

*Effetti a breve termine dei diradamenti sulla vegetazione del sottobosco in pinete di pino nero (*Pinus nigra* J.F. Arnold) in Toscana*



Introduzione

Il Pino nero (*Pinus nigra* J.F. Arnold) è una specie pioniera che ben si adatta ad essere messa a dimora su suoli poveri, degradati e su crinali montani e proprio per questo è stata spesso impiegata in interventi di riforestazione in ambienti difficili. L'introduzione del Pino nero in Italia risale al 1880 nelle regioni del nord-est dove sono stati realizzati impianti di pino con provenienze austriache a seguito dell'entrata in vigore della prima legge forestale (L.n. 3917 del 1877) che introduceva l'opportunità di eseguire dei rimboschimenti per scopi economici e idrogeologici (CANTIANI E DI SALVATORE, 2019; BERNETTI, 1995). Successivamente, a inizio del secolo scorso, in Appennino è stato utilizzato in interventi di riforestazione a scopo protettivo su terreni degradati, impiegando sia le provenienze austriache che quelle calabresi a seconda delle condizioni stazionali (BERNETTI, 2015). L'Inventario Forestale (INFC, 2005) riporta per le pinete di pino nero un'estensione pari a 8.500 ettari concentrati principalmente lungo la dorsale appenninica. Le pinete si differenziano a seconda del contesto ambientale in cui si trovano; sulle Alpi orientali possiamo trovare associazioni tipiche con l'orniello, caratterizzate dalla presenza di arbusti e di specie arboree allo stato arbustivo (biancospino, carpino nero e orniello) e da uno strato erbaceo a dominanza di graminacee e povero di altre specie. In Calabria, in presenza di condizioni stazionali migliori rispetto a quelle descritte in precedenza, le pinete sono caratterizzate

per lo più dalla presenza di felce aquilina, mentre in altre stazioni la presenza di geranio striato è indicatrice di condizioni idonee alla successione della pineta verso popolamenti con presenza di faggio (BERNETTI, 1995).

Nei casi di rimboschimenti fuori areale le pinete presentano un sottobosco dominato da graminacee, fra le quali prevale il brachiopodio, con diffusione più o meno evidente di felce e rovo a seconda della fertilità della stazione (BIONDI E BALLELLI, 1973).

I rimboschimenti in Toscana sono stati classificati in base alle diverse classi di fertilità, con categorie da I a IV e con valori decrescenti a seconda del tipo di sottobosco (BERNETTI, 1969); sono caratterizzati dalla presenza di un sottobosco povero di specie a dominanza di graminacee e ricadono per la maggior parte nella IV classe di fertilità che rappresenta le condizioni peggiori, con rare eccezioni ricadenti nelle classi III e II, ma nessuna nella classe I. A partire dalle classi di fertilità sopra descritte è stata messa a punto un'ulteriore suddivisione di questi soprassuoli considerando anche la struttura verticale, l'altitudine e l'età del soprassuolo (BIANCHI *et al.*, 2005). Per la Toscana sono stati individuati tre tipi di pineta: monoplana, biplana e pluristratificata.

I rimboschimenti realizzati in passato sono caratterizzati da un'elevata densità d'impianto pensata per garantire in tempi brevi la copertura del suolo. Alla fase di impianto però non è seguita un'adeguata gestione attraverso interventi utili a ridurre l'iniziale elevata densità e a favorire la formazione di una struttura stabile del soprassuolo. Infat-

ti, nelle fasi successive, gli interventi selvicolturali, si sono spesso limitati ad azioni di prevenzione degli incendi o a semplici spalcatore e i diradamenti sono stati realizzati tardivamente, in soprassuoli con un'età maggiore di 30-35 anni (CANTIANI, 2005). Il motivo principale di questa gestione ritardata è sicuramente da imputare allo scarso valore ritraibile dagli assortimenti legnosi dei giovani popolamenti. La scarsa gestione e le difficili condizioni stazionali caratterizzate da suoli poveri e superficiali hanno condizionato anche la ricchezza specifica del sottobosco che, come riportato in precedenza, risulta molto scarsa.

