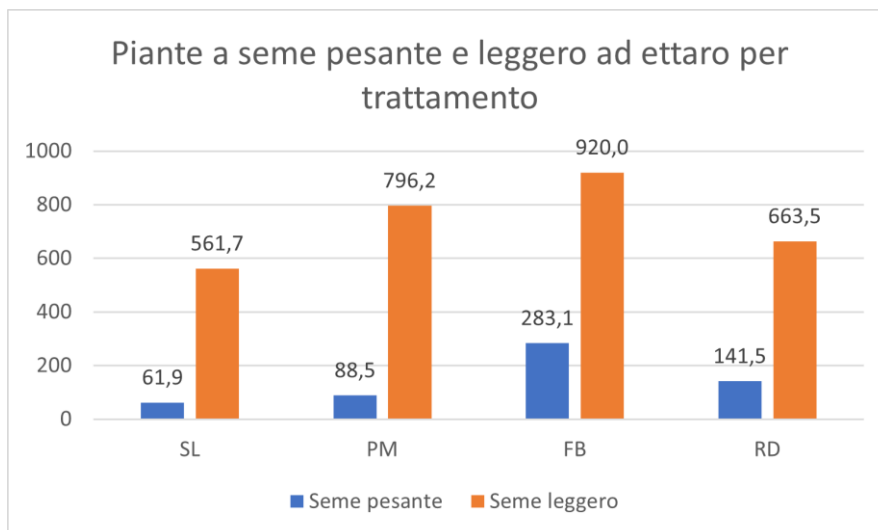


Figura 27: divisione fra piante a seme leggero e piante a seme pesante; valori ad ettaro per trattamento

Nella figura 27 possiamo osservare come le piante a seme leggero siano prevalenti rispetto alle piante a seme pesante; ciò si lega al fatto che queste ultime sono rappresentate dalle conifere con l'aggiunta della sola roverella; quelle a seme leggero, invece, sono costituite dalle restanti latifoglie; ancora una volta il contributo del pioppo è naturalmente molto alto.

Ora è importante analizzare com'è variata la quantità di rinnovazione dai rilievi precedenti. Disponendo dei dati sia del 2015 che del 2010, è possibile calcolare i delta nei confronti della densità delle piante ad ettaro. Il procedimento è stato effettuato prima singolarmente con ognuno dei due rilievi precedenti, poi complessivamente, sempre mantenendo visibile la distinzione in trattamenti.

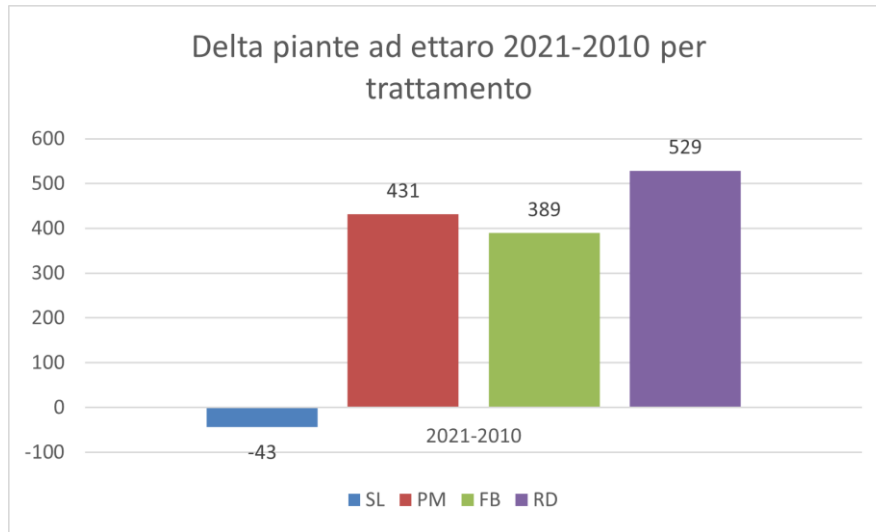


Figura 28: variazione della densità di rinnovazione (piante/ha) fra 2021 e 2010 per trattamento

In figura 28 risulta evidente come, rispetto al 2010, la rinnovazione si sia affermata maggiormente in tutti i trattamenti, eccezion fatta che per il salvage logging, dove viceversa il numero di piantine è diminuito. Si tratta di un risultato molto significativo, che indica subito come le condizioni in tale area siano negative per l'insediamento delle piante arboree. L'ipotesi è che inizialmente abbiano trovato terreno libero e siano germogliate, ma in seguito abbiano subito la competizione di arbusti ed erbe, oltre che le condizioni di aridità tipiche della stagione e gli agenti atmosferici in maniera più diretta. Il trattamento RD, invece, è quello che ha sperimentato un incremento maggiore della densità di rinnovazione negli undici anni considerati, seguito da PM e FB.

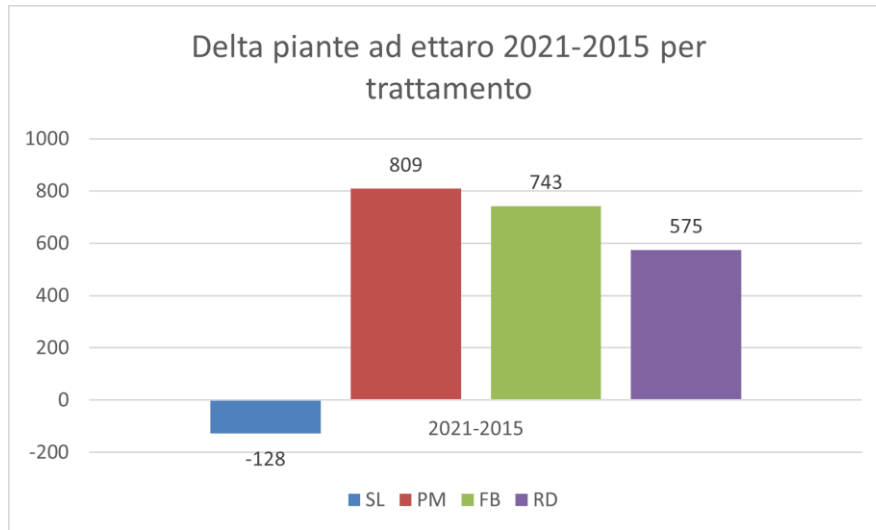


Figura 29: variazione della densità di rinnovazione (piante/ha) fra 2021 e 2015 per trattamento

Lo stesso calcolo è stato ripetuto nei confronti dei valori del 2015 (figura 29): anche in questo caso SL ha visto una diminuzione nella densità di rinnovazione; essa è risultata ancora più consistente che nel lasso di tempo intercorso dal 2010. Ciò significa che, dal 2010, nelle venti aree di salvage logging si è persa una densità di rinnovazione pari a 171 piante/ha ($43+128$, come dai grafici). Negli altri trattamenti, invece, si è registrato un aumento, risultato anche cospicuo, soprattutto nel trattamento PM. Anche in FB si è mostrato un incremento brillante, mentre in RD il risultato è molto simile al delta effettuato in precedenza con il 2010.

La domanda che ci si pone in seguito riguarda quanto l'influenza del pioppo tremolo abbia potuto incidere su queste variazioni; così, la stessa operazione è stata effettuata togliendo dai conteggi della densità questa specie:

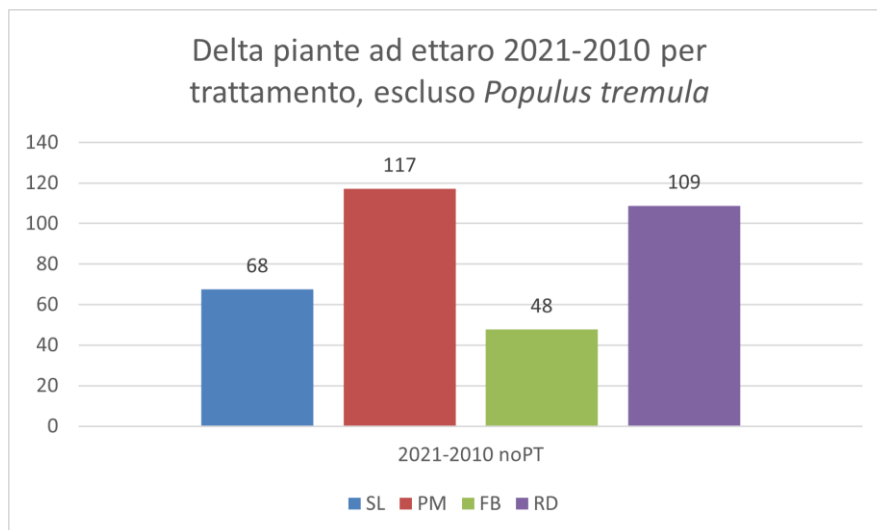


Figura 30: variazione della densità di rinnovazione (piante/ha) fra 2021 e 2010 per trattamento, escluso pioppo tremolo

Il risultato dell'esclusione del pioppo tremolo mostra che, dal 2010 (figura 30), in tutte le macroaree, compresa SL, si è avuto un aumento nella densità delle nuove piante. Inoltre, SL registra un incremento maggiore di FB, la quale è infatti la gestione dove era stata trovata la più alta densità di pioppo. PM e RD si confermano i due trattamenti con la rinnovazione più affermata.

