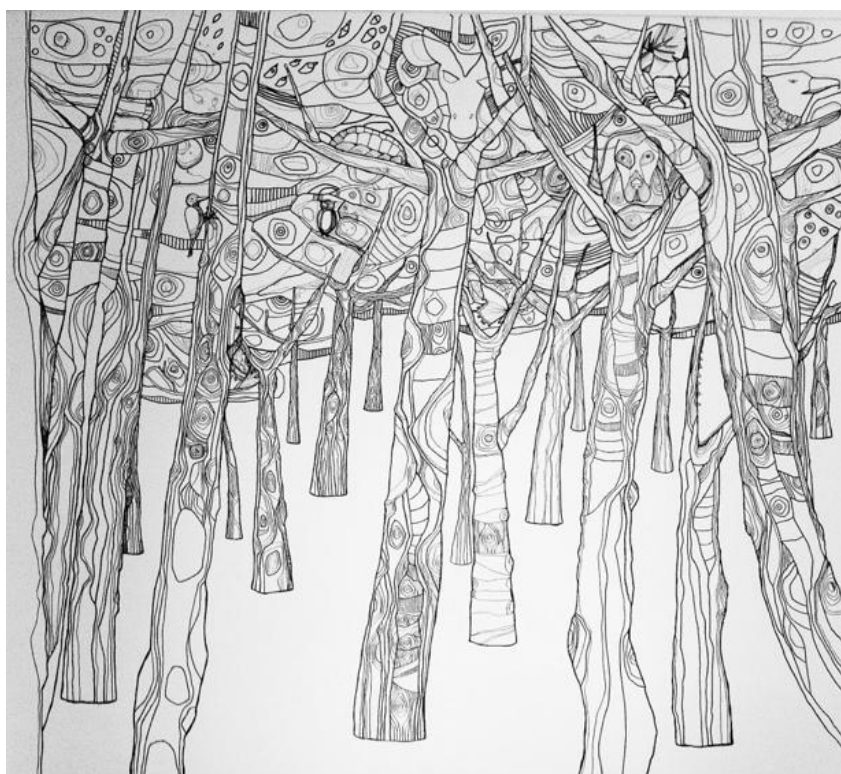




UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA
Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-Forestali
Corso di laurea Magistrale in Scienze Forestali ed Ambientali

DINAMICHE DI BREVE PERIODO DELLA RINNOVAZIONE IN SEGUITO AD
INTERVENTI FITOSANITARI IN POPOLAMENTI DI PINO SILVESTRE (DOLOMITI)
RICOSTITUZIONE ATTIVA E PASSIVA A CONFRONTO



Relatore:

Dott. EMANUELE LINGUA

Correlatore:

Dott. ENRICO MARCOLIN

Laureanda:

ANGELA LUISA PRENDIN

Matricola n. 1017200

ANNO ACCADEMICO 2012 – 2013

Disegno di Martina Guidi.

INDICE

RIASSUNTO.....	5
ABSTRACT.....	6
INTRODUZIONE.....	7
- I DISTURBI ED IL LORO RUOLO NEGLI ECOSISTEMI.....	7
- DEPERIMENTO DEL PINO SILVESTRE SULLE ALPI.....	9
- PRINCIPALI SCOLITIDI DEI PINI.....	10
- IPS ACUMINATUS.....	12
- PRATICHE GESTIONALI POST-DISTURBO: RICOSTITUZIONE ATTIVA E PASSIVA.....	14
- OBIETTIVI DELLO STUDIO.....	16
MATERIALI E METODI.....	17
- INQUADRAMENTO GENERALE DELL'AREA DI STUDIO.....	17
- ECOLOGIA DEL PINO SILVESTRE.....	21
- TAGLIO FITOSANITARIO.....	23
- RACCOLTA DATI.....	25
- ELABORAZIONE DATI.....	30
RISULTATI.....	35
DISCUSSIONI.....	44
BIBLIOGRAFIA.....	47
SITOGRAFIA.....	56
ALLEGATI.....	58

RIASSUNTO

La resilienza di un ecosistema forestale è strettamente connessa alle strategie di rinnovazione, alle esigenze delle specie e alle caratteristiche dell'ambiente, determinate dall'interazione tra diversi fattori biotici ed abiotici.

I processi di ricolonizzazione possono inoltre essere condizionati dagli interventi di ricostituzione attiva post disturbo, che possono interagire con le *biological legacies* ed alterare la qualità e disponibilità dei microhabitat.

Tra i disturbi che interessano le pinete di pino silvestre delle Alpi, le pullulazioni dello scolitide *Ips acuminatus* Gyllenhal, hanno recentemente incrementato la frequenza e l'intensità degli attacchi.

Lo studio è stato condotto in Val Boite (Dolomiti Orientali), dove sono state analizzate tre strategie di intervento post-disturbo: Salvage logging, Taglio con Rilascio e libera evoluzione (Controllo).

L'obiettivo principale è stato identificare le variabili ambientali che influiscono sulla rinnovazione e la loro relazione con i trattamenti eseguiti.

Durante l'estate del 2012 in 48 aree distribuite tra i comuni di San Vito e Borca di Cadore, sono stati raccolti i dati relativi alle caratteristiche stazionali, sono stati rilevati i parametri strutturali della rinnovazione e composizione specifica ed i parametri relativi agli interventi.

La variabilità della struttura e la diversità specifica della rinnovazione naturale sono state analizzate insieme alle variabili ambientali attraverso analisi univariata (es. Mann-Whitney test, correlazioni) e multivariata (es. PCA, MRPP), al fine di identificare le differenze tra le varie strategie di ricostituzione post disturbo.

A sei anni dal taglio fitosanitario si osserva un moderato sviluppo della rinnovazione sia gamica (principalmente *Pinus sylvestris* L.) che agamica delle ceppaie di specie che occupavano originariamente il sottobosco.

La massima diversità specifica è stata riscontrata nelle aree trattate a Taglio con Rilascio, caratterizzate da presenza abbondante di necromassa a terra.

La presenza di *Juniperus communis* L., influisce negativamente sull'insediamento della rinnovazione di *Pinus sylvestris* L. che risulta invece essere favorita nei siti con condizioni edafiche più difficili dove la competizione con le altre specie risulta minore.

I risultati a breve termine suggeriscono che la rinnovazione post disturbo sia maggiormente influenzata dalla copertura del suolo piuttosto che dal trattamento di ricostituzione.

ABSTRACT

The capacity of a forest stand to recover following major disturbances depends on the regeneration characteristics of the species and the environment at the time of the establishment, resulting from several interacting biotic and abiotic factors.

Post-outbreak restoration treatments can produce a deep ecological impact on recruitment processes, affecting biological legacies and altering the abundance of microsites.

Among major disturbances in the Alps the pine bark beetle *Ips acuminatus* Gyllenhal has recently increased frequency and intensity of outbreaks in *Pinus sylvestris* L. stand in the Alps.

Three post-outbreak management strategies (Salvage logging, Cut and release and the absence of any intervention), were analyzed in an outbreak area in the Boite Valley (Eastern Dolomites). The main objective was to identify the environmental variables affecting seedlings establishment and their relation with treatments.

Site characteristics, parameters of regeneration and vegetation cover were collected during summer 2012 in forty-eight areas.

The variability of natural regeneration structure and its composition in relation to environment and type of treatment, were analyzed through univariate (i.e. Mann-Whitney test, correlations) and multivariate (i.e. PCA, MRPP) analyses, in order to identify the differences among post-outbreak restoration strategies.

Six years after the disturbance we can observe a good development of the regeneration both by seed (mainly *Pinus sylvestris* L.) and by sprouts of broad-leaf trees, which originally occupied the forest in the understory. The areas treated by cut and release, characterized by a high amount of dead wood on the ground, showed a greater number of species.

Regeneration density of *Pinus sylvestris* L. was negatively affected by the presence of *Juniperus communis* L. and positively related with harsh conditions where the competition with other species was lower.

The results in the short term suggest that post-disturbance regeneration is rather linked to ground cover than post-disturbance treatment.

INTRODUZIONE

I DISTURBI ED IL LORO RUOLO NEGLI ECOSISTEMI

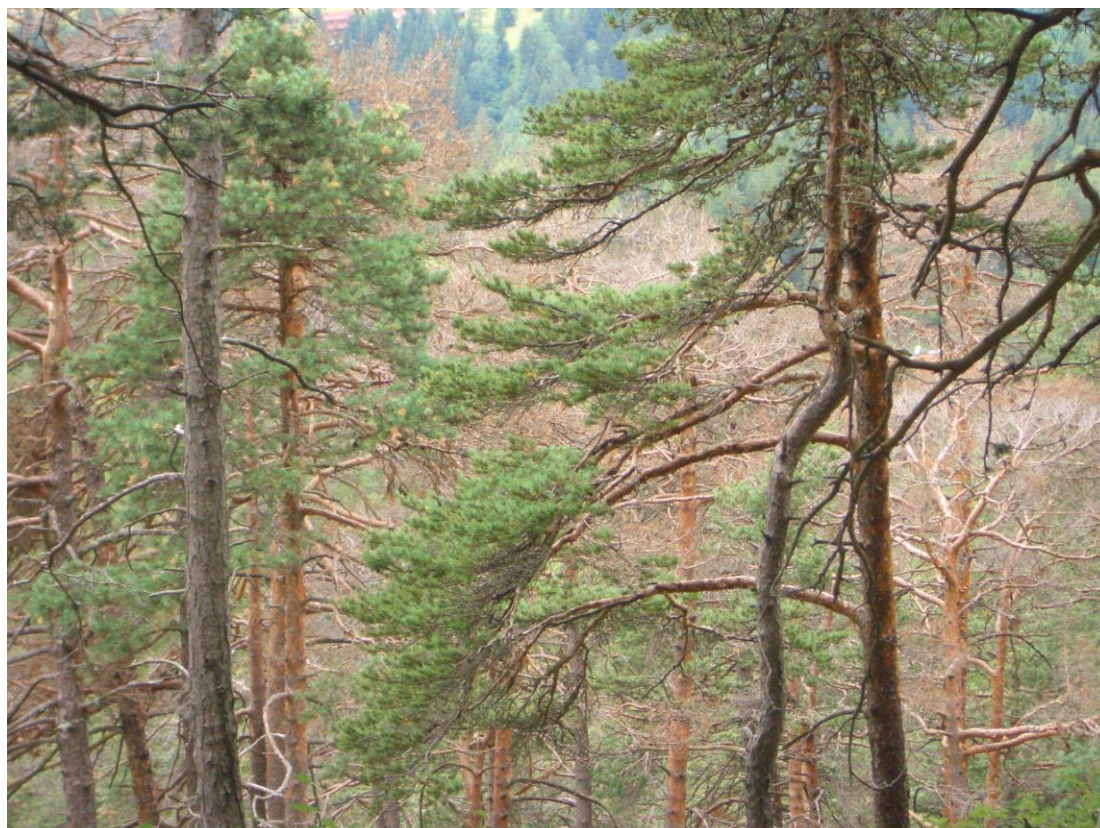


Figura 1: Attacco di *Ips acuminatus* (Gyllehal). San Vito di Cadore (BL).

Gli ecosistemi forestali sono caratterizzati da una notevole complessità strutturale e funzionale. Quasi tutte le foreste alpine sono da secoli soggette a diverse forme di selvicoltura che ne hanno spesso modificato l'assetto ecologico in funzione delle utilità e necessità dell'uomo (Dal Pont C., 2008). Risultano quindi soggette a diversi tipi di disturbo che ne alterano e guidano le dinamiche evolutive. I disturbi naturali fanno parte dello sviluppo degli ecosistemi (Huettl R. F. e Gerwin W., 2007), sono processi di fondamentale importanza per la creazione di nuovi habitat e risorse vitali in funzione dell'incremento della biodiversità (Sousa W. P., 1984; Parr C. L. e Andersen A. N., 2006).

Gli insetti sono tra i principali organismi in grado di approfittare del precario, sebbene a volte temporaneo, stato di salute dei soprassuoli forestali indotto dalle attività umane e, più recentemente, dalle anomalie climatiche.

Generalmente le popolazioni di insetti delle diverse specie forestali si trovano in condizione di equilibrio con le piante ospiti; la densità della popolazione tende a rimanere relativamente stabile nel tempo ed a livelli piuttosto bassi, oppure subisce variazioni modeste che però non hanno ripercussioni sensibili sulla vegetazione arborea.

Gli effetti del cambiamento climatico sugli organismi viventi (sia a livello individuale che di comunità), inducono principalmente a variazioni degli areali specifici, dipendenti principalmente dalla temperatura (Walther G. R., et al., 2002; Root T. L. et al., 2003; Hickling R. et al., 2006). Essendo il numero di insetti per unità di superficie inversamente proporzionale alla latitudine e alla quota (Speight M. R. et al., 2008), è possibile concludere che l'aumento della temperatura provochi un'espansione latitudinale e altitudinale di molte specie, in particolare di quelle con ampio areale che comprendono numerosi parassiti forestali.

La struttura dell'ecosistema può risultarne fatalmente alterata, a volte al punto da determinare la scomparsa di estese parti del soprassuolo arboreo. In questo caso l'azione degli insetti può manifestarsi in tempi e modalità conflittuali con gli interessi umani.

La valutazione dei danni causati dagli insetti e le opportunità di lotta devono sempre essere oggetto di attenta considerazione, sia alla luce delle compatibilità ambientali degli interventi di ripristino che del loro costo. I danni diretti alla copertura forestale oltre ad incidere sulle economie locali possono infatti influenzare la funzione di protezione idrogeologica dei suoli, l'uso e l'accesso della foresta a fini turistico-ricreativi; infine, significativa può risultare l'alterazione del paesaggio alpino compromesso dalla presenza di nuclei di piante morte in piedi visibili anche a chilometri di distanza. Tali nuclei sono riconoscibili come macchie dapprima rosse e poi grigie sparse nella copertura boschiva di formazioni sempreverdi (Battisti A. e Faccoli M., 2009). Di crescente importanza è infine il ruolo delle specie arboree nei meccanismi di sequestro del carbonio.

L'aumento del biossido di carbonio può infatti indurre effetti indiretti, alterando la qualità delle piante e di conseguenza lo sviluppo degli erbivori e dei loro antagonisti (Hunter M. D., 2001).

DEPERIMENTO DEL PINO SILVESTRE SULLE ALPI

I primi segnali del declino della vitalità del pino silvestre comparvero nell'Europa centro-meridionale già a partire dagli anni '80 del secolo scorso (Redfern D. B. e Boswell R. C., 2004), in seguito agli alti livelli di inquinamento atmosferico e di deposizioni acide misurati in quegli anni. L'origine chimica del deperimento fu tuttavia presto esclusa in seguito al manifestarsi di nuovi fenomeni di mortalità avviati a partire dagli anni '90, concentrati principalmente a quote inferiori ai 1200 m. Una recente analisi dello stato di salute delle pinete delle Alpi occidentali (Forster B. e Zuber R., 2001; Dobbertin M. et al., 2007, AA.VV. 2008) ha rilevato un deperimento da medio a grave in molte delle situazioni esaminate: i dati evidenziano la recessione del pino silvestre nelle foreste di media e bassa quota e la presenza di estese zone di moria distribuite in modo apparentemente casuale sia sui versanti settentrionali sia su quelli meridionali, sebbene le pinete di alta quota siano relativamente prive di danni riconducibili al deperimento. È interessante notare che i versanti a maggiore pendenza esibiscono i tassi di mortalità più alti, che in alcuni casi raggiungono il 35% dell'area basimetrica del comprensorio forestale, un valore dieci volte superiore alla mortalità ordinaria (AA.VV. 2008).