I valori in questo caso sono tutti positivi, indicando un lento miglioramento delle condizioni per l'insediamento delle piante, anche se gli incrementi sono piuttosto bassi, soprattutto considerando la densità complessiva.

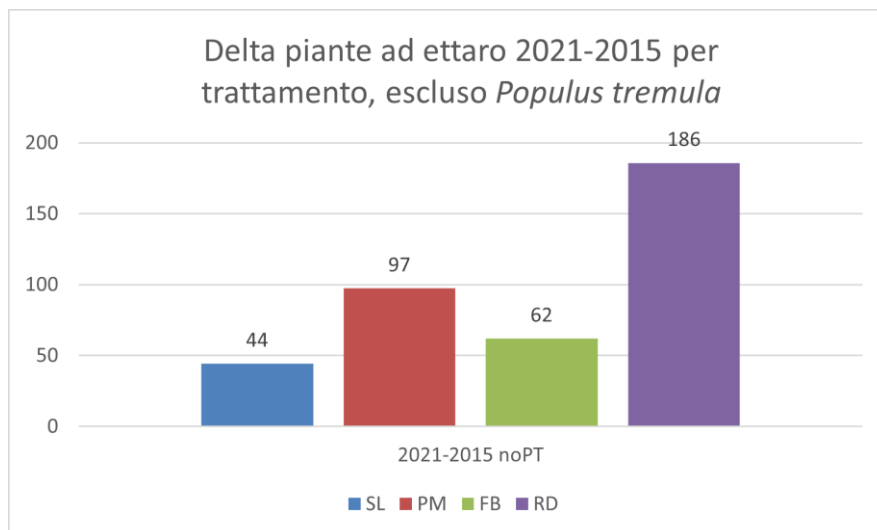


Figura 31: variazione della densità di rinnovazione (piante/ha) fra 2021 e 2015 per trattamento, escluso pioppo tremolo

Il delta escluso il pioppo tremolo nei confronti del 2015 (figura 31), propone sempre dei valori in crescita, per quanto piuttosto contenuta. Spicca solamente il dato riferito al trattamento RD, che evidenzia un buon incremento delle piantine; SL e FB sono, come negli altri calcoli, i trattamenti nei quali la rinnovazione si insedia più lentamente. Il picco raggiunto da PM nella figura 28 è fortemente ridimensionato, segno che in quel trattamento è stata misurata un'abbondante nuova rinnovazione di pioppo. Infatti, la differenza rispetto ai dati che lo considerano è marcata anche negli altri casi; lo si può constatare nel seguente grafico riepilogativo (figura 32):

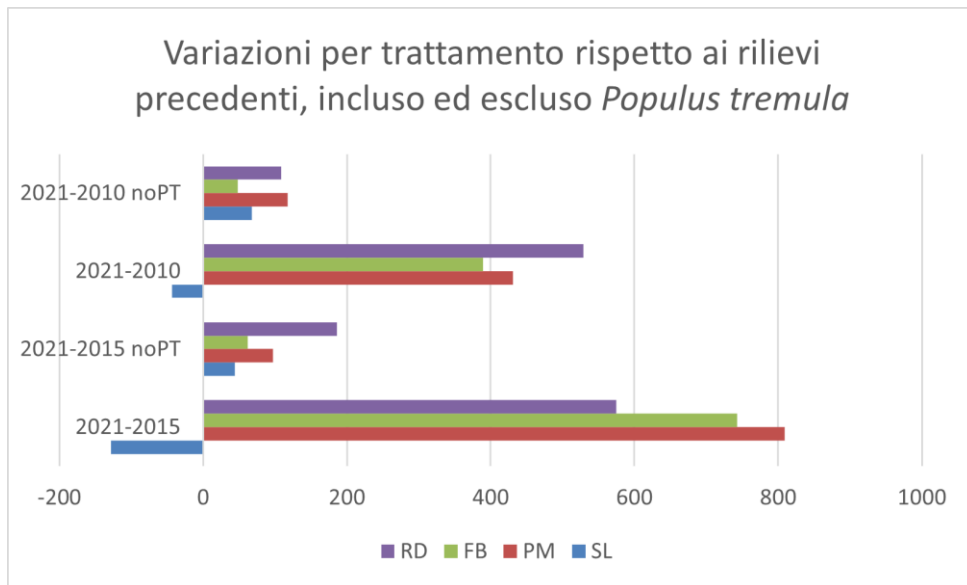


Figura 32: delta per trattamento fra 2021 e rilievi precedenti, compreso ed escluso pioppo tremolo

Come già anticipato, questo grafico d'insieme conferma che i trattamenti PM ed RD risultano essere mediamente i più validi per uno sviluppo più rapido e numeroso della rinnovazione arborea nell'area studio, oltre che il salvage logging si dimostra una pratica negativa, soprattutto in condizioni difficili come quelle del sito.

Per quanto riguarda la specie più diffusa, il pioppo tremolo, si è effettuato lo stesso calcolo relativo alla variazione rispetto al 2015:

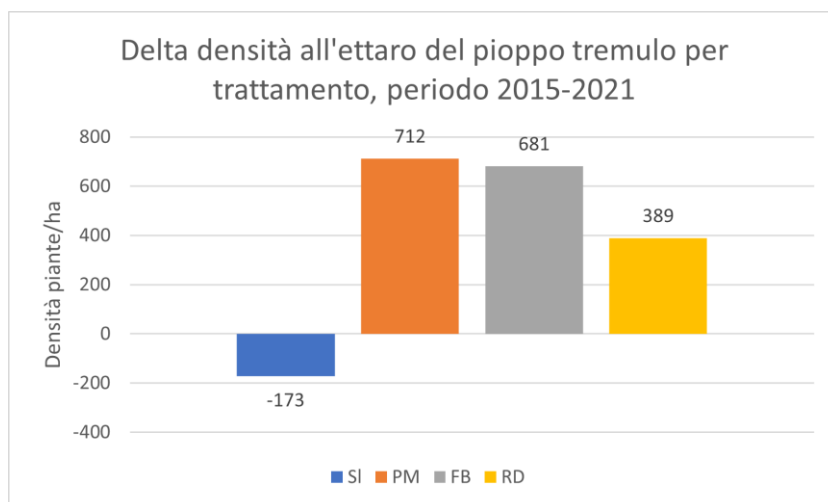


Figura 33: differenza nella rinnovazione di pioppo tremolo per trattamento tra 2021 e 2015

Nella figura 33 si nota come il pioppo abbia continuato a diffondersi in maniera abbondante in tutti i trattamenti, eccezion fatta per il salvage logging, dove anch'esso ha incontrato delle difficoltà.

Questo calcolo è stato riproposto anche per le due conifere più diffuse, il larice e il pino silvestre:

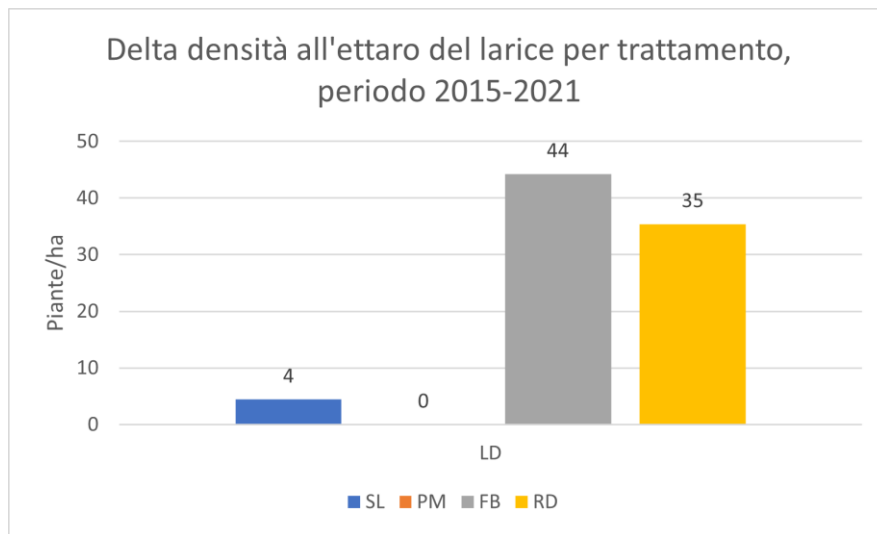


Figura 34: differenza nella rinnovazione di larice per trattamento tra 2021 e 2015

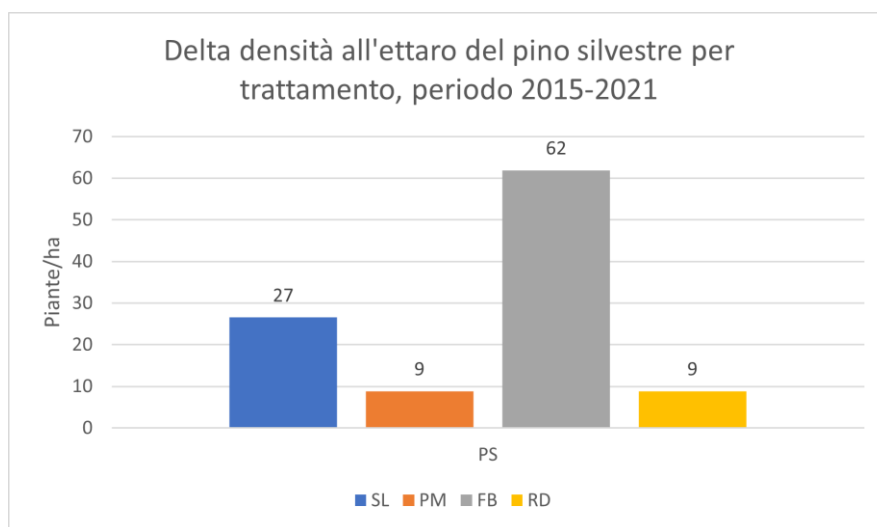


Figura 35: differenza nella rinnovazione di pino silvestre per trattamento tra 2021 e 2015

Le figure 34 e 35 illustrano come larice e pino silvestre abbiano mostrato degli incrementi in tutti i trattamenti, eccezion fatta per il larice nel passive management, dov'è rimasto inalterato. Alcuni di questi incrementi sono però decisamente bassi, trattandosi di un rapporto all'ettaro. Ad esempio, i 9 pini a ettaro nel trattamento RD corrispondono a un incremento di una sola pianta nelle dieci aree. L'unico valore degno di nota sono i 62 pini ad ettaro nel trattamento FB, che corrispondono ad un incremento di 7 piante. Lo stesso fishbone ottiene il maggiore incremento anche per quanto riguarda il larice. Infatti, come descritto in figura 25, si tratta del trattamento dove si erano riscontrate più piante di conifere.

Un'ulteriore analisi effettuabile è la relazione fra la densità delle piante e la distanza dalla portaseme più vicina, altro dato già disponibile dalle tabelle precedenti.

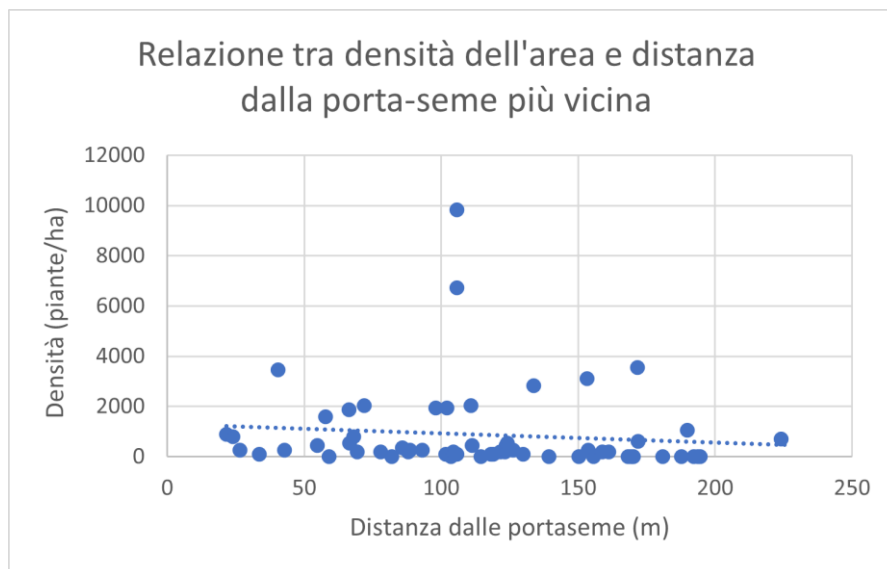


Figura 36: relazione fra densità delle piante ad ettaro e distanza dalla portaseme più vicina

Come si può osservare nella figura 36, la relazione inversa non è molto spiccata, ma la tendenza evidenzia una diminuzione della densità con l'allontanamento dalla portaseme più vicina. Lo stesso grafico è stato ricalcolato poi considerando solo le conifere, in quanto specie dal seme pesante e quindi dalla più difficile diffusione su

lunghe distanze. Inoltre, le conifere non possiedono capacità pollonifera, come ad esempio la roverella che, pur essendo specie dal seme pesante, si diffonde molto anche per polloni radicali.

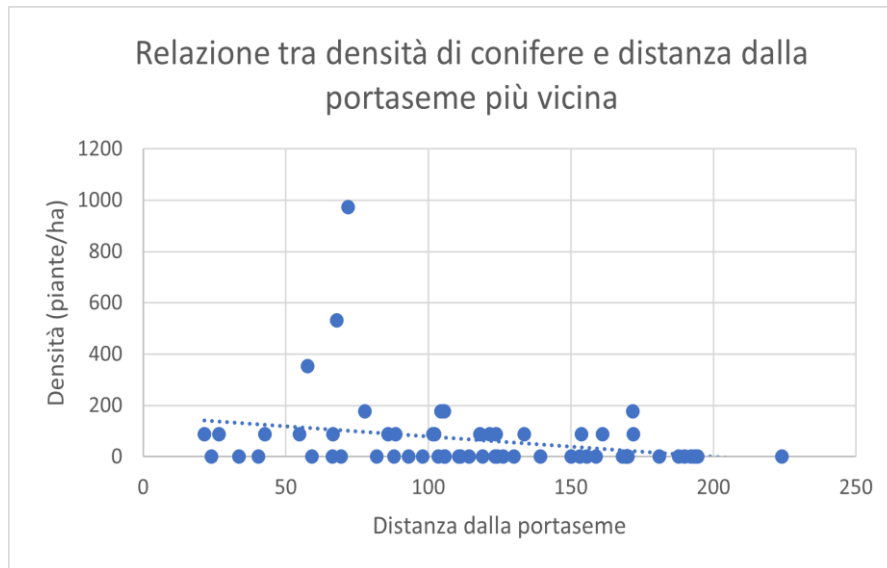


Figura 37: rapporto fra densità di conifere e distanza dalla portaseme più vicina

Nella figura 37 è possibile notare come, per le conifere, la relazione inversa fra densità e distanza sembri un po' più accentuata. Tuttavia, il fatto che in molte aree non siano state riscontrate piante di conifere genera un po' di incertezza, appiattendolo il grafico verso densità molto basse. I picchi di presenza di conifere si sono comunque registrati in aree relativamente vicine alle portaseme.

3.1 Correlazioni

Terminate le analisi fin qui proposte, si rende necessario effettuare delle operazioni statistiche più tecniche, che vadano ad individuare le correlazioni fra i dati della rinnovazione (es numero di piante complessivo e per specie, vari delta, distinzione delle quantità tra tipologie di seme...) e i parametri stazionali. Questi ultimi sono parametri sostanzialmente immutati nel corso degli anni, quali la quota, la rugosità del terreno, la distanza dell'area dalle piante portaseme più vicine ecc.; sono stati rilevati attraverso i voli LiDAR precedentemente descritti nel capitolo

Alcuni di questi parametri potrebbero influenzare la rinnovazione e dimostrare quali trattamenti favoriscano o meno un più rapido insediamento delle specie arboree. Ad esempio, i parametri di rugosità dipendono in buona parte dalla necromassa presente al suolo, che è inferiore nel trattamento di salvage logging, come anche verificato dalle precedenti elaborazioni sulle coperture.

Si è quindi proceduto ad aggiornare la tabella già realizzata nel 2015 con i valori del 2021, inserendo anche i relativi delta, sia con il 2015 che con il 2010. Trasferendo l'intera tabella sul software Past si possono operare calcoli statistici di vario genere, fra cui realizzare la matrice di correlazione. Questa consente di incrociare parametro per parametro tutti i valori e di individuare, nella porzione superiore alla diagonale, gli incroci che risultano significativi. Per esserlo, occorre che il valore risultante sia inferiore a 0,05, il valore soglia arbitrariamente scelto, il quale significa che i due parametri sono correlati almeno al 95%. Nella porzione inferiore si andrà a cercare l'incrocio opposto fra gli stessi due parametri; quest'ultimo potrà risultare positivo oppure negativo, a seconda che la relazione fra i due sia diretta o inversa. La matrice iniziale è molto vasta, motivo per cui successivamente è possibile operare correlando solo pochi parametri che nella matrice erano risultati significativi. Dopo aver realizzato una prima matrice completa, si è deciso di rimuovere alcune colonne di scarsa rilevanza. Ad esempio, alcune specie molto rare e che non davano incroci significativi (es abete rosso, ciliegio, nocciolo) non sono state considerate. In questo modo la matrice risultante è meno ricca di valori e di più facile lettura.