In molti casi ai sintomi aspecifici si sovrappongono quelli dovuti alla presenza di particolari agenti parassitari o patogeni, definiti di debolezza, che colonizzano piante in precarie condizioni vegetative (Forster B. e Zuber R., 2001; Dobbertin M. et al., 2007).

Le cause di questo deperimento sono tuttora oggetto di numerose ricerche, sebbene appaia sempre più evidente l'azione congiunta di molteplici fattori che includono le variazioni climatiche, con prolungati deficit idrici, l'abbandono della gestione selvicolturale di pinete montane, con l'avvio di successioni forestali a favore di latifoglie xerofile, e la comparsa di infezioni fungine e infestazioni di insetti parassiti del pino silvestre (Faccoli M. et al., 2010).

PRINCIPALI SCOLITIDI DEI PINI

Nell'ambito degli insetti fitofagi di interesse forestale, le specie che si sviluppano a spese delle parti durevoli delle piante (xilofagi *sensu lato*) rappresentano la componente più incisiva per la sopravvivenza dell'ospite vegetale attaccato e, nel lungo termine, per il mantenimento e la funzionalità di interi soprassuoli. Gli effetti immediati delle loro pullulazioni si registrano soprattutto in popolamenti sofferenti per scompensi di natura climatica. La presenza di questo gruppo funzionale è infatti spesso intimamente correlata all'azione di deperimenti che riducono il vigore generale dell'ospite (Cedervind J. et al., 2003).



Figura 2: Danno da xilofago su pino silvestre. San Vito di Cadore (BL).

Tra le entità xilofaghe strettamente legate al pino silvestre e maggiormente coinvolte nei fenomeni di mortalità di tali soprassuoli, i coleotteri scolitidi (Coleoptera Scolytidae), e in particolare quelli afferenti ai generi *Tomicus* (*T. minor* e *T. piniperda*) e *Ips* (*I. acuminatus* e *I. sexdentatus*), rivestono indubbiamente un ruolo di primo piano con infestazioni di intensità e frequenza crescenti in molti

ambienti alpini italiani (Faccoli M. et al. 2005; Colombari F. et al. 2008) ed europei (Vallet E., 1981; Nierhaus-Wunderwald D. e Forster B., 2000; Cedervind J. et al. 2003; Dobbertin M. et al. 2007). Essendo molto sensibili alle emissioni chimiche delle piante in difficoltà, riescono infatti ad individuarle anche da notevoli distanze allargando così il loro potenziale areale d'azione. Il riscaldamento climatico in atto altera le condizioni vegetative di molte pinete, indebolite sempre più da gravi fenomeni di aridità estiva ed invernale che aumentano la suscettibilità di tali popolamenti ad attacchi di insetti xilofagi.

IPS ACUMINATUS



Figura 3: *Ips acuminatus* (Gyllenhal)

Il coleottero scoltide *Ips acuminatus* (Gyllenhal), comunemente noto come bostrico acuminato, è fra i più comuni agenti parassitari che approfittano del deperimento delle pinete di pino silvestre. Negli ultimi decenni si sono infatti verificate gravi pullulazioni in diversi paesi europei collocati al margine meridionale dell'areale di distribuzione del pino silvestre, quali Francia (Vallet E., 1981; Herard F. e Mercadier G., 1996; Legrand P., 1996),

Spagna (Romanik N., 1977) e Svizzera (Forster B. e Zuber R., 2001; Dobbertin et al. 2007; Wermelinger et al., 2008). In Italia sono stati documentati attacchi piuttosto consistenti in Trentino-Alto Adige a partire dal 1995 (Salvadori C. e Ambrosi P., 1997), Valtellina dal 2001 (Lozzia G. C. e Rigamonti I. E., 2002), e Calabria dai primi anni 2000 a carico del pino loricato, in associazione con altri scoltidi (Frisullo S. et al., 2003; Tranfaglia A. et al., 2004). Dal 2005 anche numerose pinete della provincia di Belluno, e in particolare del Cadore, manifestano ingenti danni (Faccoli M. et al., 2007; Colombari F. et al., 2008; Colombari F. et al., 2009a; Colombari F. et al., 2009b; Colombari F. et al., 2009c; Colombari F. et al., 2009d).

Ips acuminatus è il più piccolo degli *Ips* europei (2,2-3,5 mm). Questo coleottero sciamava abitualmente tra aprile e maggio; in condizioni climatiche favorevoli ci può essere anche un secondo picco di volo (sciamatura estiva) tra giugno ed agosto dal quale si avvia la seconda generazione (Nierhaus-Wunderwald D. e Forster B., 2000).

Lo sviluppo risulta sensibilmente influenzato dalla temperatura (media giornaliera intorno ai 18°C (Hernandez Alonso R. e Martin Bernal E., 1998) e dall'umidità. Due generazioni all'anno sono state osservate in Francia (1959), in Italia e Spagna (Hernandez Alonso R. e Martin Bernal E., 1998).

Come tutte le specie poligame il maschio colonizza l'albero ospite, attaccando principalmente piante debilitate, scegliendo punti in cui la corteccia sia sufficientemente sottile; per tale motivo l'insediamento avviene sui rami oppure sul tronco a 4-5 m d'altezza.

In seguito all'attacco si osserva un veloce disseccamento ed arrossamento dei getti terminali che progressivamente interessa tutta la chioma. Scavando la rete di gallerie *Ips acuminatus* compromette gravemente la capacità di trasporto della linfa provocando la morte dell'ospite.



Figura 4: Danni da *Ips acuminatus*.

Sebbene le gallerie materne e larvali incidano il legno solo superficialmente, il materiale infestato subisce un danno tecnologico dovuto all'invasione dell'alburno da parte di funghi simbiotici agenti di azzurramento, sempre rilevati nel materiale abbattuto. *I. acuminatus* è infatti una specie fleomicetofaga, regolarmente associata con tre principali specie fungine: *Ophiostoma brunneo-ciliatum*, *O. ips* e *Ambrosiella macrospora*. Le prime due specie sono patogene e interagiscono con le difese della pianta limitando la possibilità di questa di difendersi dagli attacchi dello scoltide (Lieutier F. et al., 1991). *A. macrospora* è invece un fungo dell'ambrosia, fondamentale per l'alimentazione delle larve ma non

patogeno per la pianta (Francke-Grosmann H., 1952).

L'infestazione partita da uno o pochi alberi può espandersi a quelli circostanti determinando lo sviluppo di gruppi di pini morenti.

PRATICHE GESTIONALI POST-DISTURBO: RICOSTITUZIONE ATTIVA E PASSIVA



Figura 5: Area di Ricostituzione Passiva (Controllo) a Borca di Cadore

Le funzioni fondamentali degli ecosistemi forestali possono essere severamente modificate dai disturbi di origine naturale, gli interventi di ricostituzione sono quindi al centro dell'attenzione della gestione delle foreste (Huettl R. F. e Gerwin W., 2007).

Di fronte ai danni in bosco causati da un evento che ha perturbato l'equilibrio dell'ecosistema si è portati a credere che sia necessario intervenire immediatamente per ripristinare la foresta danneggiata (Beschta R. et al., 2004). Comunemente si procede ripulendo il bosco dal materiale danneggiato o morto. Quindi, in seguito agli eventi di disturbo naturali o causati dall'uomo, si attuano gli interventi di ricostituzione attiva attraverso il taglio delle piante deperenti e lo sgombero del materiale legnoso risultante. Questa è una pratica frequente che in letteratura viene chiamata "salvage logging" (Lindenmayer D. B. e Noss R. F., 2006; Lindenmayer D. B. et al., 2008).

Le conseguenze ecologiche di questa tecnica di ricostituzione attiva sono, al giorno d'oggi, tema di discussione e la sua applicazione è ancora controversa (McIver J. D. e Starr L., 2000; Lindenmayer D. B. et al., 2008; Peterson D. L. et al., 2009; Beghin R. et al., 2010).

La credenza che molti disturbi di grande entità distruggano gli ecosistemi forestali induce all'attuazione di pratiche di ricostituzione attiva per ovviare o rimediare a questi "eventi catastrofici" (Foster D. R. e Orwing D. A., 2006). A volte però gli effetti degli interventi post disturbo sugli ecosistemi forestali possono peggiorare le condizioni stazionali rese già critiche dai disturbi iniziali (Lindenmayer D. B. e Ough K , 2006; Foster D. R. e Orwing D. A., 2006). Inoltre le conseguenze del disturbo naturale combinato all'intervento umano devono essere ancora chiarite (Lang K. D. et al., 2009).

Il trattamento attuato dall'uomo con la finalità di ricostituire il bosco porta a nuove condizioni ecologiche, influenzando negativamente il ripristino naturale della foresta (Donato D. C. et al., 2006; Lindenmayer D. B. e Noss R. F., 2006).

È così che il *salvage logging* potrebbe inibire la capacità di ricostituzione naturale dell'ecosistema (Lindenmayer D. B. et al., 2004), in particolare nel caso in cui l'intervento sia seguito dall'impianto di rinnovazione artificiale con l'intento di accelerare il ripristino della copertura arborea (Lindenmayer D. B. e Noss R. F., 2006).

Adottando dei criteri su basi ecologiche, si potrebbero definire strategie e politiche efficaci per essere promosse e introdotte in un piano di gestione forestale post-disturbo (Motta R. et al., 2009). In particolare è necessario sviluppare delle strategie locali per la gestione post-disturbo studiata in accordo con gli specifici bisogni dell'area secondo le sue caratteristiche ecologiche.

In considerazione degli elevati costi di realizzazione, tagli fitosanitari finalizzati alla rimozione e smaltimento del materiale infestato possono trovare giustificazione solo nel caso di rischi di gravi pullulazioni o in formazioni di particolare valore economico, ecologico o paesaggistico, come avvenuto nelle pinete del Cadore. Ulteriori studi sono tuttora in corso per chiarire le strette relazioni fra pianta ospite, condizioni stazionali, insetto fitofago e organismi ad esso associati in un contesto di protezione delle pinete alpine (Faccoli M. et al., 2010).

OBIETTIVI DELLO STUDIO



Figura 6: Rinnovazione di pino silvestre su ceppaia. Borca di Cadore (BL)

Tra il 2005 e 2006 numerose pinete del Cadore sono state interessate da pullulazioni di *Ips acuminatus*. Queste pullulazioni coinvolgevano centinaia di nuclei, distribuiti a macchia di leopardo in modo apparentemente casuale, concentrati sul versante sinistro della valle lungo i ghiaioni del Marcora (part. 35), alle pendici o sulle rupi boscate delle part. 36, 37, 38C, 42, 43B ect. (Belli D., 2006). Nel 2007 sono stati effettuati interventi di ricostituzione attiva (tagli fitosanitari) per attenuare il problema. Questo lavoro è finalizzato all'analisi delle dinamiche di rinnovazione forestale post-disturbo nel breve termine (5-6 anni).

La ricerca si basa su dati raccolti nel periodo estivo del 2012, e descrivono la situazione a pochi anni dagli interventi sia delle aree a ricostituzione attiva che delle aree a ricostituzione passiva in cui non è stato effettuato alcun tipo di intervento.

MATERIALI E METODI

INQUADRAMENTO GENERALE DELL'AREA DI STUDIO

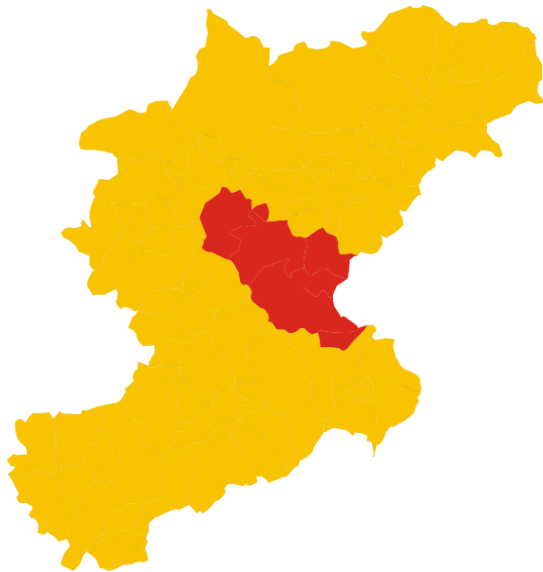
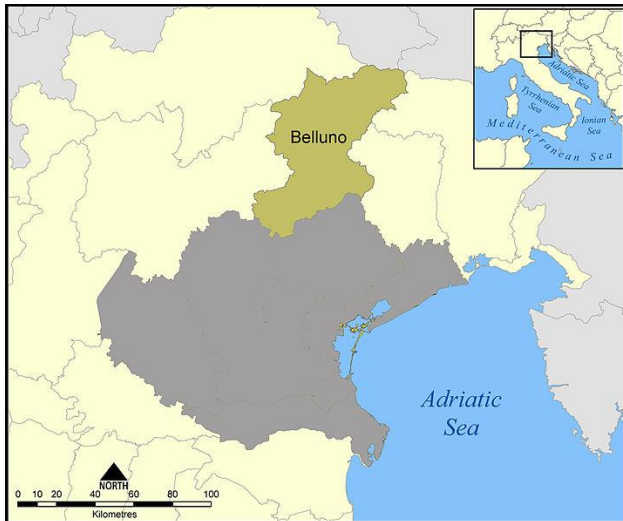


Figura 7 Sopra: Regione Veneto, in evidenza Provincia di Belluno. Sotto: Provincia di Belluno, Valle del Boite in rosso.

condizionando così stabilità, funzionalità e gestione dei soprassuoli.

I versanti dove sono stati segnalati i nuclei infestati da *Ips acuminatus* sono costituiti prevalentemente da antichi ghiaioni calcarei e dolomitici che si presentano siccitosi anche a causa dell'esposizione calda.

La ricerca è stata condotta in pinete di pino silvestre del centro Cadore che derivano da piantagioni effettuate a fine '800 inizio '900 in terreni poveri di nutrienti ed interessati da continui movimenti di materiale. L'area è tutelata e governata dalle Regole dei comuni di San Vito e Borca di Cadore. I beni silvo-pastorali, in particolare le pinete, sono per la maggior parte dislocate nella parte medio alta del bacino del torrente Boite. Rientrano in formazioni forestali facenti parte della regione eso-mesalpica, variante fredda della sub regione esalpica centro-orientale (Del Favero R., 2004). Il territorio si sviluppa con continuità dai 920 m s.l.m. del fondovalle fino ai 3264 m s.l.m. del Monte Antelao, risalendo lungo la sinistra idrografica del torrente e coprendo un'ampia porzione della valle (Dal Pont C., 2008). L'area della Valle del Boite analizzata è orientata in direzione NO-SE, la maggior parte delle pinete risulta quindi esposta SO. La pendenza dei versanti in certe aree supera anche il 35%,

L'esposizione sud dei pendii comporta infatti un'elevata quantità di energia radiante incidente, favorendo, congiuntamente alla natura litologica del substrato e dell'evapotraspirazione indotta dai forti venti che battono la valle, fenomeni di aridità stagionale (Dal Pont C., 2008).

L'abbondanza di macropori nel suolo (oltre il 50% nei primi 5 cm e 30% da 5 a 20 cm), che nonostante abbia una ridotta potenza (20 cm) e poggia su rocce carbonatiche (in genere dolomia principale), è privo di calcare totale (solo raramente presente in profondità). Si evidenziano pH molto bassi (attorno a 4) ed una ridotta attività di bioriduttori (C/N oltre 20); fattori che contribuiscono nel determinare all'aridità della stazione (De Mas G., 1989).