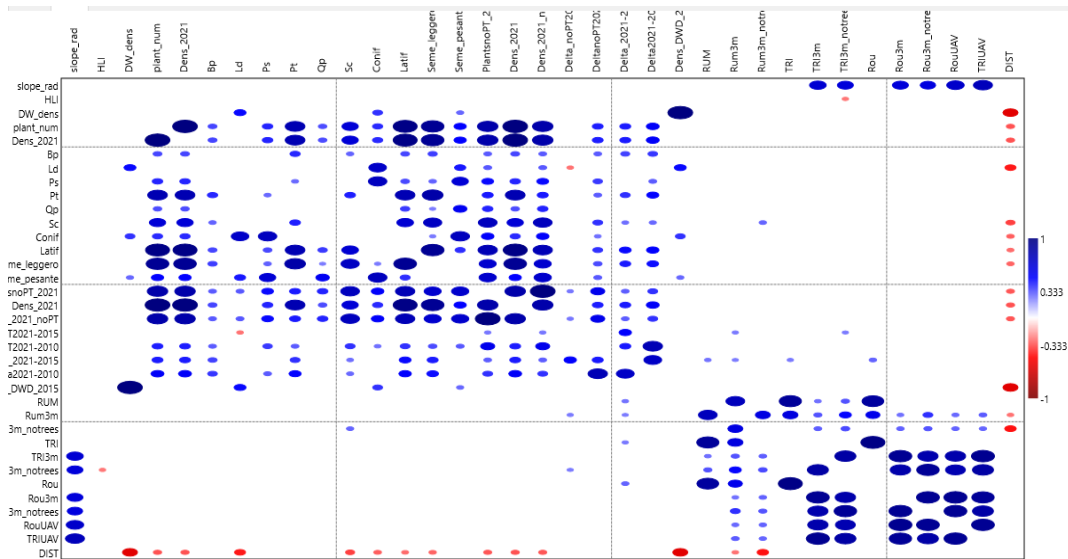


Figura 38: matrice di correlazione

In figura 38 è riportata la matrice di correlazione fra i dati, che, come detto, è stata realizzata con Past; il programma offre la possibilità di scegliere diverse tipologie di correlazione statistica: per queste elaborazioni è stata selezionata l’opzione “Spearman’s rs”. Nella sezione Plot si può osservare il grafico sopra riportato. È inoltre possibile rendere bianchi i quadrati con un valore di p superiore a 0,05, che non risultano dunque di nostro interesse. La grandezza dei bollini, invece, dipende dall’intensità della correlazione fra i due parametri, rappresentata dal valore di R. È stata esclusa anche la diagonale principale, ovvero l’incrocio di un parametro con sé stesso. Si notano numerosi valori apparentemente significativi, ma molti di questi sono risultati casuali di incroci tra misurazioni che non è sensato correlare (es. due parametri di rugosità), oppure tra voci molto simili (es. il numero di piante con le varie colonne riguardanti la densità).

In rosso si notano dei valori negativi negli incroci con il parametro “DIST”, ovvero la distanza del centro dell’area dalla pianta viva più vicina, che ha dunque la funzione di essere una porta-seme. Fra di questi si trovano anche colonne relative alle specie

presenti, il che significa che la rinnovazione di alcune è influenzata significativamente dalla distanza dalle porta-seme, ovviamente in modo negativo al crescere di essa.

In particolare, il larice ha mostrato una correlazione inversa abbastanza forte con il parametro DIST:

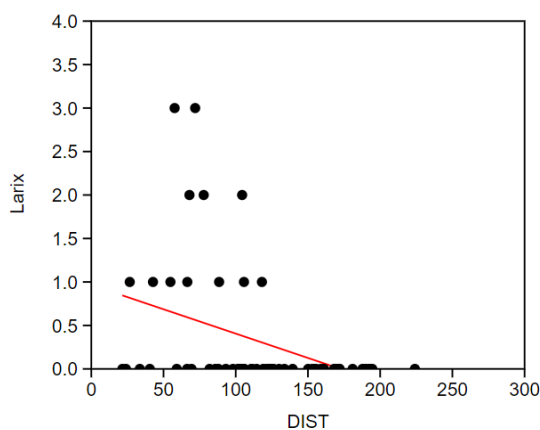


Figura 39: relazione fra rinnovazione di larice e distanza dalla porta-seme più vicina

Come si può notare nella figura 39, non sono mai stati trovati individui di larice a distante superiori a circa 130 m dalla porta-seme più vicina e la relazione inversa tra quantità di rinnovazione e distanza è abbastanza marcata. Va però evidenziato il numero esiguo di larici misurati (19 in 60 aree), fattore che naturalmente non dà molte certezze sui risultati, che però concorrono comunque a dare un'idea sulla tendenza di questa specie a rinnovare vicino alle piante madri. Infatti, si tratta di una conifera, dotata dunque di seme pesante a distribuzione barocora. Successivamente, insieme al larice sono stati considerati anche i valori più generali riguardanti tutte le conifere e tutte le piante a seme pesante, sempre correlandoli con DIST:

Variable	Slope	Error	Intercept	Error	r	p
Ld	-0,0055995	0,0017743	0,96592	0,22344	-0,38281	0,0025381
Conif	-0,0089411	0,0043601	1,7867	0,54906	-0,26	0,044829
Seme_pesant	-0,010715	0,0056097	2,7758	0,70642	-0,24327	0,061068

Tabella 2: correlazione fra larice, conifere e piante a seme pesante con la distanza dalla porta-seme

Come osservabile dalla tabella 2, il larice è quello che ha mostrato una correlazione inversa più marcata con la distanza: lo testimoniano il valore di p nettamente più basso di 0,05 e il valore di r di -0,38, a conferma di una buona correlazione fra i dati. Più generalmente, anche le conifere hanno evidenziato un valore significativo in conseguenza della distanza ($p=0,04$), con un r discretamente valido (-0,26). Considerando tutte le specie a seme pesante (conifere più la roverella), invece, la significatività si perde ($p=0,06$). Per realizzare questa tabella sono state aggiunte, sempre su Past, le colonne di interesse e, selezionati tutti i dati, si è seguito il procedimento Model – Linear – Multivariate, che permette di individuare una variabile indipendente (in questo caso la distanza) e più variabili da essa dipendenti (larice, conifere e piante a seme pesante).

Per evidenziare come altre specie non risentano allo stesso modo della distanza, la stessa operazione è stata ripetuta con pino silvestre e pioppo tremolo al posto di “conifere” e “seme pesante”:

Variable	Slope	Error	Intercept	Error	r	p
Larix	-0,0055995	0,0017743	0,96592	0,22344	-0,38281	0,0025381
Populus	-0,022929	0,049002	9,4419	6,1708	-0,061325	0,6416
Pinus	-0,0033417	0,0031458	0,8208	0,39614	-0,13815	0,29252

Tabella 3: correlazione fra larice, pioppo e pino silvestre con la distanza dalla porta-seme

Come si evince dalla tabella 3, anche pioppo e pino mostrano una correlazione inversa con la distanza, ma con valori di significatività estremamente più bassi. Il pino, pianta a seme pesante come il larice, ha un R di -0,14 e un p di 0,29; quest'ultimo è

lontano dal valore limite stabilito di 0,05. Il pioppo, invece, grazie alla sua grande capacità pollonifera caulinare, si diffonde soprattutto per rinnovazione agamica; per questo i valori sono ancora meno significativi.

Per quanto riguarda il pino silvestre, pianta che prima dell'incendio ricopriva l'intera area, in questi rilievi del 2021 è stata individuata una possibile correlazione con il parametro di densità escluso il pioppo tremolo; inoltre, è stata calcolato anche il rapporto con i due delta con i rilievi 2015 e 2010, entrambi ottenuti senza considerare il pioppo. Si ricorda che il delta rappresenta la variazione del numero di piante totali per ogni area fra i rilievi.

	Coeff.	Std.err.	t	p	R ²
Constant	-0,12125	0,16876	-0,71845	0,47547	
Dens_2021_no	0,0021145	0,00056312	3,755	0,00041433	0,30854
Delta_noPT202	-0,0014735	0,00051684	-2,8509	0,0060924	0,06621
DeltanoPT202	0,00036881	0,0007672	0,48071	0,63259	0,074794

Tabella 4: correlazione fra pino silvestre e vari parametri di densità e delta tra rilievi

I risultati, riportati nella tabella 4, mostrano una buona correlazione positiva del pino con la densità del 2021 calcolata escludendo il pioppo tremolo, segno che i due parametri hanno risposto in modo simile. Nel rapporto con i delta, invece, il primo rappresenta la differenza tra 2021 e 2015 e in questo caso il valore risulta significativo ($p=0,006$), pur con un valore di R^2 però basso (0,07). La relazione si dimostra quindi inversa, in quanto il coefficiente risulta negativo; tendenzialmente, quindi, dove il delta è risultato positivo si è riscontrata una minore presenza del pino e viceversa. L'opposto è invece accaduto nei confronti del delta con il 2010, in quanto il coefficiente è negativo. La significatività di questo rapporto, però, è estremamente bassa ($p=0,63$).

Per quanto riguarda l'influenza della rugosità del terreno sono stati utilizzati diversi parametri; l'unica relazione degna di nota evidenziata dalla matrice, però, è quella fra pioppo, sorbo degli uccellatori e il valore di "RUM":

Variable	Slope	Error	Intercept	Error	r	p
Pt	1,4337	0,51921	1,7764	2,9033	0,34087	0,0076961
Sau	0,050815	0,018708	-0,060798	0,10461	0,33594	0,0086864

Tabella 5: correlazione fra pioppo, sorbo degli uccellatori e il parametro di rugosità "RUM"

La tabella 5 evidenzia una relazione piuttosto significativa fra queste due specie e il parametro di rugosità preso in considerazione. Entrambi gli incroci hanno restituito un p intorno allo 0,008 e un r superiore alle 0,3; ciò indica che, poiché la relazione è direttamente proporzionale, queste due latifoglie si sono insediate con più facilità in punti dal terreno più rugoso, quindi con presenza di necromassa, che spesso agisce da protezione per le giovani piantine.