Le formazioni boschive considerate appartengono a particelle con funzione protettiva delle infrastrutture ed abitati sottostanti, cui però va aggiunto l'alto valore paesaggistico ambientale. Le caratteristiche geologiche del versante non permettono la formazione di corsi d'acqua a carattere perenne, tuttavia successivamente a piogge intense le portate diventano significative e spesso sono accompagnate da lave torrentizie.

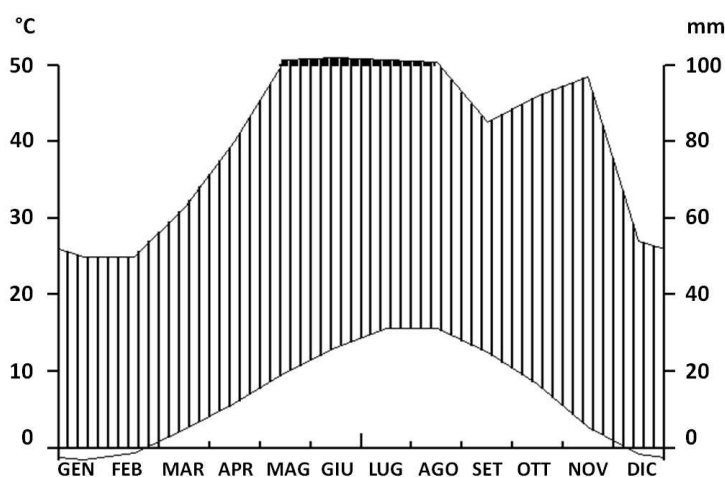


Figura 8: Diagramma termo-udometrico (Scale secondo Walter e Lieth) per la stazione di Cortina d'Ampezzo per gli anni 1961-1991. Precipitazioni medie annue 1150 mm. Temperatura media annua 8 °C (Fonte ARPAV).

La distribuzione stagionale delle precipitazioni, in media 1150 mm all'anno, è caratterizzata da un andamento di tipo equinoziale, con un minimo invernale e due massimi: uno tardo-primaverile (maggio) ed uno medio autunnale (novembre). La media delle temperature annuali è di circa 8 °C con minime che scendono ben sotto lo zero e massime che superano i 30 °C nei mesi estivi. Pioggia e temperatura

vengono costantemente monitorati dalla stazione meteo del Centro studi per l'Ambiente Alpino dell'Università degli Studi di Padova che si trova all'interno della zona dei focolai ad un'altitudine di 1100 m s.l.m.

Gli eventi nevosi durante i mesi invernali sono particolarmente abbondanti, ma la persistenza della coltre nevosa è strettamente correlata all'esposizione. La scarsità e l'incostanza del regime pluviometrico si riflette sensibilmente sull'assetto e sulla stabilità delle formazioni vegetali.

I temporanei inaridimenti del clima e del suolo determinano difficoltà ed irregolarità nell'evoluzione vegetativa e pedologica con ripercussioni sulla rinnovazione e sullo stato sanitario (Dal Pont C., 2008).

La successione tipologica del soprassuolo è coerente con il grado di evoluzione dei suoli.

In terreni con maggior potenza, conoidi stabilizzati, sono presenti anche abete rosso e latifoglie, si possono originare così formazioni miste: le pinete di pino silvestre mesalpiche tipiche (con *Picea abies*) in cui la presenza del pino silvestre rimane comunque dominante (80%); su conoidi detritiche ancora sciolte invece pinete primitive di falda detritica ed infine pinete di rupe su costoni rocciosi. Queste ultime due situazioni sono estremamente povere, spesso rappresentate da insieme di alberi isolati posti su terrazzamenti di roccia difficilmente accessibili. La loro evoluzione è bloccata da reiterati fenomeni franosi o dall'impossibilità di innesco dei processi pedogenetici a causa della pendenza eccessiva. Il sottobosco caratterizzato da *Pinus mugo*, *Juniperus communis* e *Rhododendron hirsutum* testimonia l'estrema aridità del suolo.

Oltre i 1500 m s.l.m. sui ghiaioni il pino silvestre lascia spazio alle mughete, alle praterie d'alta quota e a cespuglieti ipsofili.

La rinnovazione del pino silvestre, specie eliofila, è scarsa nei siti con elevata copertura erbacea ed arbustiva, risulta buona invece in concomitanza di fenomeni eccezionali (fuoco, movimenti franosi, sradicamenti) che determinano particolari condizioni favorevoli al suo affrancamento.

Sopporta bene infatti l'oscillazione del livello del suolo, ovvero l'alternanza di fenomeni di inghiaimento e di erosione, per questo risulta adatto alla colonizzazione di corpi franosi (Schiechtel H. M., 1973).

Ad un livello di scala fine assumono grande importanza i micrositi di rinnovazione nei quali più specie e più generazioni, trovando condizioni favorevoli o meno limitanti rispetto all'intorno, danno origine a piccoli gruppi eterogenei per specie e per età. Ad un livello di dettaglio inferiore sono favorite le specie che presentano caratteristiche ecologiche più idonee alle condizioni stagionali ed allo stadio successionale del popolamento. In questo caso si individuano generalmente gruppi di dimensioni consistenti, omogenei per specie e per età. La rinnovazione, in un primo tempo, tende ad invadere siti dove le condizioni sono diffusamente più favorevoli, ed in un secondo tempo, e con densità minore, anche zone meno adatte ma sempre caratterizzate da alcuni micrositi idonei. Fondamentale è il legame tra rinnovazione e popolamento adulto: la struttura spaziale del soprassuolo adulto condiziona quella della rinnovazione, la quale a sua volta fornisce indicazioni sulla struttura spaziale della cenosi in divenire.

Essendo il pino silvestre una specie tipicamente eliofila, non raggiunge mai popolamenti troppo densi. La radiazione solare viene solo parzialmente intercettata e questo permette la presenza di un sottobosco consistente: abbondano infatti *Juniperus communis*, *Amelanchier ovalis*, *Sorbus aucuparia*, *S. aria* e *S. chameaespilus* e le ericacee *Erica carnea*, *Rhododendron hirsutum*, *Vaccinium myrtillus* e *Vaccinium vitis-idaea*. Consistente inoltre la copertura delle graminacee *Molinia arudinacea*, *Brachypodium cespitosum*, *Calamagrostis varia*.

Generalmente tali formazioni vengono lasciate evolvere naturalmente e costituiscono una componente caratteristica del paesaggio alpino.

ECOLOGIA DEL PINO SILVESTRE



Figura 8: Rinnovazione di *Pinus sylvestris* L.

Il pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) è la conifera caratterizzata dalla più ampia distribuzione in Europa, dove occupa oltre 28 milioni di ettari, pari al 20% delle foreste del continente, sia in boschi naturali che in impianti. La plasticità ecologica della specie le consente di occupare un'areale molto vasto, può adattarsi infatti ad una varietà di condizioni climatiche ed edafiche (Bialobok S., 1970) sia oceaniche che continentali (Ellenberg H., 1988; Médail F., 2001) grazie alla sua ampia variabilità genetica (Pignatti S., 1998). In Italia, con l'eccezione di alcune stazioni dell'Appennino ligure-emiliano, si trova in modo non uniforme solo sulle Alpi, dove abbonda nelle valli più interne con clima continentale, e Prealpi (Gellini R. e Grassoni P., 1996).

Il pino silvestre è una specie eliofila e pioniera (il bisogno di luce aumenta rapidamente con l'età), capace di un rapido accrescimento giovanile. L'elevato grado di eliofilia è dimostrato dalla bassa densità di copertura esercitata dalle chiome, dal tasso di auto potatura, dallo scarso potere di concorrenza con le altre specie. E' una specie da mesoxerofila a xerofila microterma. Resiste bene al gelo, alle forti escursioni termiche ma esige estati calde.

Questa conifera sopporta indenne temperature estreme da -40°C a 35°C, ma necessita di un periodo vegetativo, anche non troppo prolungato nel tempo, con un'adeguata somma termica. E' per questo che a causa del clima alpino, con minori somme termiche, è costretto a vegetare prevalentemente nella fascia montana (Bernetti G., 1995).

E' resistente all'aridità grazie all'apparato radicale fittonante nelle stazioni più secche, ed ad un uso efficiente dell'acqua nei processi fisiologici. Una siccità estiva ripetuta per due o più anni, rappresenta una severa limitazione all'accrescimento (Weber P., 2005).

Il pino silvestre presenta un'efficiente gestione idrica, tuttavia inferiore rispetto al pino mugo.

La traspirazione del pino silvestre risulta infatti doppia (Tranquillini W., 1979), anche se mostra un ampio intervallo tra il punto di chiusura degli stomi ed il punto di danno irreversibile (Lyr H. et al., 1967) e, in questo campo, ha peculiari attitudini al recupero della tensione idrica (Borghetti M. et al., 1991; Bernetti G., 1995).

Nell'arco alpino le formazioni di pino silvestre possono essere distinte in varie tipologie tra cui pinete primitive su substrati carbonatici su costoni di rupe o su corpi franosi di falda detritica, pinete mesalpiche tipiche o pineta dei substrati carbonatici mesalpica e/o endalpica con abete rosso (Del Favero R., 2004).

Nei settori continentali la limitata disponibilità idrica consente al pino, il primo ad insediarsi in aree non boscate, di dominare sulle altre specie e di rinnovarsi, sebbene talvolta in maniera occasionale e localizzata nelle isole di materiale più fine (Del Favero R., 2004).

Grazie al suo forte carattere pionieristico si insedia rapidamente in seguito ad un disturbo e rappresenta una fase intermedia verso comunità definitive dominate da latifoglie dato che raramente la copertura esercitata dai pini è tale da pregiudicare l'affermazione della rinnovazione e la successiva crescita delle specie contaminanti (Dotta A. e Motta R., 2001). Oppure popolamenti dominati da formazioni miste di conifere e latifoglie alle quote maggiori, ammesso che il regime del disturbo e la fertilità stagionale non siano tali da sfavorire la competitività di queste specie.

Le stazioni marginali e quelle interessate da disturbi frequenti (quali il passaggio del fuoco o lo sfruttamento antropico) vengono occupate dalla pineta in modo duraturo.

Le vallate alpine continentali sono le uniche stazioni nelle quali le pinete possono essere considerate stabili (Ozenda P., 1985); in questo ambiente, infatti, il pino è sia specie pioniera che definitiva, dal momento che le modeste precipitazioni lo rendono assai competitivo rispetto alle altre specie.

TAGLIO FITOSANITARIO



Figura 9: Nuclei di piante attaccate.

Le infestazioni comparse in provincia di Belluno sono state studiate con attenzione già a partire dal 2006. I primi risultati dimostrano come gli alberi attaccati dal 2006 al 2010 (oltre 6000 individui) si presentino ripartiti in decine di nuclei di dimensioni variabili (da un minimo di 2-3 a oltre 150 piante l'uno), successivamente censiti, georeferenziati e campionati misurandone i principali parametri dendrometrici e fitosanitari. L'analisi dei dati mostra che le aree colpite si distribuiscono in modo apparentemente casuale sul territorio e che non si espandono nel tempo, ma nelle loro vicinanze, anno dopo anno, compaiono nuove aree che seguiranno la stessa evoluzione (Faccoli M. et al., 2007). Negli anni 2006 e 2007 si sono evidenziate elevate densità di infestazione con danni particolarmente gravi (diffuse morie di gruppi di piante). Nell'autunno del 2007 si è quindi intervenuti con un taglio fitosanitario finalizzato all'abbattimento e rimozione di tutte le piante colpite nel corso dei due anni precedenti; sono cadute al taglio anche piante sane che però rientravano nella fascia di margine. Gli interventi di bonifica fitosanitaria sono stati effettuati entro la fine di aprile 2008 prima dello sfarfallamento degli adulti svernanti.

L'azione è stata condotta mediante esbosco con elicottero e smaltimento per cippatura di oltre 4500 piante distribuite in 47 nuclei di infestazione. Il taglio ha interessato anche alcune piante sane presenti all'interno o lungo i margini dei nuclei di infestazione. L'intervento si è dimostrato estremamente positivo in quanto ha ridotto di quasi l'80% il registrato numero delle piante infette nell'anno seguente, avviando alla conclusione una pullulazione che durava da almeno 3 anni (Faccoli M. et al., 2010).

RACCOLTA DATI

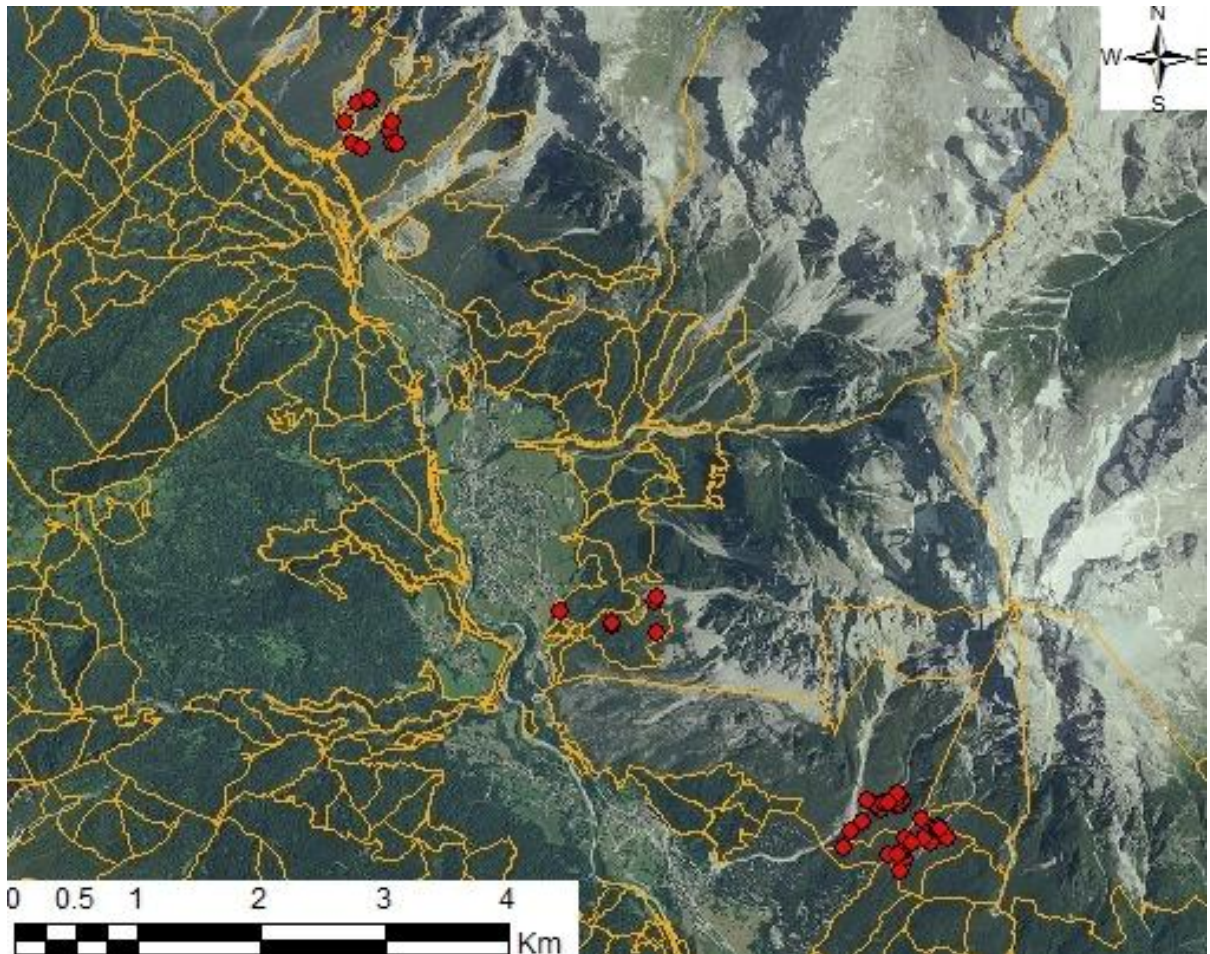


Figura 10: Localizzazione delle aree di studio. In arancione i confini particellari del Piano di Riassetto Forestale. In rosso le aree di saggio.

Sono state allestite delle aree di saggio utili alla raccolta dei dati caratteristici del popolamento.

Dopo una ricognizione preliminare del territorio si è optato per la creazione di tre zone di campionamento colpite dal disturbo. All'interno dell'area studio sono state individuate zone interessate da interventi attivi di taglio ed esbosco di tutte le piante (salvage logging, SL), taglio e rilascio del materiale abbattuto in loco (Taglio e Rilascio, TR); inoltre si sono individuate delle aree infestate limitrofe rispetto alle precedenti, lasciate ad evoluzione naturale e utilizzate come confronti (Controllo, C).

La campagna di censimento si è svolta nell'estate nel 2012, durante il periodo vegetativo per avere la certezza che fosse campionata ed identificata tutta la rinnovazione. Più difficoltoso risulterebbe infatti il riconoscimento delle latifoglie al di fuori di questo lasso temporale.

Sono state eseguite un totale di 48 aree di saggio così ripartite:

- 31 in località Borca di Cadore: (16 di tipo C, 12 di tipo SL e 3 di tipo TR)
- 10 in località Ponte Venco: (4 di tipo C e 6 di tipo SL)
- 7 in località San Vito di Cadore: (2 di tipo C, 3 di tipo SL e 2 di tipo TR)

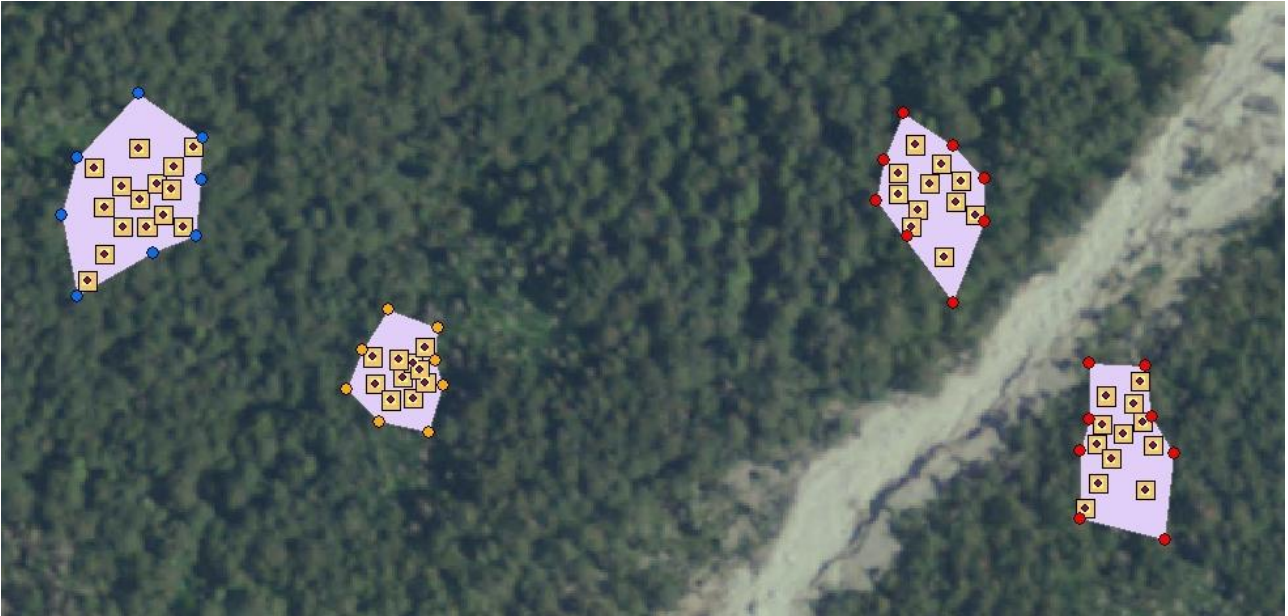


Figura 11: Dettaglio di aree trattate a SL (in rosso), a TR (in blu) ed aree di C (in giallo) a Borca di Cadore (BL). I vertici che distinguono i poligoni rappresentano le piante di margine dell'area, mentre i quadrati gialli rappresentano i Plot di campionamento 4 m x 4m.

Una volta individuato il centro dell'area, sono state acquisite le coordinate geografiche (UTM WGS84) tramite rilievo con uno strumento di misura GPS (Global Position System).

Per l'identificazione di ogni singola area è stato creato un codice alfanumerico composto da:

- due lettere indicanti la località (es: BC per Borca di Cadore, PV per Ponte Venco e SV per San Vito di Cadore).
- Una sigla per distinguere la presenza di trattamenti attivi T o passivi C o MIX per identificare il deposito di materiale in loco.
- Un numero progressivo.

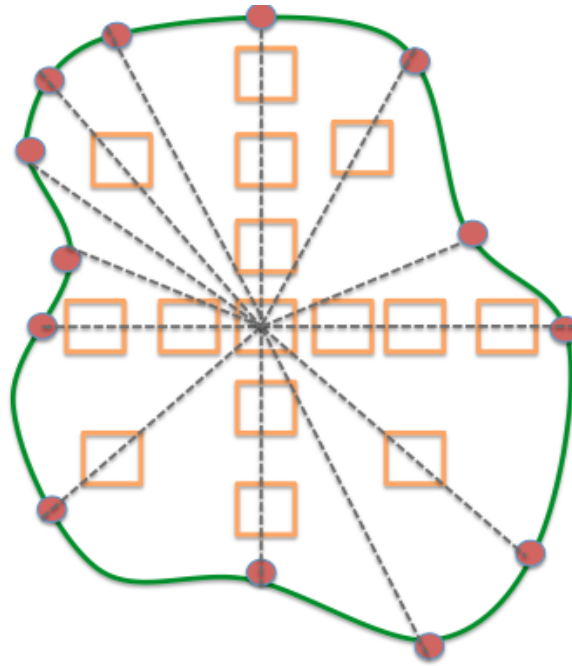


Figura 12: Dettaglio ingrandimento area a SL. I vertici rossi identificano le piante di margine che delimitano l'area. I quadrati arancioni individuano i plots 4x4 e le linee tratteggiate la distanza di ciascuna pianta di margine dal centro dell'area.

Per ogni area di saggio è stata compilata una scheda di campagna recante le seguenti informazioni generali:

- codice dell'area;
- coordinate GPS del centro;
- data ed ora del rilievo;
- pendenza media;
- esposizione prevalente;
- una breve descrizione (segni distintivi).

Si è poi preceduto ad identificarne i margini rilevando le seguenti caratteristiche delle piante all'incrocio del margine dell'area con le diagonali principali ed eventualmente altre piante di margine determinanti per tracciare il giusto perimetro dell'area:

- specie;
- distanza della pianta dal centro dell'area;
- angolo azimutale della pianta (angolo piano rispetto al Nord in senso orario);
- altezza.

Secondo le diagonali principali sono stati posizionati diversi plot di forma quadrata e dimensioni 2m X 2m (Fig. 12), nei quali sono state rilevate:

- distanza del centro del plot dal centro dell'area;

- La copertura del suolo è stata stimata visivamente, attraverso un'osservazione attenta dell'area, assegnando una percentuale di copertura alle seguenti classi (Jonásova M. et al., 2010): arbusti, piante vive, necromassa (CWD), massi (>50cm), roccia (50-1cm), ghiaia (<1cm), erbe a foglia stretta, erbe a foglia larga, lettiera e suolo nudo;
- Tutte le piantine di rinnovazione di specie legnose forestali (cioè tutte quelle piante con diametro inferiore ai 7,5 cm all'altezza di 1,3 m dal suolo) annotando nome della specie, stima dell'età ove possibile (conteggio dei palchi per le conifere), diametro al colletto, altezza ed eventuali segni caratteristici. L'altezza delle piante che costituivano ricacci agamici da ceppaia è stata fatta coincidere con quella del pollone più alto.

Ampliando le dimensioni del plot quadrato a 4m x 4m (Fig. 12), mantenendone invariato il centro si è annotato:

- il numero di ceppaie (piante ceduate);
- il numero di piante morte in piedi e le loro caratteristiche (presenza o meno di corteccia e rami fini).

In totale sono stati rilevati complessivamente 579 plot di campionamento all'interno delle 48 aree di saggio.

I dati sono stati infine riportati in tabelle Microsoft Excel per essere poi elaborati.

Ogni misura necessita dello strumento appropriato, scelto per la praticità nel rilevamento del dato e per la sua risoluzione, entrambi elementi determinanti per la precisione della stessa.

Il calibro si è dimostrato un pratico strumento di misura per registrare il dato del diametro al colletto della rinnovazione avente:

- risoluzione: 0,01 mm;
- lunghezza aste: 3,5 cm;
- campo di misurazione: 0-150 mm.

Il flessometro, che è stato utilizzato per la misura delle altezze della rinnovazione e dei ricacci, ha:

- risoluzione: 0,1 mm;
- campo di misurazione: 5 m.

Metro da falegname per individuare facilmente l'estensione dei plot 2m x 2m e 4m x 4m.

Nella misura delle altezze delle piante di margine ci si è serviti del distanziometro Trupulse mod. 360B. Uno strumento d'alta tecnologia che misura la distanza dal bersaglio, attraverso la riflessione di impulsi laser, e gli angoli di inclinazione dello strumento con il clinometro elettronico integrato. Per capire il funzionamento dello strumento è necessario semplificare i suoi complessi

meccanismi. Quindi il concetto che sta alla base si può spiegare nel seguente modo: il Trupulse emette un impulso laser verso l'oggetto puntato che si riflette sullo stesso e ritorna allo strumento; in base al tempo di ritorno dell'impulso, lo strumento calcola la distanza compresa tra l'apparato stesso e l'oggetto di studio. Il software all'interno del Trupulse misura distanze ed angoli. Le caratteristiche pubblicate sul sito della fabbrica produttrice del Trupulse (<http://www.lasertech.com/TruPulse-Laser-RangeFinder.aspx#>) sono:

- temperatura di lavoro: da -20°C a $+60^{\circ}\text{C}$;
- distanza operativa dal bersaglio: 1000 m (massima);
- risoluzione del distanziometro: 0,3 m (tipica);
- angolo di lettura dell'inclinazione: $\pm 90^{\circ}$ rispetto all'orizzontale;
- risoluzione dell'angolo dell'inclinazione: $0,25^{\circ}$.

Per il rilievo delle coordinate del centro delle aree di campionamento è stato utilizzato il Trimble GeoExplorer 3, costituito da un ricevitore GPS (Global Positioning System) con precisione sub metrica. Lo strumento è dotato di un'antenna esterna fissata su una palina telescopica estendibile fino a 5m in altezza per superare la copertura arborea nel caso in cui quest'ultima ostacoli la ricezione del segnale dai satelliti GPS.

ELABORAZIONE DATI

I dati raccolti durante i rilievi e registrati nelle schede di campo sono stati inseriti e successivamente elaborati in ambiente Microsoft Excel.

Attraverso l'elaborazione dei dati sono stati ricavati per ogni area di saggio una serie di parametri:

- altezza e distanza dal centro delle piante di margine;
- il numero di piantine al metro quadro che costituivano la rinnovazione (densità totale);
- diametro medio della rinnovazione;
- altezza media della rinnovazione;
- NorthEast-ness index;
- SouthWest-ness index;

e stratificato per ogni singola specie presente:

- il numero delle piantine al metro quadro,
- il diametro medio della rinnovazione,
- l'altezza media della rinnovazione,
- la composizione specifica.

È stato ritenuto opportuno trasformare l'esposizione in un altro indice che viene calcolato considerando sia l'esposizione che la pendenza media di ogni area.

Così il dato "circolare" dell'esposizione (espresso in gradi rispetto alla direzione nord e che assume valori da 0 a 359), si trasforma con l'obiettivo di trarne un indice adimensionale che si relazioni maggiormente ai fattori ecologici.

Il NorthEast-ness index è un indice che assume valori nel range (-1, +1), assegnando valori positivi prossimi all'unità all'esposizione nord-est e alle pendenze maggiori (Beers R. W. et al., 1966).

La formula per calcolare il North-East-ness index è:

$$NE_{ness} = \cos(\text{esposizione} - 0,785) \times \text{tangente}(\text{pendenza})$$

Dove l'esposizione e la pendenza sono espresse in radianti e il valore 0,785 è risultato dalla trasformazione di 45° (esposizione NE) in radianti.

Dato che però la maggior parte delle aree considerate in questa ricerca hanno esposizione SW è stato considerato anche il SouthWest-ness Index anch'esso con range di valori compresi tra -1 e +1:

$$SW_{ness} = \cos(\text{esposizione} - 3,926) \times \text{tangente}(\text{pendenza})$$

Dove l'esposizione e la pendenza sono espresse in radianti e il valore 3,926 è risultato dalla trasformazione di 225° in radianti.

Il SouthWest-ness index privilegia l'esposizione a Sud-Ovest e le pendenze maggiori (Parker K. C., 1988). Di conseguenza, assume valori prossimi all'unità qualora l'esposizione abbia una direzione compresa tra il Sud e l'Ovest su versanti ripidi. Al contrario quando le pendenze diventano più dolci ed il versante è esposto a Nord-Est risultano valori negativi prossimi a -1.

Entrambi gli indici derivano dall'Heat Index (Parker K. C., 1988):

$$\text{Heat Index} = \cos(\text{esposizione}) \times \text{tangente}(\text{pendenza})$$

Per ogni area è stato considerato anche lo Shape Index dato dal rapporto tra perimetro e superficie di ciascuna area di saggio.

Per ogni area, a ciascun plot sono inoltre state assegnate informazioni relative alla distanza dal centro dell'area e dal margine della stessa.

Il perimetro, la superficie dell'area e la distanza di ciascun plot dal margine Sud dell'area, sono stati calcolati utilizzando il software ArcGis 10.1.

Riassumendo, per ogni area di saggio sono stati rilevati i fattori stazionali (esposizione e pendenza) con relativi indici, numero di piante morte e ceppaie, infine i parametri delle piante di rinnovazione, nel loro complesso e per ogni specie presente.

I dati raccolti sono stati quindi organizzati in quattro matrici:

1) 579 plot di campionamento;

a) (Livello Specie) - Matrice con i dati di densità di rinnovazione per ciascuna specie, altezza e diametro delle piantine;

b) (Livello Ambientale) - Matrice con i parametri ambientali rilevati: quota, indice SW-ness, indice NE-ness, distanza del plot dal centro area, distanza del plot dal margine, distanza del plot dal margine Sud, tipo di Trattamento (SL, C, TR), copertura del suolo.