Successivamente, è stata individuata anche una forte correlazione positiva fra le latifoglie e i delta; questa è però molto influenzata dal pioppo tremolo, in quanto non si presenta se ricavata utilizzando i delta calcolati senza questa specie:

	Coeff.	Std.err.	t	p	R ²
Constant	5,322	1,2536	4,2453	8,1359E-05	
Delta_2021-20	0,0099074	0,00074194	13,353	3,3938E-19	0,69592
Delta_noPT20	-0,017154	0,0044681	-3,8392	0,00031192	0,0026088

Tabella 6: correlazione fra le latifoglie e i delta 2021-2015, calcolati con e senza pioppo tremolo

Come ben evidente nella tabella 6, il rapporto fra le latifoglie e il delta 2021-2015 (seconda riga della tabella), evidenzia una proporzionalità diretta molto forte: il p è infinitesimale, mentre il valore di R² molto elevato. Lo stesso non accade con lo stesso delta ottenuto senza considerare il pioppo: R² risulta estremamente basso e addirittura il coefficiente della correlazione è negativo.

	Coeff.	Std.err.	t	p	R^2
Constant	2,2057	0,36977	5,965	1,6414E-07	
2021-2015noP	0,0028699	0,0013179	2,1776	0,033593	0,077198
2021-2015	-4,9093E-05	0,00021885	-0,22433	0,8233	0,001313

Tabella 7: correlazione fra le latifoglie escluso pioppo tremolo e delta 2021-2015 con e senza pioppo tremolo

Data la forte influenza del pioppo, si è provato ad osservare quale fosse la relazione fra l'insieme delle altre latifoglie e i medesimi delta utilizzati per il calcolo precedente. Dalla tabella 7 risulta che, nei confronti del delta 2021-2015 escluso il pioppo, la correlazione è positiva ed ha significatività, in quanto $p < 0,05$. Tuttavia, il valore di R^2 è molto basso (circa 0,08), quindi si tratta di una correlazione debole. Nei confronti del delta compreso il pioppo, invece, il p è elevatissimo; quindi, questo non è un incrocio da prendere in considerazione.

Per quanto riguarda, invece, la correlazione tra le conifere e le densità o i delta, è stata calcolata la seguente tabella 8:

	Coeff.	Std.err.	t	p	R^2
Constant	-0,064849	0,23461	-0,27642	0,78324	
Dens_2021_no	0,0031028	0,00078283	3,9636	0,00021141	0,32978
Delta_noPT2021	-0,0021451	0,0007185	-2,9855	0,0041918	0,068813
DeltanoPT2021	0,00054788	0,0010665	0,51369	0,60949	0,080978

Tabella 8: correlazione tra conifere e densità 2021 senza pioppo e i due delta senza pioppo

Si nota che, incrociandole con la densità calcolata senza il pioppo, le conifere hanno risposto in maniera simile, offrendo risultati significativi: p nettamente inferiore a 0,05 ed $R^2=0,33$. La correlazione è positiva. Sono stati poi introdotte nel calcolo anche altre due variabili indipendenti: i delta calcolati escludendo il pioppo tra 2021 e 2015 (terza riga) e tra 2021 e 2010 (ultima riga). Qui i risultati si rivelano contrastanti: con il primo delta la correlazione è negativa, ma non particolarmente significativa, in quanto il valore di R^2 è molto basso. Con il secondo, invece, il segno è positivo, ma p è decisamente elevato, quindi fuori dai parametri di considerazione per la significatività.

4. Discussione

I diversi metodi di trattamento post-incendio hanno mostrato delle influenze sulla rinnovazione; innanzitutto, essa è risultata scarsa in tutta l'area, dimostrando le difficoltà di colonizzare un'area molto arida come il versante in questione. La specie che ha mostrato l'incremento maggiore rispetto al 2015 è il pioppo tremolo: da 233 esemplari (Marques, 2016) si è passati ad individuarne 408. Questo è dovuto al fatto che tale èianta è in grado di produrre sia polloni caulinari che radicali; in particolare, questi ultimi possono rapidamente invadere un ampio territorio dopo disturbi severi; questa strategia riproduttiva è molto efficace nel preservare la popolazione anche dove si manifestano disturbi intensi (Marzano et al., 2013). Va comunque sottolineato come il pioppo tremolo sia una specie dalla durata di vita mediamente breve (Myking, Bøhler, Austrheim, & Solberg, 2011). Anche il *Salix caprea*, la seconda specie per diffusione, si avvale prevalentemente di questa strategia di rinnovazione.

I paragoni complessivi per trattamento con i rilievi precedenti evidenziano dunque come, soprattutto rispetto al 2015, vi sia stato un generale incremento della rinnovazione. Ciò era prevedibile, in quanto si va lentamente verso una ricolonizzazione della superficie da parte delle specie arboree. Questo incremento si è rivelato più abbondante ed affermato nei trattamenti PM e RD, in quanto sono i due nei quali, anche eliminando il pioppo dai calcoli, la crescita è risultata buona (figure 29 e 31). Il salvage logging è risultato il trattamento dai risultati peggiori, a conferma di quanto si è riscontrato negli ultimi anni e della funzione della necromassa, diventata uno dei principali indicatori della biodiversità proposti dall'European Environmental Agency (MCPFE, 2002). Anche fishbone ha risposto in maniera positiva, ma il valore è influenzato da un'abbondante diffusione del pioppo, riscontrata soprattutto nell'area FB10 con 73 esemplari.

Quanto alle coperture del suolo analizzate, gli arbusti sono incrementati ovunque, soprattutto nel trattamento SL e molto meno nel trattamento RD, che infatti è risultato significativamente diverso dagli altri per quanto riguarda proprio la copertura

arbustiva (figura 11). Nelle aree più colonizzate dagli arbusti, fra i quali il maggiore esponente è l'*Arctostaphylos alpinus* L., arbusto molto denso, le piantine arboree trovano una competizione molto forte e hanno maggiori difficoltà a vincerla e a svilupparsi. Un esempio di questa condizione è osservabile nella seguente figura 40:

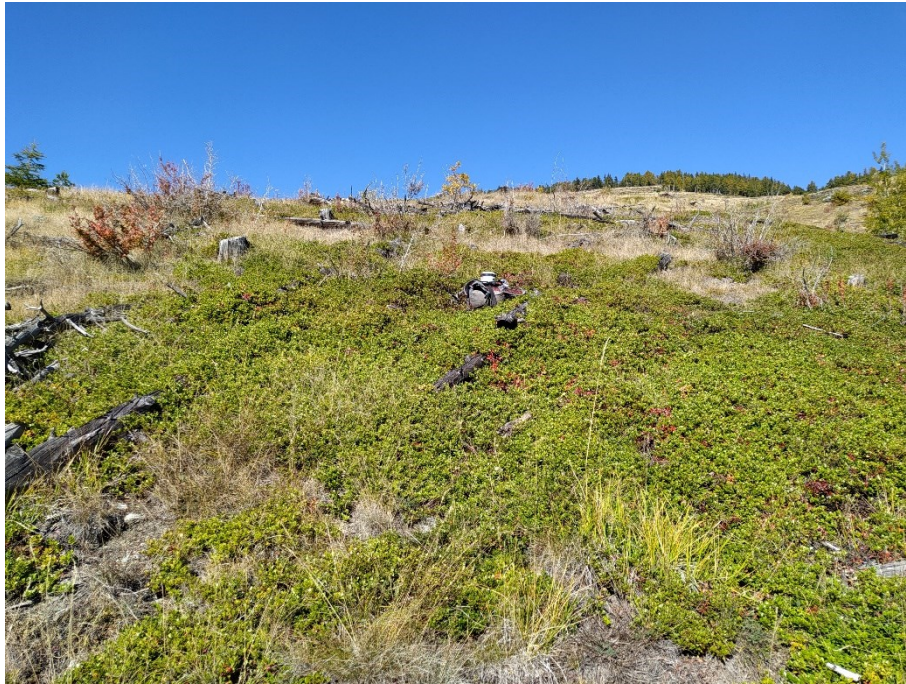


Figura 40: area caratterizzata da abbondante copertura di *Arctostaphylos alpinus* L.