2) 48 aree di saggio

a) (Livello di Specie) - Matrice derivata dalla matrice precedente 1° (Livello di Specie) mediando i dati di plot appartenenti a ciascuna area.

b) (Livello di Ambiente) - Matrice derivata dalla matrice precedente 1b (Livello Ambientale) mediando i dati di plot appartenenti a ciascuna area.

Si è riusciti così a separare le informazioni ambientali da quelle delle singole specie.

Per ciascun elemento è stata inoltre calcolata la Deviazione Standard.

Tutti i parametri ambientali e le variabili specifiche rilevati a livello di plot sono stati aggregati per tipo di trattamento. La presenza di relazioni significative fra le grandezze misurate è stata verificata tramite il test di correlazione di Spearman.

Il coefficiente di Spearman misura il grado di associazione tra due variabili quantitative che seguono una tendenza sempre crescente o sempre decrescente. I valori assunti dal coefficiente saranno compresi tra +1 e -1. I valori vicini a +1 indicheranno una forte associazione lineare positiva, quelli vicini a -1 indicheranno una forte associazione lineare negativa. Infine, se si avvicinano a 0 non esiste tra i due fattori un'associazione lineare.

L'analisi effettuata attraverso l'utilizzo dei coefficienti di Spearman ha messo in relazione le variabili accoppiandole nelle varie combinazioni. Una prima analisi è stata effettuata tra tutte le variabili della rinnovazione ed i parametri ambientali a livello di plot. Successivamente i dati sono stati aggregati per trattamento esplorando le correlazioni fra tutte le variabili rilevate nei plots sottoposti a Salvage logging, separatamente da quelli appartenenti a plots trattate passivamente (Controllo).

Per completare il quadro e ottenere un'analisi più completa e statisticamente corretta è stato necessario verificare la significatività dei coefficienti (p-value) (Zar J. H., 1972).

Ai nostri fini si sono presi in considerazione solamente i valori di correlazione superiori a 0,3 (p-value < 0,01); inoltre, sono state considerate solo le correlazioni tra parametri non strettamente autocorrelati.

A livello di aree (matrici 2.a e 2.b), si è voluto, inoltre, indagare su eventuali differenze tra le variabili della rinnovazione ed ambientali nei diversi trattamenti (aree trattate a SL, aree trattate a C). Si sono sottoposti al test di Mann-Whitney (noto anche come test di Wilcoxon) i valori di una stessa variabile ma caratterizzanti due trattamenti differenti. Questo test è uno dei più potenti non parametrici, serve per verificare, in presenza di valori ordinali provenienti da una distribuzione continua, se due campioni statistici appartengono alla stessa popolazione oppure no.

Il test di Mann-Whitney restituisce un indice statistico W (oppure talvolta noto come U) proporzionale alla differenza fra i campioni ed il livello di significatività (p-value) di tale statistica.

Ai nostri fini, è ritenuta significativa la differenza tra due gruppi analizzati per lo stesso fattore quando il valore W restituito dal test è associato ad un p-value inferiore a 0,05.

In questa tesi era necessario capire se due gruppi di aree di saggio (quindi soggette a trattamenti diversi) si fossero mostrate differenti per il fattore considerato. I primi confronti si effettuano tra le aree sottoposte a ricostituzione attiva (SL) con quelle gestite attraverso il metodo di ricostituzione passiva (C).

Per esplorare eventuali relazioni tra le numerose variabili si è ricorsi all'Analisi delle Componenti Principali (PCA).

L'Analisi delle Componenti Principali (PCA) è un metodo di proiezione che consente la visualizzazione delle informazioni contenute in una matrice di dati. E' possibile individuare quanto un campione sia diverso dagli altri, quali variabili maggiormente contribuiscano alla differenziazione, tra le variabili correlate e quelle indipendenti tra loro. E' possibile individuare classi di campioni in base alle similitudini per le variabili considerate. Infine consente di stimare l'utilità dell'informazione (variabilità sistematica) in opposizione alla variabilità dovuta al caso (rumore) (Monteleone E., 2008). I parametri relativi alla rinnovazione (Matrice di Specie 1.a) sono stati messi in relazione con i dati ambientali rilevati (Matrice di Ambiente 1.b).

Tutti i dati non categorici sono stati inoltre relativizzati e standardizzati (McCune B. e Grace J. B., 2002).

I risultati della PCA (Analisi delle componenti principali) possono essere visualizzati attraverso dei grafici 2D o 3D che mettono in relazione gli assi (le cosiddette componenti principali, cioè quel set di combinazioni lineari ortogonali delle variabili considerate che assumono la maggiore variabilità dei dati). Le varie componenti sono rappresentate con dei vettori. La distanza della posizione di una variabile dall'origine è una misura d'importanza. Maggiore è questa distanza, più influente è la variabile, ad esempio quelle più vicine all'origine degli assi sono le meno importanti, tali relazioni vengono anche descritte numericamente

Quando le variabili sono altamente correlate agli assi, quest'ultimi possono riassumere la maggior parte della variabilità presente nei dati considerati.

Le stesse matrici cosiddette di specie (1.a e 2.a) vengono impiegate nell'analisi MRPP (Multi-Response Permutation Procedure), una procedura non parametrica che verifica l'ipotesi che esista differenza (sia a livello di plot che di area) tra due o più gruppi considerati a priori, nel nostro caso i trattamenti: SL, TR e C (McCune G e Grace J. B., 2002).

In questo studio sia per quanto riguarda l'analisi delle componenti principali che per la MRPP, si è scelto di non considerare i plot privi di rinnovazione.

Per quanto riguarda il confronto non parametrico MRPP dei dati a livello di aree fra i diversi trattamenti, non sono state considerate le aree TR perché troppo poco numerose (n=6) rispetto gli altri trattamenti.

Sono stati impiegati in particolare i programmi di calcolo statistico PAST versione 2.17 (Hammer O. et al., 2001) per i test univariati e l'analisi delle correlazioni, mentre PCOrd versione 6.0 (McCune B. e Mefford M. J., 2011) per l'analisi multivariata.

RISULTATI

I dati relativi alle 48 aree provenienti dalle tre diverse zone, rispettivamente Borca di Cadore, Ponte Venco e San Vito di Cadore, sono stati raggruppati per trattamento e quindi analizzati i caratteri medi.

Le 48 aree sono costituite da 579 plot (di cui 271 in SL, 81 di TR e 227 di C).

Il C è caratterizzato da aree con estensione inferiore poiché confinate alle sole piante morte interessate dall'attacco. Al contrario, SL e TR interessano superfici più estese perché durante gli interventi sono state abbattute piante vive rientranti in una fascia esterna al margine dell'area colpita (Tabella 1).

Dal confronto tra i gruppi, perimetro, area e Shape Index risultano infatti significativamente diversi ($p=0,0001$ tra Controllo e SL, $p=0,0002$ tra Controllo e TR).

Trattamento	QUOTA (m)	NE_Index	SW_Index	P (m)	AREA (m ²)	SH_Index
C	1366(±118)	-0.162(±0.097)	0.162(±0.097)	75.2(±11.7) ^a	356.2(±108.8) ^a	0.222(±0.04) ^a
SL	1328(±126)	-0.158(±0.140)	0.158(±0.140)	113.9(±32.8) ^b	788.7(±477.9) ^b	0.163(±0.04) ^b
TR	1300(±123)	-0.208(±0.052)	0.208(±0.052)	111.7(±21.7) ^b	731.4(±244.7) ^b	0.160(±0.03) ^b

Tabella 1: Parametri stazionali medi delle aree di saggio e rispettive deviazioni standard. Le lettere poste a fianco ai valori, indicano una differenza significativa fra i trattamenti con $p\text{-value} < 0.05$, secondo il test non parametrico di Mann Whitney. NE_Index: NorthEast-ness Index, SW_Index: SouthWest-ness Index, SH_Index: Shape Index, P= perimetro medio dell'ADS per trattamento; A= superficie media dell'area di saggio per trattamento. C= Controllo, SL= Salvage logging, TR= Taglio e rilascio.

Tra le piante da seme la rinnovazione predominante è quella di pino silvestre (4654 piante /ha) nei C, anche se nelle aree a SL e TR sembra aver patito particolarmente la concorrenza delle altre specie, si contano intatti rispettivamente (2349 piante /ha) e (2162 piante /ha).

Il ginepro, *Juniperus communis* L. caratterizza tutte le zone con un massimo nel C (4103 piante /ha) ed un minimo nel SL (3516 piante/ha).

Le specie arbustive con densità inferiore e ridotta importanza nelle dinamiche forestali, sono state aggregate nella categoria ARBUSTI (Tabella 2).

Queste specie sono il pero corvino o *Amelanchier ovalis* Medik., crespino o *Berberis vulgaris* L., cotognastro tomentoso o *Cotoneaster tomentosus* Linn., fior di stecco o *Daphne mezereum* L., rododendro o *Rhododendron hirsutum* L.

Allo stesso modo, nella categoria SORBI si considerano complessivamente le densità di sorbo montano o *Sorbus aria* L, sorbo degli uccellatori o *S. aucuparia* L. e sorbo alpino o *S. chamaemespilus* L., quest'ultimo presente con maggiore densità.

Raggruppando in tal modo le categorie funzionali, l'analisi delle componenti principali (PCA) ha consentito di focalizzare l'attenzione, sulla rinnovazione delle specie forestali d'interesse primario identificate in base alle rispettive densità di rinnovazione rilevate.

Le medie delle altezze e dei diametri della rinnovazione risultano piuttosto omogenee nei tre differenti trattamenti, non si riscontrano differenze statisticamente significative (Mann-Whitney, p-value>0.05).

		C	SL	TR
N ° Aree		22	20	6
N° piante rinnovazione	(n°/Ha)	16738 (±10737)	15943 (±7615)	13834 (±4251)
N° specie	(n°/Ha)	5 (±1) ^a	6 (±1) ^b	7 (±1) ^b
<i>Pinus sylvestris</i>	(n°/Ha)	4654 (±10998)	2349 (±3771)	2162 (±2532)
<i>Juniperus communis</i>	(n°/Ha)	4103 (±3817)	3516 (±2641)	3872 (±1732)
<i>Picea abies</i>	(n°/Ha)	679 (±686)	783 (±953)	935 (±493)
<i>Larix decidua</i>	(n°/Ha)	0 (±0)	51 (±174)	38 (±93)
ALTRE	(n°/Ha)	1101 (±4074)	1125 (±3253)	944 (±4369)
SORBI	(n°/Ha)	676 (±4106)	1205 (±5254)	703 (±1281)
Hm	(cm)	39,2 (±16.9)	35,7 (±10.8)	33,8 (±15.6)
Dm	(cm)	0,93 (±0.44)	0,86 (±0.34)	1,32 (±1.39)

Tabella 2: Densità di rinnovazione e parametri di crescita medi suddivisi per trattamento. Le lettere a fianco ai valori, indicano la differenza significativa con p-value< 0.05, secondo il test non parametrico di Mann Whitney. SORBI Rappresenta la media dei valori di *Sorbus aria* L., *S. aucuparia* L. e *S. chamaemespilus* L.; ALTRE= media complessiva di: *Amelanchier ovalis* Medik., *Berberis vulgaris* L., *Cotoneaster tomentosus* Linn., *Daphne mezereum* L. e *Rhododendron hirsutum* L. Fra parentesi viene indicata la deviazione standard corrispondente. C= Controllo, SL= Salvage logging, TR= Taglio e rilascio, Hm= media altezze, Dm= media diametri.

Le specie più rappresentate nella rinnovazione sono il ginepro (24,6%), il pero corvino (22,4%), il pino silvestre (19,6%), sorbo alpino (12,9%), cotognastro tomentoso, (8,5%), abete rosso (5,1%), sorbo montano (2,6%), rododendro (2,4%), sorbo degli uccellatori (1,2%), crespino (0,6%), larice (0,2%) e infine fior di stecco (0,1%). Non si notano differenze significative nella densità delle specie tra i diversi trattamenti (Mann-Whitney p-value>0,05).

Il numero di specie varia tra il C ed i due trattamenti, maggiore nelle TR (7 specie) e SL (6 specie), minore nei Controlli (5 specie), la differenza tra le aree risulta significativa con $p=0,0049$ tra C e SL e $p=0,0009$ tra C e TR.

Le coperture arbustiva e di erbe graminoidi risultano predominanti in tutti i trattamenti (39% nei C, 34% nei SL e 30% nelle TR). Estremamente variabile risulta essere la copertura di necromassa, doppia nelle TR (14%) rispetto ai trattamenti SL (7%) e Controlli (5%), in queste aree infatti gli operatori forestali hanno rilasciato sul posto parte delle piante abbattute.

Differenze si evidenziano anche per quanto riguarda la componente inorganica (massi, roccia e ghiaia), maggiore nelle aree di Controllo (10%), le altre raggiungono percentuali di copertura decisamente inferiori (3%) in SL e (meno dell' 1%) nelle TR.

Relativamente omogenee risultano invece le coperture erbacee (5%), di suolo nudo (tra 0,5-1%) e lettiera (11%) (Figure 13, 14 e 15).

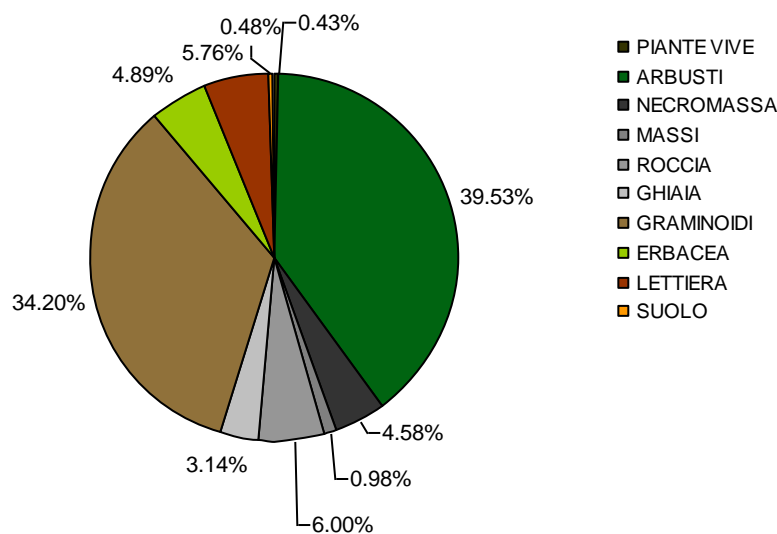


Figura 13: Distribuzione copertura percentuale in aree di Controllo

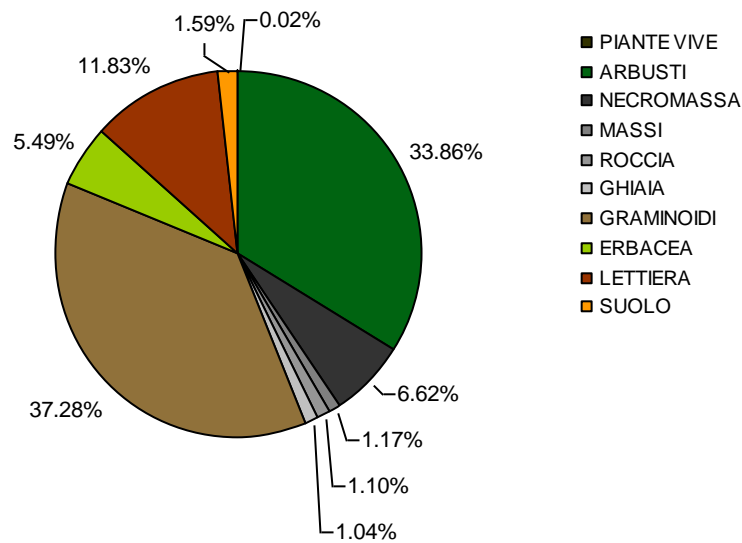


Figura 14: Distribuzione copertura percentuale in aree a Salvage logging

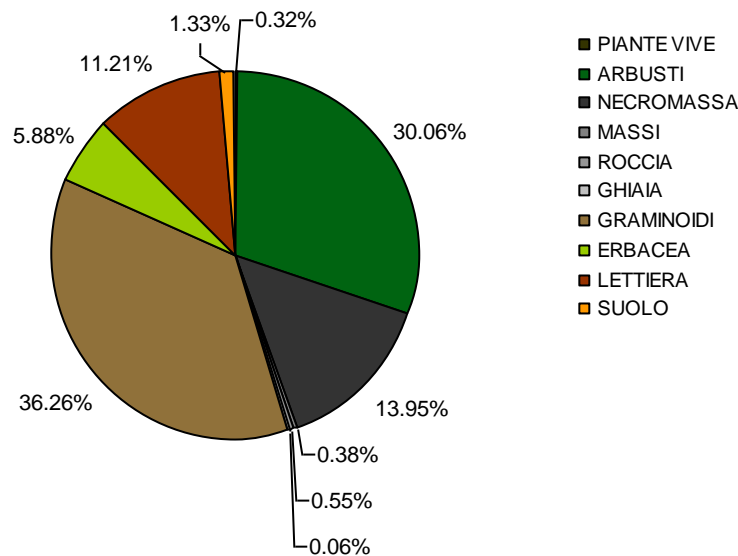


Figura 15: Distribuzione copertura percentuale in aree a Taglio e Rilascio

La PCA mostra la relazione tra la rinnovazione e le variabili ambientali (Figura 16.a, 16.b e 16.c). Dall'insieme delle variabili rilevate in campo, per i plots sono state selezionate, analizzando la tavola di correlazione, 22 variabili su 27 della matrice ambientale e 10 variabili su 40 della matrice relativa ai parametri della struttura del popolamento.

Il primo asse spiega il 23% della varianza totale ($p\text{-value}<0.01$), è fortemente e negativamente correlato alla densità totale ($\rho=-0.920$) ed al numero di specie ($\rho=-0,663$). Questi due parametri sono correlati significativamente (Spearman $p<0.01$) alle densità di ginepro, SORBI ed ALTRE (Tabella 4). Il primo asse risulta invece fortemente e positivamente correlato alla densità di pino silvestre ($\rho =0.515$) e all'altezza media delle piante ($\rho=0.506$). Le variabili ambientali che influiscono maggiormente il primo asse sono la copertura percentuale di ghiaia ($\rho =-0.204$) e roccia ($\rho =-0.159$).

Il secondo asse spiega il 13,6% della varianza totale ($p\text{-value}<0.01$), è fortemente e positivamente correlato alla densità di pino silvestre ($\rho=0.661$), copertura percentuale di ghiaia ($\rho =0.459$) e roccia ($\rho =0.434$). Il pino silvestre risulta inoltre correlato con ghiaia e roccia (Spearman $p\text{-value}<0.01$).

Il secondo asse è anche correlato negativamente al numero di specie ($\rho =-0.544$), alla densità di altre specie ($\rho =-0.441$) ed alla copertura percentuale di arbusti ($\rho= -0.319$).

Il calcolo cumulato della varianza spiegata dai primi due assi è il 37,1%.

Il terzo ed ultimo asse spiega il 12,1% della varianza totale, è altamente e negativamente correlato con densità di *Juniperus communis* L. ($\rho =-0.804$), altezza media delle piante ($\rho =-0.380$), e positivamente con perimetro ($\rho =0.195$) ed area ($\rho =0.185$).

Il ginepro risulta significativamente correlato alla media dei diametri ed altezze (Spearman, $p\text{-value}<0.01$), alla densità di specie arbustive (Spearman, $p\text{-value}<0.01$) ed alla copertura degli arbusti.

Osservando il grafico (figura 16.a) si nota come la densità di pino silvestre e di ginepro si comportino inversamente.

Il calcolo cumulato della varianza spiegata dai tre assi è il 49,2%.

Assi	PC1	PC2	PC3
% Varianza spiegata	23.5	13.6	12.1
Livello Specie			
Densità	-0.920	0.179	-0.248
N_SP	-0.663	-0.544	0.005
J.C.	-0.159	-0.325	-0.804
L.D.	-0.136	-0.251	0.295
P.A.	-0.255	-0.323	0.271
P.S.	0.515	0.661	-0.275
Hm	0.506	-0.336	-0.380
Dm	0.211	-0.022	-0.193
SORBI	-0.421	0.123	0.272
ALTRE	-0.462	-0.441	0.082
Livello Ambiente			
P	-0.067	-0.035	0.195
AREA	-0.018	-0.045	0.185
SH_Index	0.065	-0.082	-0.148
NE_Index	-0.112	-0.091	-0.087
SW_Index	0.112	0.091	0.087
Dist_C	0.030	-0.009	0.094
Dist_M	-0.048	-0.061	0.038
N_CEP	-0.014	-0.015	0.121
Dist_S	0.014	-0.013	0.107
N_PM	-0.037	-0.012	-0.060
Adulte	-0.004	-0.045	-0.072
ARBU	0.098	-0.319	-0.132
NECRO	0.018	-0.050	0.016
MASSI	-0.046	0.078	0.014
ROCCIA	-0.159	0.434	-0.044
GHIAIA	-0.204	0.459	-0.085
GRAM	0.064	-0.118	0.132
ERB	0.057	-0.152	-0.003
LET	-0.063	0.196	0.064
SOIL	0.010	0.097	0.018

Tabella 3: Coefficienti di correlazione r di Pearson della matrice di parametri della rinnovazione e della matrice di parametri ambientali nei tre assi (Densità= densità totale, N_SP= numero di specie, J.C.= densità *Juniperus communis* L., L.D.= densità *Larix decidua* Mill., P.A.= densità *Picea abies* (L.) Karst., P.S.= densità *Pinus sylvestris* L., Hm= media altezze, Dm= media diametri, SORBI= densità media di: *Sorbus aria* L., *S. aucuparia* L. e *S. chamaemespilus* L., ALTRE= densità media di *Amelanchier ovalis* Medik, *Berberis vulgaris* L., *Cotoneaster tomentosus* Linn., *Daphne mezereum* L. e *Rhododendron hirsutum* L., P= perimetro, AREA= Area, SH_Index= Shape index, NE_Index= NorthEast-ness Index, SW_Index= SouthWest-ness Index, Dist_C= distanza dal centro dell'area, Dist_M= distanza dal margine dell'area, N_CEP= numero di ceppaie, Dist_S= distanza dal margine Sud, N_PM= numero piante morte, Adulte= piante adulte, ARBU= copertura percentuale di arbusti, NECRO= copertura percentuale di necromassa, MASSI= copertura percentuale di materiale roccioso >50cm, ROCCIA= copertura percentuale di materiale roccioso tra 50cm e 1cm, GHIAIA= copertura percentuale di materiale roccioso <1cm, GRAM= copertura percentuale di graminoidi, ERB= copertura percentuale di specie erbacee non graminoidi, LET= copertura percentuale di lettiera, SOIL= copertura percentuale di suolo).

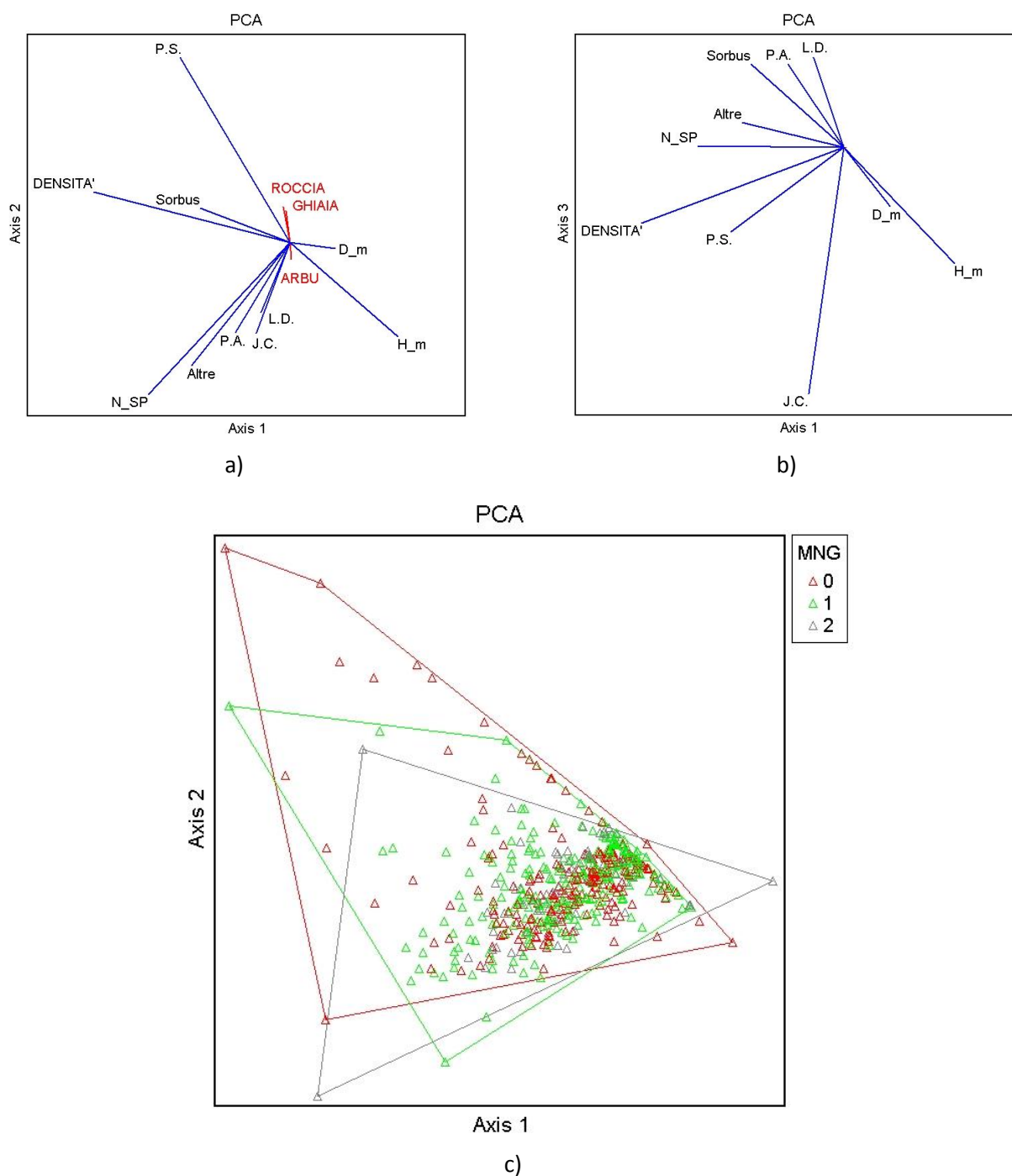


Figura: 16.a) e 16.b): PCA Analisi delle componenti principali (PCA) della struttura di rinnovazione a livello di popolamento in relazione ai parametri ambientali. I vettori in blu rappresentano le variabili che descrivono la struttura a livello di popolamento (Altre=densità media di *Amelanchier ovalis* Medik, *Berberis vulgaris* L., *Cotoneaster tomentosus* Linn., *Daphne mezereum* L. e *Rhododendron hirsutum* L., Sorbus= densità media di: *Sorbus aria* L., *S. aucuparia* L. e *S. chamaemespilus* L., J.C.= densità *Juniperus communis* L., L.D.=densità *Larix decidua* Mill., P.A.= densità *Picea abies* (L.) Karst., P.S= densità *Pinus sylvestris* L.. Densità= numero totale di piante /Ha, N_SP= numero di specie; D_m= diametro medio, H_m= altezza media). I vettori in rosso rappresentano i parametri ambientali utilizzati: ARBU= copertura percentuale di Arbusti, ROCCIA= copertura percentuale di roccia, e GHIAIA= copertura percentuale di ghiaia.

Figura 16.c): PCA Dettaglio della disposizione delle plot caratterizzate da diversi trattamenti. 0= Controllo (rosso), 1= SL (verde), 2= TR (grigio).

I plot appartenenti alle diverse aree caratterizzate dai tre differenti trattamenti (SL, TR e C), si sovrappongono, non differenziandosi nello spazio.

A conferma di ciò, nessuna differenza significativa è stata individuata a livello di plot dal test non parametrico MRPP, nei valori della statistica T con $p=0.05$, soglia di significatività scelta) (Tabella 6). Allo stesso modo, il confronto fra i trattamenti delle variabili della rinnovazione considerate, aggregate a livello di area (Tabella 5), non ha evidenziato differenze apprezzabili ne significative (MRPP, $T=-0.241$, $p=0.339$).

Fattore 1	Fattore 2	C+SL	SL	C
ALTRE	N_SP	0.49289**	0.48413**	0.49235**
ALTRE	Densità	0.49008**	0.52212**	0.435**
Dm	J.C.	0.55449**	0.49046**	0.59037**
GHIAIA	ALTRE			-0.33352**
Hm	J.C.	0.47746**	0.42605**	0.49225**
Hm	Dm	0.88114**	0.8751**	0.87517**
J.C.	Densità	0.3037**	0.33066**	
J.C.	N_SP	0.36255**	0.35924**	0.40836**
P.A.	N_SP	0.41264**	0.39474**	0.34707**
P.S.	ROCCIA	0.34223**		0.57915**
P.S.	GHIAIA	0.38376**		0.63585**
P.S.	Densità	0.39154**	0.306**	0.49149**
P.S.	N_SP	0.30649**	0.33031**	
SORBI	N_SP	0.38604**	0.41**	0.40704**
SORBI	Densità	0.37712*	0.47879**	0.30681**

Tabella 4: Correlazioni (Spearman) significative nei diversi trattamenti (C= plots Controllo, SL= plots Salvage logging, C+SL= totale plots). Densità= densità totale, N_SP= numero di specie, J.C.= densità *Juniperus communis* L., P.A.= densità *Picea abies* (L.) Karst., P.S.= densità *Pinus sylvestris* L., Hm= media altezze, Dm= media diametri, Sorbi= densità media di: *Sorbus aria* L., *S. aucuparia* L. e *S. chamaemespilus* L., ALTRE= densità media di *Amelanchier ovalis* Medik., *Berberis vulgaris* L., *Cotoneaster tomentosus* Linn., *Daphne mezereum* L. e *Rhododendron hirsutum* L., ROCCIA= copertura percentuale di materiale roccioso tra 50cm e 1cm, GHIAIA= copertura percentuale di materiale roccioso<1cm. Significatività: ** se $p<0.01$, * se $p<0.05$

MRPP Aree	SL	C
N° Aree	20	22
Distanza media nel gruppo	0.481	0.514

Tabella 5: Risultati del test statistico MRPP, differenze complessive tra gruppi con T= -0.241, A= 0.003 e p-value=0.339. C= Controllo, SL= Salvage logging.