Le graminacee, al contrario, sono percentualmente diminuite negli anni e sono risultate significativamente maggiori proprio nel random direction, dove comunque hanno fatto registrare un calo nella copertura (figura 12). Anche l'erba esercita una competizione, per quanto inferiore agli arbusti. Sempre a riguardo di specie erbacee, quelle cosiddette "a foglia larga", ovvero le erbe escluse le graminacee e simili, sono tendenzialmente diminuite, risultando molto scarse nel trattamento fishbone (figura 13). I detriti legnosi grossolani (CWD), invece, sono naturalmente poco presenti in SL, dove per definizione la necromassa viene rimossa in seguito all'incendio. In PM, al contrario, la loro percentuale è aumentata negli anni (figura 22), in quanto diversi tronchi e rami secondari erano ancora in piedi e sono caduti al suolo negli anni intercorsi

dal primo rilievo. Il suolo nudo è presente in basse percentuali in maniera simile in tutti i trattamenti, ma ha registrato una discreta diminuzione nel salvage logging (figura 22), dove negli anni precedenti era decisamente più abbondante, portandosi su valori ora simili alle altre aree. Rocce e lettiera sono quasi o del tutto assenti ovunque, perciò trascurabili.

Si è riscontrato che le latifoglie si sono diffuse maggiormente delle conifere, soprattutto per le caratteristiche di riproduzione agamica già descritte; tuttavia, nel trattamento FB si è individuata una buona rinnovazione di conifere, con una densità media raggiunta di 265 piante/ha, valore addirittura maggiore a quello delle latifoglie escluso il pioppo tremolo in tutti i trattamenti (figura 26). La disposizione a lisca di pesce dei tronchi ha creato dei siti validi alla germinazione del larice, la seconda specie più diffusa in questo trattamento dopo il pioppo. Occorre, però, segnalare il fattore della distanza dalle porta-seme, che, come descritto nel capitolo 4 relativo alle correlazioni, è risultato influenzare molto la rinnovazione del larice. Anche le altre conifere hanno evidenziato una correlazione con la distanza, per quanto non significativa come quella del larice. Questo a causa del fatto che sono specie cosiddette “obligate seeders”, ovvero piante che, dopo un incendio, possono rinnovare solamente tramite seme. Inoltre il loro seme è pesante, a prevalente distribuzione barocora e può essere trasportato solo occasionalmente da animali o da venti forti. Tuttavia, si tratta di specie la cui rinnovazione è stimolata o dipendente dal passaggio del fuoco (Bowman, Williamson, Prior, & Murphy, 2016).

Trattamento	Distanza media
SL	130,9
PM	149,3
FB	75,4
RD	60,0

Tabella 9. distanza media dalle porta-seme per trattamento

Come riportato nella tabella 9, la distanza media dalle porta-seme è risultata nettamente inferiore nei trattamenti FB e RD, che sono infatti situati più vicini ad una *green island*, ovvero una zona in cui si trovano delle piante arboree adulte sopravvissute al disturbo dalla chioma viva (Krawchuk, et al., 2020)(figura 3). Inoltre, la presenza di necromassa ha talora funto da *shelter* per l'insediamento dei semenzali, che hanno trovato un po' di riparo dalla radiazione solare, maggiore umidità e una minore competizione erbacea e arbustiva. (Bani, et al., 2018) Questo è accaduto soprattutto nel trattamento FB, che vede la disposizione dei tronchi a lisca di pesce.

Trattamento	Conifere
SL	4
PM	9
FB	26
RD	6

Tabella 10: numero totale di conifere individuate per trattamento

In tabella 10 si osserva chiaramente quanto detto in precedenza. Gli altri trattamenti vedono un numero totale di conifere piuttosto esiguo e nettamente inferiore a quello riscontrato in FB.

Riguardo alla distanza dalle porta-seme, la matrice e le seguenti correlazioni effettuate hanno confermato che essa non ha influenze significative sulle latifoglie. In particolare, è stato eseguito lo stesso calcolo del larice inserendo anche il pioppo tremolo e i valori sono risultati lontanissimi da quelli stabiliti come soglia per la significatività (tabella 3).

Per quanto riguarda invece le correlazioni fra altri dati componenti la matrice, è stato individuato un possibile rapporto significativo fra il pino silvestre, alcuni parametri di densità e alcuni delta. Di preciso, questa specie risultava generare un incrocio dal $p < 0,05$ con la densità arborea del 2021 calcolata escludendo il pioppo tremolo. In questo

caso anche il valore di R^2 era piuttosto elevato, a conferma di una relazione piuttosto valida fra i due dati (tabella 4). Con i delta calcolati senza il pioppo tremolo, invece, il valore risulta significativo solo in un caso, ovvero nell'incrocio con il delta 2021-2015; tuttavia, il valore di R^2 risulta molto basso, quindi la correlazione è debole. Inoltre, il coefficiente dell'operazione si mostra negativo, segno che fra i due parametri vi è una relazione inversa: dove il delta relativo a questi sei anni è maggiore, si individuano tendenzialmente meno pini e viceversa. Risultato opposto, ma dalla significatività inesistente ($p=0,63$) si è ottenuto sostituendo al delta senza pioppo 2021-2015 quello, sempre senza pioppo, 2021-2010. Qui il coefficiente risulta positivo ma, come detto, i valori restituiti dai calcoli suggeriscono di non considerarla come una correlazione valida.

Si è poi monitorato se i parametri di rugosità avessero dato origine a qualche incrocio significativo: gli unici due importanti sono stati quelli del pioppo tremolo e del sorbo degli uccellatori (*Sorbus aucuparia*) con il valore di RUM; come riportato in tabella 5, si è individuata una relazione piuttosto significativa fra queste due specie e il parametro di rugosità preso in considerazione, che ha riportato per entrambi valori di p decisamente inferiori a 0,05 e R^2 superiori a 0,3; ciò ha confermato una buona validità della correlazione e una discreta forza del rapporto diretto tra le specie e il parametro di rugosità. Ne risulta che queste due specie si sono insediate in maniera maggiore laddove il terreno è risultato essere più rugoso. Questa qualità del terreno è in genere dovuta alla presenza di necromassa al suolo, fatto che ancora una volta conferma la sua importanza nel fornire un supporto alla rinnovazione. Un'ultima precisazione su questo risultato riguarda il fatto che il sorbo degli uccellatori è presente in quantità estremamente inferiori al pioppo, la cui numerosità conferisce sicuramente più attendibilità al risultato ottenuto, mentre per il sorbo vi è un'incertezza dettata dal fatto che la significatività osservata possa essere casuale.

Un'ulteriore correlazione fortemente positiva individuata dalla matrice è quella fra le latifoglie e il delta con il 2015: in questo caso R^2 è addirittura prossimo allo 0,7, un valore decisamente alto. Anche p , infatti, è estremamente basso, praticamente infinitesimale. Ciò significherebbe, che all'aumentare del delta, anche le latifoglie

incrementino in quantità quasi identiche. Questo dato si è rivelato essere molto influenzato dal pioppo tremolo, che è proprio la specie che in alcune aree ha fatto registrare gli aumenti più consistenti; infatti, se si effettua lo stesso calcolo tra latifoglie e il delta escluso il pioppo, i valori rendono la correlazione significativa per il $p < 0,05$, ma estremamente debole per il valore di R^2 addirittura prossimo allo 0 (tabella 6).

Si è ripetuto il calcolo utilizzando il parametro “latifoglie escluso il pioppo” al posto delle latifoglie al completo (tabella 7); ciò ha restituito una significatività buona nel rapporto tra di esse e il delta escluso il pioppo tremolo, ma l’intensità della correlazione si è mostrata molto debole, poiché il valore di R^2 è risultato inferiore anche a 0,1. Nei confronti del delta completo di tutte le specie, invece, il coefficiente è apparso nuovamente negativo, ma la correlazione ha prodotto valori lontanissimi dalla significatività, quindi non considerabili.

Significativo è risultato anche l’incrocio realizzato tra le conifere e la densità calcolata senza il pioppo tremolo: come riportato in tabella 8, è stata individuata una valida correlazione positiva fra questi due dati: ad un incremento della densità corrisponde un incremento della densità delle conifere, giustificato da un R^2 superiore a 0,3, ovvero piuttosto valido. Questo è un risultato da sottolineare, in quanto significa che, se escludiamo il pioppo, le conifere, segnatamente pino silvestre e larice, rappresentano una buona percentuale sulla densità del 2021. Tuttavia, l’incrocio con il delta 2021-2015 ottenuto escludendo il pioppo mostra un coefficiente negativo accompagnato da un p significativo; R^2 , però, è molto basso e rende la correlazione debole. Al contrario, sostituendo questo delta con quello analogo calcolato però sul 2010, il coefficiente è nuovamente positivo, ma con p elevato e quindi non degno di considerazioni. Sono dati contrastanti e poco significativi, che evidenziano soltanto una certa variabilità fra i due ultimi rilievi. Va ricordato che gli interventi per realizzare le aree RD e FB sono stati realizzati nel 2009, quindi la risposta di queste non poteva essere immediata nel 2010; i delta con quell’anno possono essere in parte influenzati da tali condizioni. Gli interventi per il salvage logging risalgono invece al 2007 e il terreno ha avuto a disposizione due anni in più per rispondere alle condizioni ambientali; anche se in dinamiche lunghe come queste è un intervallo di tempo quasi trascurabile, le prime

fasi possono mostrare delle differenze. Come osservato in precedenza, in FB e RD risultano dei buoni incrementi nella rinnovazione, sia totale che di conifere, il che evidenzia l'effetto positivo della necromassa.