MRPP Plots	SL	C	TR
N° Plots	253	212	75
Distanza media nel gruppo	0.509	0.496	0.474
T. Attivo (SL)		T= -1.248 A= 0.001 p=0.110	T= -0.471 A= 0.001 p=0.259
T. Passivo (C)			T= -1.474 A= 0.002 p=0.085
Generale	T= -1.489	A= 0.002	p=0.083

Tabella 6: Risultati del test statistico MRPP differenze complessive tra gruppi trattamento Attivo, trattamento Passivo e trattamento Misto. Confronto globale e tra gruppi. C= Controllo, SL= Salvage logging, TR= Taglio e rilascio.

DISCUSSIONI

A breve termine dagli interventi di ricostituzione attiva e passiva si nota una buona densità di rinnovazione. La densità di pino silvestre risulta di 2349 piante/ha nelle aree trattate a Salvage logging, di 2162 piante/ha nelle aree trattate a Taglio e Rilascio, e di 4654 piante/ha nelle aree di Controllo. Decisamente più contenuti invece i valori di densità delle altre specie di interesse forestale, l'abete rosso è presente con un massimo di 935 piante/ha nel TR ed il larice è rappresentato da appena 51 piante/ha nel SL.

Nonostante gli ampi spazi liberati dalla copertura arborea come conseguenza dell'esbosco, la densità di rinnovazione sia gamica che agamica, sia arborea che arbustiva, risulta molto simile nei tre trattamenti.

La natura eliofila del pino silvestre caratterizza una buona disponibilità di radiazione solare nel sottobosco anche in popolamenti maturi. La copertura fogliare intercetta solo in parte la radiazione luminosa in quanto le chiome non risultano particolarmente dense. Se aggiungiamo il fatto che nelle aree di Controllo i soggetti morti sono ormai sprovvisti di chioma, la copertura esercitata non si discosta molto dagli altri trattamenti.

Anche se non soggette agli attacchi degli insetti le latifoglie presenti sono state interessate dall'intervento: la riceppatura ha consentito un ricaccio più vigoroso della vegetazione che, inoltre, si viene a trovare in un ambiente con maggiore energia luminosa a disposizione e ridotta competizione (Schiavo C., 2012).

Anche se favorito da questo intervento il ginepro ha densità maggiori anche se non statisticamente significative nelle aree di Controllo (4103 piante/ha) rispetto alle aree a Taglio e rilascio (3872 piante/ha) e Salvage logging (3516 piante/ha).

Nel nostro caso studio infatti particolarmente densa è risultata la rinnovazione di pino silvestre nelle zone interessate da movimenti del terreno sia naturali che di natura antropica provocati dai macchinari durante l'esbosco.

Le pinete di pino silvestre nel Veneto sono presenti su suoli soggetti a frequenti movimenti franosi, anche di piccola entità. Questi eventi garantiscono un buon funzionamento del sistema dal momento che solo quando e dove si verificano è possibile la rinnovazione naturale del pino silvestre (Del Favero R., 2000). La densità più elevata di rinnovazione di pino silvestre è stata riscontrata nelle aree in cui anche la copertura percentuale di ghiaia e roccia è risultata maggiore.

Le aree a trattamento attivo sono risultate a conformazione regolare e più grandi di quelle lasciate a libera evoluzione aventi invece forma irregolare. All'interno di queste ultime è stata riscontrata una minore variabilità specifica. Si può quindi dedurre che l'effetto margine favorisce un incremento della biodiversità: si rilevano presenze significative di *Picea abies* L. Karst., *Larix decidua* Mill., *Amelanchier ovalis* Medik, *Berberis vulgaris* L., *Cotoneaster* spp., *Daphne mezereum* L., *Rhododendron hirsutum* L. (Yahner R. H., 1988; Desrochers A. e Fortin M. J., 2000; Harper K. A. et al., 2005).

La presenza generale di necromassa a terra determina condizioni favorevoli per l'affermazione della rinnovazione sia gamica che agamica (Cooper-Ellis S. et al., 1999; Castro J. et al., 2011; Marzano R. et al., 2013), anche se in questo caso studio la densità specifica nelle aree TR è risultata inferiore sia alle aree a SL che ai Controlli.

Questi dati confermano come la ricostituzione passiva possa dare buoni risultati quando la funzionalità dell'ecosistema possiede elevata resilienza (Espelta J. et al., 2003; Lamb D. et al., 2003; Vallejo R. et al., 2006)

In generale *Pinus sylvestris* L. presenta densità importanti di rinnovazione, anche rispetto alle altre specie, soprattutto nelle zone in cui grazie al carattere pioniero riesce a insediarsi in ambienti in cui ha scarsa concorrenza.

Si osserva che *Juniperus communis* L. è associato a valori superiori dei parametri dimensionali rispetto a *Pinus sylvestris* L., si suppone infatti che il ginepro fosse già presente nel popolamento prima delle pullulazioni.

Juniperus communis L., e *Pinus sylvestris* L., come evidenziato dalle analisi effettuate, presentano dinamiche di colonizzazione opposte: la copertura del primo inibisce fino ad annullare la rinnovazione del secondo.

A sei anni dagli interventi fitosanitari non si riscontra una significativa differenza tra le aree sottoposte a diversi trattamenti.

Questo studio conferma che in molti casi, ed in assenza di particolari vincoli o esigenze, il migliore approccio sia non fare nulla (Foster D. R. e Orwig D. A., 2006).

Ciò nonostante, tagli fitosanitari finalizzati alla rimozione e distruzione del materiale infestato possono trovare giustificazione nel caso di rischi di gravi pullulazioni o in formazioni di particolare valore economico, ecologico o paesaggistico, come avvenuto nei boschi di conifere del Cadore. Ulteriori studi sono tuttora in corso per chiarire le strette relazioni fra pianta ospite, condizioni

stazionali, insetto fitofago e organismi ad esso associati in un contesto di protezione delle pinete alpine (Faccoli et al., 2010).

Inoltre sarebbe interessante ripetere l'analisi con una nuova raccolta di dati per monitorare la diversità a medio-lungo termine.

Utile risulterebbe inoltre approfondire questo studio includendo un maggior numero di aree a TR, per ottenere così una più ampia disponibilità di dati caratterizzanti questo trattamento.

BIBLIOGRAFIA

AA.VV. 2008. Il deperimento del pino silvestre nelle Alpi occidentali: natura e indirizzi di gestione. Regione Piemonte, Regione Autonoma Valle d'Aosta. Compagnia delle Foreste, 128 pp.

Aeschimann D., Lauber K., Moser D. M. e Theurillat J. P., 2004. Flora Alpina. Zanichelli Editore.

Aussenac G. e Vallette J. C., 1982. Comportement hydrique estival de *Cedrus atlantica* Manetti, *Quercus ilex* L., *Quercus pubescens* Willd et de divers pins dans le Mont Ventoux. Ann. For. Sci., 39, 41-62.

Battisti A. e Faccoli M., 2009. Effetti dei cambiamenti climatici sulle popolazioni di insetti forestali. Atti Accademia Nazionale Italiana di Entomologia. 79-82.

Beers R. W., Dress P. E. e Wensel L. C., 1966. Aspect transformation in site productivity research. Forestry Journal. 64, 691-692.

Beghin R., Lingua E., Garbarino M., Lonati M., Bovio G., Motta R. e Marzano R., 2010. *Pinus sylvestris* forest regeneration under different post-fire restoration practices in the northwestern Italian Alps. Ecological Engineering 36, 1365-1372.

Belli D., 2006. Piano di Riassetto dei Beni Silvo-Pastorali delle Regole di San Vito di Cadore (Provincia di Belluno).

Bernetti G., 1995. Selvicoltura speciale. UTET.

Berretti R., Caffo L., Camerano P., De Ferrari s., Domaine A., Dotta A., Gottero F., Haudemand J. C., Letey C., Meloni F., Motta R. e Terzuolo P. G., 2006. Selvicoltura nelle foreste di protezione. Esperienze ed indirizzi gestionali in piemonte e Valle d'Aosta. Compagnia delle foreste.

Beschta R. L., Rhodes J. J., Kauffman J. B., Griesswell R. E., Minshall G. W., Karr J. R., Perry D. A., Hauer E. R. e Frissell C. A., 2004. Postfire management on forested public lands of the western. United States. Conservation Biology. 18, 957-967.

Bialobok S., 1970. Scot Pine: *Pinus sylvestris* L.. U. S. Department of Agriculture and the National Science Fundation, Washington D. C., 316 pp.

Borghetti M., Edwards W. R. N., Grace J., Jarvin P. G. e Raschi A., 1991. The refilling of embolized xylem in *Pinus sylvestris* L.. Plant Cell and Environment, 357-369.

Cappelli M., 2000. Selvicoltura generale. Edagricole.

Castro J., Allen C. D., Molina-Morales M., Maranon-Jimenez S., Sanchez-Miranda A. e Zamora R., 2011. Salvage logging versus the use of burnt wood as a nurse object to promote post-fire tree seedling establishment. *Restoration Ecology* 7, 537-544.

Cedervind J., Pettersson M. e Långström B., 2003. Attack dynamics of the pine shoot beetle, *Tomicus piniperda* (Col.; Scolytidae) in Scots pine stands defoliated by *Bupalus piniaria* (Lep., Geometridae). *Agricultural and Forest Entomology*. 5, 253-261.

Colombari F., Faccoli M., Battisti A., 2008. Outbreak dynamics and natural enemies of the pine bark beetle *Ips acuminatus*. In: Proceedings of the "XXIII International Congress of Entomology", 6-12 July 2008, Durban, South Africa.

Colombari F., Faccoli M., Battisti A., 2009a. Parasitoids associated with *Ips acuminatus* (Gyllenhal) in the South-Eastern Alps. In: Proceedings of the meeting IUFRO "Forest insects and environmental change", 27 Sep - 2 Oct 2009, Jackson Hole, WY, USA.

Colombari F., Faccoli M., Battisti A., 2009b. Outbreak dynamics and natural enemies of the pine bark beetle *Ips acuminatus*. In: Proceedings of the meeting IUFRO "Tree Resistance to Insects", 30 Aug - 2 Sep 2009, San Vito di Cadore, Cortina d'Ampezzo, Italy.

Colombari F., Faccoli M., D'Ambros E., Finozzi V., Villari C., Battisti A., 2009c. Outbreaks of *Ips acuminatus* in the Eastern Dolomites. In: Proceedings of the meeting IUFRO "Tree Resistance to Insects", 30 Aug - 2 Sep 2009, San Vito di Cadore, Cortina d'Ampezzo, Italy.

Colombari F., Faccoli M., Battisti A., 2009d. Nemici naturali di *Ips acuminatus* sulle alpi orientali: diversità e incidenza. In: Atti del "XXII Congresso Nazionale Italiano di Entomologia", 15-18 giugno 2009, Ancona, Italia.

Colombari F., Battisti A., Schroeder L. M. e Faccoli M., 2011. Life-history traits promoting outbreaks of the pine bark beetle *Ips acuminatus* (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae) in the south-eastern Alps. *Euro J Forest Res.* DOI 10.1007/s10342-011-0528-y.

Colpi C. e De Mas G., 1992. Appunti di dendroauxonomia raccolti dalle lezioni del Prof. Bernardo Hellrigl. Edizioni Libreria Progetto.

Cooper-Ellis S., Foster D. R., Carlton G. e Lezberg A., 1999. Response of a forest ecosystem to catastrophic wind: evaluating vegetation recovery on an experimental hurricane. *Ecology*. 80, 2683-2696.

Dal Pont C., 2008. Infestazioni di *Ips acuminatus* (Gyllenhal) (Coleoptera scolytinae) in pinete di pinete del Cadore. Analisi dei danni in un biennio di osservazioni. Tesi di laurea relatore Faccoli M., Dipartimento Agronomia Ambientale e Produzioni Vegetali, Università degli studi di Padova, Legnaro.

De Bano L. F., Rice E. R. M. e Conrad C. E., 1979. Soil heating in chaparral fires: effects on soil properties, plant nutrients, erosion and runoff. Pacific southwest Forest and Range Exp. Stn., Forest Serv, U.S. Dep. Agriculture, Berkeley, Calif. Res Paper PSW-145, 21 pp.

De Bano L. F., 2000. The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review. *J. Hydrol.* 231-232, 195-206.

Del Favero R., 2000. Biodiversità e indicatori forestali dei Tipi forestali del Veneto. Regione del Veneto. Direzione regionale delle foreste e dell'Economia montana in collaborazione con l'Accademia Italiana di Scienze Forestali.

Del Favero R., 2004. I boschi delle regioni alpine italiane: tipologia, funzionamento, selvicoltura. Cleup.

Del Favero R., 2006. Carta Regionale dei Tipi forestali: documento base. Regione del Veneto Direzione regionale delle foreste e dell'Economia montana in collaborazione con l'Accademia Italiana di Scienze Forestali.

Del Favero R. e Lasen C., 1993. La vegetazione forestale del veneto. Libreria Progetto Editore.

De Mas G., 1989. Succession and nature regeneration problems within scots-pine forests subject to fires. I.U.F.R.O. Congress. 18-24.09, 11-16.

Desrochers A. e Fortin M. J., 2000. Understanding avian responses to forest boundaries: a case study with chickadee winter flocks. *Oikos.* 91, 376-384.

Dobbertin M., Wermelinger B., Bigler C., Bürgi M., Carron M., Forster B., Gimmi U., Rigling A. e Oksanen E., 2007. Linking increasing drought stress to Scots pine mortality and bark beetle infestations. *The Scientific World Journal* 7: 231-239.

Donato, D. C., Fontaine, J. B., Campbell, J. L., Robinson, W. D., Kauffman, J. B. e Law B. E., 2006. Post-wildfire logging hinders regeneration and increases fire risk. *Science.* 311. 352-1352.

Dotta A. E Motta R., 2001. Boschi e conifere montani: indirizzi selvicolturali. Regione Piemonte, Assessorato Economia Montana e Foreste.

Ellenberg H., 1988. *Vegetation Ecology of Central Europe*. Cambridge University.

Elson L. T., Simon N. P. P. e D. Kneeshaw, 2006. Regeneration differences between fire and clearcut logging in southeastern Labrador: a multiple spatial scale analysis. *Canadian Journal of Forest Research.* 37, 473-80.

Elson L. T. e Simon N. P. P. 2007. Plant abundances following clearcutting and stripcutting in central Labrador. *Northern Journal of Applied Forestry.* 24 (2), : 110-116 (7).

Espelta J. M., Retana J. e Harbrouk A., 2003. Resprouting patterns after fire and response to stool cleaning of two coexisting Mediterranean oaks with contrasting leaf habits on two different sites. *Forest Ecology and Management.* 179,401-414.

Faccoli M., Pisedda A., Salvato P., Simonato M., Masutti L., Battisti A., 2005. Phylogeography of the pine shoot beetles *Tomicus destruens* and *T. piniperda* (Coleoptera Scolytidae) in Italy. *Annals of Forest Sciences.* 62, 361-368.

Faccoli M., Colombari F., Finozzi V., Dal Pont C., Battisti A., 2007. Natural enemy occurrence and *Ips acuminatus* outbreaks in Southern Alps. In: Proceeding of the meeting IUFRO "Natural enemies and other multi-scale influences on forest insects", 9-14 September 2007, Vienna, Austria.

Faccoli M. e Stergulc F., 2008. Damage reduction and performance of mass trapping devices for forest protection against the spruce bark beetle, *Ips typographus* (Coleoptera Curculionidae Scolytinae). *Annals of Forest Sciences*. 65, 309-317.

Faccoli M., Colombari F., Dal Pont C., Finozzi V., D'Ambros E. e Battisti A., 2010. Gravi infestazioni di bostrico acuminato in formazioni alpine di pino silvestre. Dipartimento Agronomia Ambientale e Produzioni Vegetali, Università degli studi di Padova.