5. Conclusioni

L'obiettivo principale di questo elaborato era lo studio dell'efficienza dei diversi trattamenti di gestione post-incendio, analizzando anche le differenze osservate fra di questi. Inoltre, viene effettuato anche un paragone con i precedenti inventari del 2010 e del 2015.

Leggendo i dati riportati nei precedenti capitoli, si identificano chiaramente delle variazioni fra i vari metodi di gestione post-incendio; ciò è evidente in termini di numerosità, e di conseguenza densità, della rinnovazione, ma anche in quanto alle specie presenti e alla copertura del suolo. L'importante ruolo della necromassa nelle dinamiche post-incendio è confermato dalla migliore rinnovazione e diversità specifica nelle aree dove essa è presente in quantità maggiori. Soprattutto le conifere, specie che si riproducono obbligatoriamente da seme, hanno risposto meglio laddove i detriti legnosi erano più diffusi. Una specie che, invece, ha mostrato buona facilità di propagazione in tutti i trattamenti è il *Populus tremula*, la quale si riproduce soprattutto grazie alla sua grande capacità pollonifera radicale e riesce a colonizzare rapidamente appezzamenti di terreno più o meno vasti. Ne sono stati individuati diversi gruppi dall'elevata densità; in particolare, è risultato abbondante nei trattamenti passive management e random direction. Va sottolineato come nel salvage logging non abbia evidenziato espansioni degne di nota rispetto al 2015, anzi sia risultato in diminuzione, in controtendenza alle altre specie. Ciò mette ancora di più in risalto come in questo trattamento le condizioni per la rinnovazione siano più difficili e come il ruolo della necromassa, qui assente o quasi, influisca sulle dinamiche di ripristino della copertura arborea. Inoltre, nelle aree a salvage logging si è riscontrata anche una copertura arbustiva significativamente più alta delle restanti; questo valore si riflette nel risultato precedente, in quanto gli arbusti esercitano una forte competizione nei confronti dei semenzali delle piante arboree.

Le conifere come *Larix decidua* e *Pinus sylvestris*, invece, hanno mostrato una predilezione per il trattamento fishbone, con un incremento in termini assoluti buono

nell'ultimo periodo considerato (2015 – 2021); queste specie si sono spesso insediate nei pressi di tronchi a terra o ceppaie, trovando una maggiore protezione dagli agenti atmosferici, soprattutto l'eccessiva radiazione solare, e una maggiore ritenuta di umidità nel terreno. Talvolta, inoltre, la presenza di un ostacolo sul terreno può fermare il rotolamento del seme nel caso delle pendenze più sostenute, come in alcune zone del sito.

Il calcolo delle differenze sviluppatesi tra questi ultimi rilievi e i precedenti, 2015 e 2010, si è rivelato prezioso per osservare in che trattamenti si è riscontrata maggiore nuova rinnovazione: senza considerare la ridondanza del pioppo tremolo, di gran lunga la specie più affermata, è risultato evidente come nei passive management (PM) e random direction (RD) essa sia stata più abbondante; SL e FB riportano invece valori più bassi. Ciò consente di esprimere un'importante considerazione: se si pensa all'aspetto economico, i trattamenti che richiedono più operazioni, e quindi più dispendiosi, sono proprio SL e FB. Nel primo occorre intervenire per liberare l'area da tutto il legname, sia esso già a terra o in piedi. È necessario quindi abbattere le piante non cadute ed esboscare il tutto. In determinate aree montane, inoltre, non sempre è possibile effettuarlo in maniera comoda, ma è necessario l'intervento del verricello, se non addirittura dell'elicottero. Il prezzo di macchiatico, inoltre, risulterà, a volte significativamente, più basso di quello di un bosco analogo non bruciato. Soprattutto in boschi di queste quote, spesso formati da specie di medio-basso interesse, con accrescimenti molto contenuti e talvolta una forma del fusto più contorta e irregolare, il prezzo di macchiatico potrebbe già essere minimo, se non negativo. Ne risulterebbe un intervento sicuramente di perdita economica. Anche il trattamento FB risulta costoso, in quanto richiede di abbattere tutte le piante in piedi, effettuarne la sramatura e disporle a lisca di pesce seguendo determinati criteri. Inoltre, i costi non verrebbero neppure in parte ammortizzati dalla vendita del legname, in quanto esso rimarrebbe in loco. In termini assoluti, il trattamento economicamente più costoso nell'area studio è stato il salvage logging (Lingua, et al., 2022).

La possibilità di ottenere una buona risposta della rinnovazione adottando interventi di minore entità e nettamente più economici, quali RD e PM, rappresenta

dunque un grosso vantaggio. Addirittura, nel passive management non si rende necessaria alcuna gestione del sito e il costo risulta così nullo. In RD, invece, i costi sarebbero solo quelli di abbattimento delle piante, comunque molto inferiori a quelli dovuti alle successive manipolazioni di SL e FB. Inoltre, questi due trattamenti “economici” sono risultati i più favorevoli alla rinnovazione complessiva; anche se le conifere si sono sviluppate meglio nelle aree a fishbone, il bilancio finale è migliore in PM e RD.

Come molti altri studi hanno dimostrato, la necromassa assume un ruolo molto importante nelle dinamiche post-incendio, sia nell’evitare grosse perdite di biodiversità, sia nell’aiutare l’affermarsi della rinnovazione. In terreni ripidi, oltre che potenziare la disponibilità di micrositi per la rinnovazione arborea e la sua sopravvivenza, rilasciare dei tronchi a terra incrementa la rugosità del suolo e costituisce barriere, limitando l’erosione, la formazione delle valanghe e la propagazione di frane (Bani, et al., 2018). Si può quindi suggerire che, in ambienti montani interessati da severi incendi e dove non siano presenti prescrizioni dovute a ragioni di pubblica sicurezza, sarebbe consigliato applicare il passive management; lo si può effettuare totalmente o parzialmente, in accordo con il bisogno più o meno urgente di ripristinare funzioni forestali specifiche o con altre costrizioni socio-economiche e politiche (Lingua, et al., 2022). Ad esempio, come teorizzato da (Wohlgemuth, Schwitter, Bebi, Sutter, & Brang, 2017), si possono creare delle porzioni dove ripristinare in anticipo la funzione di protezione.

In conclusione, le dinamiche di rinnovazione nell’area studio si evidenziano molto lente, a causa degli impedimenti stazionali, della severità dell’evento e della diffusa copertura erbacea e arbustiva. Tuttavia, la gestione sperimentale a quattro tipi di intervento dimostra come la strada della rimozione del materiale rallenti ulteriormente il processo di rinnovazione; è piuttosto più indicato non effettuare operazione alcuna, oppure rilasciare il materiale morto in loco. Così facendo, si ottiene una migliore risposta da parte degli individui arborei e una, seppur modesta, accelerazione del recupero della copertura forestale. La transizione sarà comunque lunga e passerà per una fase intermedia, dove l’abbattersi di nuovi disturbi, tra cui eventualmente altri incendi, potrebbe riportare il sito in condizioni più difficili.

Nei versanti meridionali del centro della Valle d'Aosta, notoriamente molto secchi, non è facile ipotizzare una riuscita rinnovazione forestale in seguito a incendi di questo calibro. Queste analisi possono però fungere da esempio per siti più o meno analoghi in cui si rivela positivo e necessario ricostituire il popolamento arboreo in maniera più celere ed efficace.

6. Bibliografia

- Aicardi, I., Garbarino, M., Lingua, A., Lingua, E., Marzano, R., & Piras, M. (2016). Monitoring Post-Fire Forest Recovery Using Multi-Temporal Digital Surface Models Generated From. *EARSeL eProceedings*, 15(1), 1-8. Tratto da <http://doi.org/10.12760/01-2016-1-01>
- Bani, A., Pioli, S., Ventura, M., Panzacchi, P., Borruso, L., Tognetti, R., Brusetti, L. (2018, Maggio). The role of microbial community in the decomposition of leaf litter and deadwood. *Applied Soil Ecology* (126), 75-84. Tratto da <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.02.017>
- Beghin, R., Lingua, E., Garbarino, M., Lonati, M., Bovio, G., Motta, R., & Marzano, R. (2010). Pinus sylvestris forest regeneration under different post-fire restoration practices in the northwestern Italian Alps. *Ecological Engineering*, 36(10), 1365-1372. Tratto da <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.06.014>
- Bowman, D. M., Williamson, G. J., Prior, L. D., & Murphy, B. P. (2016). The relative importance of intrinsic and extrinsic factors in the decline of obligate seeder forests. *Global Ecology and Biogeography*. Tratto da <https://doi.org/10.1111/geb.12484>
- Castro, J., Allen, C. D., Molina-Morales, M., Marañón-Jiménez, S., 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*, 19(4), 537-544. Tratto da <http://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00619.x>
- EUSALP Action Group, 8. (2020). Forest Fires in Alps 2020: State of knowledge, future challenges and options for an integrated fire management: White Paper for policy makers. *Climate Adapt*. Tratto da <https://climate-adapt.eea.europa.eu/en/metadata/publications/forest-fires-in-alps-2020-state-of-knowledge-future-challenges-and-options-for-an-integrated-fire-management-white-paper-for-policy-makers>
- Farina. (2006). *PRINCIPLES AND METHODS IN LANDSCAPE ECOLOGY*. The University of Urbino Italy: Springer.

- Fernandes, P. M. (2014). The dynamics and drivers of fuel and fire in the Portuguese public forest. *Journal of Environmental Management*, 146,.
- Fernandes, P. M., Davies, G. M., Ascoli, D., Fernández, C., Moreira, F., Rigolot, E., & Molina, D. (2013). Prescribed burning in southern Europe: Developing fire management in a dynamic landscape. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(Birot 2009).
- Fernández, C., Vega, J. A., Fonturbel, T., Jiménez, E., & Pérez-Gorostiaga, P. (2008). Effects of wildfire, salvage logging and slash manipulation on *Pinus pinaster* Ait. recruitment in Orense (NW Spain). *Forest Ecology and Management*, 255(3–4), 1294-1304. Tratto da <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.03>
- Fernández, C., Vega, J. A., Fonturbel, T., Pérez-Gorostiaga, P., Jiménez, E., & Madrigal, J. (2007). Effects of wildfire, salvage logging and slash treatments on soil degradation. *Land Degradation and Development*, 18(6), 591-607. Tratto da <http://doi.org/10.1002/ldr.797>
- Flannigan, M. ..., & Stocks, Wotton, B. (2000). Climate change and forest fires. *Science of The Total Environment*, 262(3),, 221–229.
- Flannigan, M. D., Logan, K. A., Amiro, B. D., Skinner, W. R., & Stocks, B. J. (2005). Future area burned in Canada. *Climatic Change*, 72(1–2),, 1-16. Tratto da <http://doi.org/10.1007/s10584-005-5935-y>
- Franklin, J. F., Shugart, H. H., & Harmon, M. E. (1987). Tree Death as an Ecological Process. *Source: BioScience*, 37(8),, 550-556. Tratto da <http://doi.org/10.2307/1310665>
- Harmon, M. E., Swanson, F. J., Sollins, P., Gregory, S. V., Lattin, J. D., & ... Cummins, K. W. (1986). Ecology of Coarse Woody Debris in Temperate Ecosystems. *Advances in Ecological Research*, Volume 15, 436. Tratto da [http://doi.org/10.1016/S0065-2504\(03\)34002-4](http://doi.org/10.1016/S0065-2504(03)34002-4)
- Hua, C., & Harmon, M. E. (1992). Dynamic study of coarse woody debris in temperate forest ecosystems. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 3(2),, 99-104. Tratto da <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-0027100245&partnerID=40&md5=6ee36e5848dc6338450030733397653d>
- Humphrey, J., & Bailey, S. (2012). Managing deadwood in forests and woodlands. *Forestry Commission*, 231.

- Kampf Binelli, E., Gholz, H. L., & Duryea, M. L. (2015). Plant succession and disturbances in the urban forest ecosystem. *University of Florida - Institut of food and agricultural science*.
- Keeley, J. E. (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: A brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*, 18(1), 116-126.
- Krawchuk, M. A., Meigs, G. W., Cartwright, J. M., Coop, J. D., Davis, R., Holz, A., . . . Meddens, A. J. (2020). Disturbance refugia within mosaics of forest fire, drought, and insect outbreaks. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 18, 235-244. Tratto da <https://doi.org/10.1002/fee.2190>
- Leverkus, A. B., Lorite, J., Navarro, F. B., Sánchez-Cañete, E. P., & Castro, J. (2014). Post-fire salvage logging alters species composition and reduces cover, richness, and diversity in Mediterranean plant communities. *Journal of Environmental Management*, 133, 323-331. Tratto da <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.014>
- Lindenmayer, D. B., & Noss, R. F. (2006, February 9). Salvage logging, ecosystem processes, and biodiversity conservation. *Conservation Biology*. Tratto da <http://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00497.x>
- Lingua, E., Marques, G., Marchi, N., Garbarino, M., Marangon, D., Tacaliti, F., & ...Marzano, R. (2022). Post-fire regeneration dynamics shaped by deadwood: microsites changes over time among different restoracion treatments.
- Marañón-Jiménez, S., Castro, J., Querejeta, J. I., Fernández-Ondoño, E., & Allen, C. D. (2013). Post-fire wood management alters water stress, growth, and performance of pine regeneration in a Mediterranean ecosystem. *Forest Ecology and Management*, 308, 231-239. Tratto da <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.009>
- Marchi, N., Pirotti, F., & Lingua, E. (2018). Airborne and Terrestrial Laser Scanning Data for the Assessment of Standing and Lying Deadwood: Current Situation and New Perspectives . *Innovative Remote Sensing for Monitoring and Assessment of Natural Resources*.
- Marques, G. (2016). *Post-fire vegetation recovery and deadwood dynamics in a Scots pine forest. A multi-spatial scale analysis*. Università di Padova.
- Marzano, R., Garbarino, M., Marcolin, E., Pividori, M., & Lingua, E. (2013). Deadwood anisotropic facilitation on seedling establishment after a stand-replacing wildfire in Aosta Valley (NW Italy). *Ecological Engineering*, 51, 117-122. Tratto da <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.030>

- McCune, B., & Mefford, M. J. (2011). PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. *Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.: MjM Software.*
- MCPFE. (2002, October 7-8). Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management as adopted by the MCPFE expert level meeting,.
- Merganičová, K., Merganič, J., Svoboda, M., Bače, R., & Šebeň, V. (2012). Forest Ecosystems - More than Just Trees. *Forest Ecosystems - More than Just Trees.*, 81-108. Tratto da <http://doi.org/10.5772/1127>
- Myking, T., Bøhler, F., Austrheim, G., & Solberg, E. J. (2011, January). Life history strategies of aspen (*Populus tremula* L.) and browsing effects: a literature review. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 84, 61-71. Tratto da <https://doi.org/10.1093/forestry/cpq044>
- Nordén, B., Ryberg, M., Götmark, F., & Olausson, B. (2004). Relative importance of coarse and fine woody debris for the diversity of wood-inhabiting fungi in temperate broadleaf forests. *Biological Conservation*, 117(1), 1-10. Tratto da [http://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00235-0](http://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00235-0)
- Pickett, S. T. (1985). The ecology of natural disturbance and patch dynamics.
- Thomas, P., & Packham, J. (2007). Ecology of woodlands and Forests: description, dynamics and diversity. Ecology. *Cambridge University Press.* Tratto da <http://doi.org/10.1017/CBO9780511805578>
- Thonicke, Venevsky, Sitch, & Cramer, K. (2001). The role of fire disturbance for global vegetation dynamics: coupling fire into a Dynamic Global Vegetation Model. *Global Ecology & Biogeography*, 10(6), 661-677.
- Valese, E., Conedera, M., Held, A. C., & Ascoli, D. (2014). Fire, humans and landscape in the European Alpine region during the Holocene. *Anthropocene*, 6, 63-74. Tratto da <http://doi.org/10.1016/j.ancene.2014.06.006>
- Valese, E., Conedera, M., Vacik, H., Japelj, A., Beck, A., Cocca, G., & ... Pelfini, F. (2011). Wildfires in the Alpine region : first results from the ALP FFIRS project. *5th International Wildland Fire Conference*, (p. 1-15). South-Africa.

- Wastl, C. S., Lüpke, M., Cocca, G., Conedera, M., Valsecchi, E., & Menzel, A. (2013). Large-scale weather types, forest fire danger, and wildfire occurrence in the Alps. *Agricultural and Forest Meteorology*, *168*, 15-25.
- Wastl, C., Schunk, C., Leuchner, M., Pezzatti, G. B., & Menzel, A. (2012). Recent climate change: Long-term trends in meteorological forest fire danger in the Alps. *Agricultural and Forest Meteorology*, *162–163*, 1-13.
- Wohlgemuth, T., Schwitter, R., Bebi, P., Sutter, F., & Brang, P. (2017). Post-windthrow management in protection forests of the Swiss Alps. *Eur. J. For. Res.*, *136*, 1029-1040.
- Yan, E., Wang, X., & Huang, J. (2006, January). Concept and classification of coarse woody debris in forest ecosystems. *Frontiers of Biology in China*. Tratto da <http://doi.org/10.1007/s11515-005-0019-y>

Ringraziamenti

Ringrazio innanzitutto mia madre per il supporto e la totale fiducia;

Ringrazio mio nonno Luciano che, finché è stato in vita, ha fermamente appoggiato i miei studi ed ha contribuito economicamente a parte delle spese;

Ringrazio il resto della mia famiglia e tutti coloro che mi hanno incoraggiato;

Un ringraziamento va a Monterosa Foreste, con Marco e Lorenzo, che mi hanno anche dato l'opportunità, prima con il tirocinio e poi con alcuni affiancamenti, di iniziare ad applicare i miei studi sul campo;

Tra i miei compagni di università, ringrazio in particolare Tommaso, con cui ho condiviso tutto il percorso di studi e con cui sono rimasto in stretto contatto anche durante la pandemia, supportandoci a vicenda e lavorando spesso assieme.