Forster B. e Zuber R., 2001. *Ips acuminatus*: experiences from an outbreak from southern Switzerland. *Journal of Forest Science*. 47, 80.

Foster D. R. e Orwig D. A., 2006. Preemptive and salvage harvesting of New England forests: when doing nothing is a viable alternative. *Conservation Biology*. 20, 959–970.

Francke-Grosman H., 1952. Über die ambrosiazucht der kiefernborckenkäfer myelophilus minor Htg. und *Ips acuminatus* Gyll. *Meddelanden Statens Skogsforskning-institut Stockholm*. 41, 1-52.

Frisullo S., Tranfaglia A., Romano V. A., Lops F. e Riviello L., 2003. Funghi cromogeni e insetti nel deperimento del pino loricato nel parco nazionale del Pollino. *Informatore Fitopatologico*. 4, 50-52.

Garbarino M., Lingua E., Nagel T. A., Godone D. e Motta R., 2009. Patterns of larch establishment following deglaciation of Ventina Glacier, central Italian Alps. *Forest Ecology and Management*. 259, 583-590.

Garretto M., 2002. *Statistica. Lezioni ed esercizi. Quaderni didattici del Dipartimento di Matematica, Università di Torino*.

Gellini R. e Grassoni P., 1996. *Botanica forestale. CEDAM, Padova*.

Gonzalez-Martinez S. C. e Bravo E., 1999. Regeneration natural, establecimiento y primer desarrollo del pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.). *Departamento de Produccion Vegetal y Silvopascicultura. Universidad de Valladolid*.

Gonthier P., Marafante I., Nicolotti G., Haudemand J.C., Pasquettaz E., Zorzetto G., 2002. Difesa in foresta con urea contro *Heterobasidium annosum*. Dipartimento di Valorizzazione e Protezione delle Risorse Agroforestali, Università degli Studi di Torino. *Direzione Foreste*.

Hansen A. J., Neilson R. P., Dale V., Flather C., Iverson L., Currie D. J., Shafer S., Cook R. e

Bartlein P. 2001. Global Change in Forests: Interactions among Biodiversity, Climate, and Land Use. *BioScience*. 51(9):765-779.

Hammer O., Harper D. A. T. e Ryan P. D., 2001. PAST: Paleontological Statistic software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica* 4(1):9.

Harper K. A., MacDonald S. E., Burton P. J., Chen J., Brosofske K. D., Saunders S. C., Euskirchen E. S., Roberts D., Jaiteh M. S., Esseen P. A., 2005. Edge influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes. *Conservation Biology*. 19, 768-782.

Henig-Sever N, Eshel A., Ne Eman G., 2000. Regulation of the germination of Aleppo pine (*Pinus halepensis*) by nitrate, ammonium, and gibberellins, and its role in post-fire forest regeneration. *Physiology Plant*. 108, 390-397.

Herard F. e Mercadier G., 1996. Natural enemies of *Tomicus piniperda* and *Ips acuminatus* (Col., Scolytidae) on *Pinus sylvestris* near Orleans, France: temporal occurrence and relative abundance, and notes on eight predatory species. *Entomophaga*. 41, 183-210.

Hernandez Alonso R. e Martin Bernal E., 1990. Informaciones Técnicas. Barrenador del pino silvestre. *Ips acuminatus* G. Diputación de Aragón. Departamento de agricultura y Medio Ambiente. Gobierno de Aragón.

Hickling R., Rou D. B., Hill J. K., Fox R. e Thomas C. D., 2006. The distribution of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology*. Vol 12, 3, 450-455.

Huettl R. F., e Gerwin W., 2007. Forest rehabilitation after disturbante. *Ecological Engeneering*. 31, 145-146.

Hunter M. D., 2001. Effects of elevated atmospheric carbon dioxide on insect-plant interactions. *Agriculture Forest Entomology*. 3, 153-159.

Jonasova M., Vavrova E., Cudlin P., 2010. Western Carpathian mountain spruce forest after a windthrow: Natural regeneration in cleared and uncleared area. *Forest Ecology and Management*. 259, 1127-1134.

La Marca O.,1999. Elementi di dendrometria. Pàtron Editore.

Lamb D., Gilmour D., 2003. Rehabilitation and restoration of degrades forests. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and WWF, Gland Switzerland.

Lang K.D., Schulte L.A., Guntenspergen G.R., 2009: Windthrow and salvage logging in an Old-growth hemlock-northern hardwoods forest. *Forest Ecology and Management* 259: 56-64.

Legrand P., 1996. Les Attaques de scolyte acuminé sur Pin sylvestre en Auvergne de 1988 à 1994. *Revue des Sciences Naturelles d’Auvergne*. 60, 45-57.

Lindenmayer, D.B., Burton, P.J.; Franklin, J.F. 2008. *Salvage logging and its ecological consequences*. Washington, DC. Island Press. 227 pp.

Lindenmayer D. B., Foster D., Franklin J. F., Hunter M., Noss R., Schiemegelow F. e Perry D., 2004. Salvage harvesting policies after natural disturbance. *Science*, 303: 1303.

Lindenmayer, D.B., Noss, R.F., 2006. Salvage logging, ecosystem processes, and biodiversity conservation. *Conservation Biology*. 20, 949–958.

Lindenmayer D. B. e Ough K., 2006. Salvage logging in the montane ash eucalypt forests of the Central Highlands of Victoria and its potential impacts on biodiversity. *Conservation Biology*, 20 (4), 1005-1015.

Lingua E., Zeffiro C., Garbarino M. e Marzano R., 2011. Analisi delle relazioni tra struttura forestale e del paesaggio per la conservazione della pseudomacchia del PR dei Colli Euganei (PD). Atti 15° Conferenza Nazionale ASITA – Reggia di Colorno 15-18 Novembre 2011.

Lieutier F., Garcia J., Yart A., Vouland G., Pettinetti M., Morelet M., 1991. Ophiostomatales (Ascomycètes) associées à *Ips acuminatus* Gyl (Coleoptera: Scolytidae) sur le pin sylvestre (*Pinus sylvestris* L.) dans le Sud-Est de la France et comparaison avec *Ips sexdentatus*. *Agronomie*. 11, 807-817.

Lozzia G. C. e Rigamonti I. E., 2002. Note su *Ips acuminatus* Gyll. dannoso al pino silvestre in Valtellina (Italia Settentrionale). *Monti e Boschi*. 6, 20-22.

Lyr H., H. e Fieldler H. J., 1967. *Geholzphysiologie*. Fischer.

Mann, H. B., e Whitney, D. R., 1947. On a test of whether one of two random variable is stochastically larger than the other. *Annals of Mathematical Statistics*. 18, 50-60

Marzano R, Garbarino M, Beghin R, Lonati M, Bovio G, Motta R, Lingua E, 2010. Are current post-fire management practices delaying natural regeneration in *Pinus sylvestris* mountain forests of the Aosta Valley (NW Italy). *Proceedings of the VI International Conference on Forest Fire Research*, Coimbra 15-18 November 2010.

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

Masutti L. e Battisti A., 2007. La gestione forestale e la conservazione degli habitat nella Rete Natura 2000. Regione del Veneto, Accademia Italiana di Scienze Forestali (Venezia).

Masutti L. e Zangheri S., 2003. *Entomologia generale e applicata*. Cedam

McCune B. e Grace JB., 2002. Analysis of ecological communities. MjM Software Design, Gleneden Beach, USA

McCune B. e Mefford M. J., 2011. PC-ORD 6.0. Multivariate Analysis of Ecological Data. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.

Mclver, J.D. e Starr, L. (Tech. Eds.), 2000. Environmental effects of post-fire logging: literature review and annotated bibliography. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-486. Portland, OR, US, Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 72 pp.

Médail F., 2001. Biogéographieécologie et valeur patrimoniale des forêts de pin sylvestre (*Pinus sylvestris* L.) en région méditerranéenne. Forêt Méditerranéenne 22: pp. 5-22

Monteleone E.,2008. L'Analisi delle Componenti Principali. Università degli Studi di Firenze

Moriondo F., Capretti P., Ragazzi A., 2006. Malattie delle piante in bosco, in vivaio e delle alberature. Patron editore

Motta, R., Brang, P., Carcaillet, C., 2009. Introductory remarks Natural hazards and disturbances in mountain forests. Ecoscience 16, IV–V.

Nierhaus-Wunderwald D. e Forster B., 2000. Coleotteri corticicoli sui pini. Notizie per la pratica 31: 1-12.

Noss, R.F., Lindenmayer, D.B., 2006. The ecological effects of salvage logging after natural disturbance – introduction. Conserv. Biol. 20, 946–948

Ozenda P., 1985. La vegetation de la chaine alpine. Paris, Masson.

Paci M., 2004. Ecologia forestale: elementi di conoscenza dei sistemi forestali. Edagricole

Parr C. L. e Andersen A. L., 2006. Patch Mosaic Burning for Biodiversity Conservation: a Critique of the Pyrodiversity Paradigm. Bushfire Cooperative Research Centre, CSIRO Tropical Ecosystem Research Centre. Australia.

Parker K. C., 1988. Environmental relationships and vegetation associates of columnar cacti in the northern Sonoran Desert. Vegetatio. 78 (3), 125-140.

Peterson, D.L., Agee, J.K., Aplet, G.H., Dykstra, D.P., Graham, R.T., Lehmkuhl, J.F., Pilliod, D.S., Potts, D.F., Powers, R.F., Stuart, J.D., 2009. Effects of timber harvest following wildfire in western North America. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-776. Portland, OR, US, Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 51pp.

Pignatti S., 1998. I boschi d'Italia. UTET, Torino.

Polunin O., 1977. Guida agli alberi e arbusti d'Europa. Zanichelli.

Redfern D. B. e Boswell R. C., 2004. Assessment of crown condition in forest trees. Comparison of methods, sources of variation and observer bias. *Forest Ecology and Management*. 188, 149-160.

Romanyk N., 1977. Contribucion al estudio de *Ips acuminatus* Gyll. en Espana. Metodos de prevencion y combate. *Boletin de la Estacion Central de Ecologia*. 6, 49-61.

Root, T.L., J.T. Price, K.R. Hall, S.H. Schneider, C. Rosenzweig, and J.A. Pounds, 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*. 421, 57-60.

Salvadori C. e Ambrosi P., 1997. Monitoraggio sullo stato fitosanitario delle foreste trentine - 1997. U.O. Foreste, Istituto di San Michele all'Adige, Trento, 19 pp.

Scardi M., 2009. Tecniche di analisi dei dati in Ecologia. Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Roma "Tor Vergata".

Schiavo C., 2012. Rinnovazione post-incendio in un popolamento di pino nero in Val Cellina (Barcis, PN): ricostituzione attiva e passiva a confronto. Tesi di laurea relatore Lingua E., Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-Forestali, Facoltà di Agraria, Università degli studi di Padova, Legnaro.

Schiechl H. M., 1973. Bioingegneria forestale. Traduzione italiana di Dibona L., Tipografia Castaldi, Feltre, 263 pp.

Schulte, L.A., Guntenspergen, G.R., 2009. Windthrow and salvage logging in an old-growth hemlock-northern hardwoods forest. *Forest Ecology Management*. 259, 56-64.

Speight M. R., Hunter M. D. e Watt A. D., 2008. *Ecology of insects: concepts and applications*. Blackwell Science, Oxford, UK.

Sousa W. P., 1984. The Role of Disturbance in Nature. *Annual Review of Ecological and Systematics*. 15, 353-391.

Tranfaglia A., Romano V. A. e Riviello L., 2004. Entomofauna del pino loricato (*Pinus leucodermis* Antoine). In: Atti del "XIX Congresso Nazionale Italiano di Entomologia", 10-15 Giugno 2002, Catania, 943-948 pp.

Tranquillini W., 1979. *Physiological Ecology of Alpine Timberland*. Springer-Verlag. Berlin.

Vacchiano G., Dobbertin M., Egli S., Giordano L., Gonthier P., Mazzoglio J.P., Motta R., Nola P., Nicolotti G., Patetta A., Polomski J., Rigling A., Rigling D., 2008. Il deperimento del pino silvestre nelle Alpi occidentali. *Natura ed indirizzi di gestione*. Compagnia delle foreste.

Vallejo R., Aronson J., Pausas J., Cortina J., 2006. Restoration of Mediterranean woodlands, Restoration ecology: the new frontier. Blackwell Science, Oxford, UK., 193-207.

Vallet E., 1981. Etude du dépérissement du pin sylvestre en région Centre et des principaux ravageurs Scolytides associés: *Tomicus piniperda*, *Ips sexdentatus* et *Ips acuminatus* (Col. Scolytidae). Thèse de doctorat, Université d'Orléans la Source, Orléans, France, 143 pp.

Walther G. R., Post E., Convey P., Menzel A., Parmesan C., Beebee T. J. C., Fromentin J. C., Hoegh-Guldberg O. e Bairlein F., 2002. Ecological Response to recent climate change. Nature. 416, 389-395.

Weber P., 2005: Inter- and intra-specific competition in mixed *Pinus sylvestris* and *Quercus pubescens* stands-modeling stand dynamic based on tree-ring analysis. Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, Dissertation, ETHZ No. 16235.

Wermelinger B., Rigling A., Schneider Mathis D. e Dobbertin M., 2008. Assessing the role of bark and wood-boring insects in the decline of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in the Swiss Rhone valley. Ecol Entomology. 33, 239-249.

Yahner, R. H., 1988. Changes on Wildlife Communities Near Edges. Conservation Biology. 2, 333-339.

Zar J. H., 1972. Significance testing of the Spearman rank correlation coefficient. Journal of American Statistical Association. Vol. 67, 339, 578-580.

SITOGRAFIA

<http://www.regione.veneto.it>

<http://www.arpa.veneto.it/>

<http://www.sisef.it/forest@/show.php?id=644>

http://www.unipd.it/esterni/wwwfitfo/ips_acuminatus.htm

http://www.entom.unibo.it/insetti%20alberi/Pino/l_acuminatus.htm

http://www.aragon.es/estaticos/GobiernoAragon/Departamentos/AgriculturaGanaderiaMedioAmbiente/MedioAmbiente/Genericas/04_Publicaciones/09_Publicaciones/IT_112_Ips_acuminatus.PDF

<http://www.gardencenterejea.com/UserFiles/Image/BoletinesDGA/barrenador%20del%20pino%20silvestre.pdf>

<ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/011/k3837s/k3837s00.pdf>

http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal_web/web/temas_ambientales/montes/plagas/fichas_plagas_enfermedades/clave_perforadores_coniferas.pdf

<http://www.secforestales.org/buscador/pdf/4CFE05-447.pdf>

http://www.magrama.gob.es/es/organismo-autonomo-parques-nacionales-oapn/publicaciones/ecologia_21_02_tcm7-46035.pdf

<http://people.oregonstate.edu/~mccuneb/McCune2007JVS-HeatLoad.pdf>

<http://www.regione.piemonte.it/foreste/cms/eventi/149.html>

<http://www.rivistasherwood.it/ultimora/notizie-flash/496-il-deperimento-delle-pinete-nelle-alpi-occidentali.html>

<http://www.regione.piemonte.it/foreste/cms/component/content/article/105-deperimento-pino-silvestre.html>

<http://www.lasertech.com/TruPulse-Laser-RangeFinder.aspx#>

Un ringraziamento particolare a tutti coloro i quali mi hanno aiutata lungo questo percorso.

ALLEGATI