Gli obiettivi della gestione forestale attualmente non riguardano solo la produzione ma si collocano in un contesto di multifunzionalità e sostenibilità per arrivare ad un sistema combinato per la conservazione della biodiversità, il funzionamento dell'ecosistema e la produzione di legno (GONZÁLEZ-ALDAY, 2009; DECOCQ *et al.*, 2004). Spesso per avviare e migliorare la diversità vegetale delle foreste si ricorre a interventi selvicolturali utili a modificare le condizioni stazionali di luce, temperatura e umidità al suolo che possono favorire l'ingresso di nuove specie, incrementando la diversità floristica e altre componenti visibili come i funghi o invisibili perché presenti nel sottosuolo come ad esempio la micro e meso fauna e tutta la parte microbica del suolo che riveste un ruolo importante a livello di funzionalità dell'ecosistema bosco (CANTIANI *et al.*, 2015; MATTIOLI *et al.*, 2008). A seguito dei diradamenti si può verificare l'ingresso di specie eliofile tipiche di ambienti non forestali (RIONDATO *et al.*, 2005; BARAGATTI *et al.*, 2004) la cui persistenza dipenderà dalla copertura delle chiome che con il tempo tendono a chiudere gli spazi creati con gli interventi selvicolturali. I diradamenti, quindi, possono aumentare la complessità strutturale del piano arboreo modificando localmente le condizioni ecologiche e favorendo la ricchezza specifica della stazione (MARCHI *et al.*, 2017; OSORIO *et al.*, 2009; OINANDIA, 2004). Diversi studi sostengono che maggiore è la diversificazione verticale di una foresta e maggiore è la ricchezza ecologica della stazione (BRO-

KAW E LENT, 1999) che risulta essere anche il risultato dell'uso del suolo del passato (HEDMAN *et al.*, 2000). Le caratteristiche del popolamento quali l'età e la struttura verticale sono fattori che possono influenzare la composizione specifica del sottobosco che rispecchia i cambiamenti ecologici che si sono verificati nel tempo come conseguenza di disturbi mutando la sua composizione (DALE *et al.*, 2002; DALE E BEYELER, 2001). Il disturbo antropico, per mezzo degli interventi selvicolturali, può quindi essere uno strumento utile ad accelerare i processi naturali che portano alla diversificazione strutturale di un popolamento forestale e di conseguenza ad un miglioramento della sua diversità specifica. La composizione specifica e il livello di biodiversità possono essere indicatori in grado di valutare l'impatto del disturbo naturale o di quello antropico relativo alla gestione forestale (ZUMETA E ELLEFSON, 2000; FERRIS-KAAN *et al.*, 1998). Per mantenere ed incrementare la diversità floristica del sottobosco è molto utile monitorarne l'evoluzione in modo da poter programmare gli interventi selvicolturali non solo considerando gli aspetti produttivi ma anche quelli ecologici legati alla biodiversità (CAREY, 2003).

Non è però facile generalizzare gli effetti della gestione sulla biodiversità delle foreste, si devono considerare più aspetti quali la tipologia di soprassuolo e di intervento selvicolturale realizzato soprattutto per quanto riguarda l'entità del prelievo legnoso (TÁRREGA *et al.*, 2006; GILLIAM, 2002). La letteratura in materia riguarda soprattutto la gestione di foreste nord-americane che non sono paragonabili al contesto europeo e ancora meno a quello dell'Europa mediterranea (DECOCQ, 2004; SCARASCIA MUGNOZZA *et al.*, 2000).

Il lavoro riporta l'esperienza del progetto SelPiBioLife (LIFE13 BIO/IT/000282 "Innovative silvicultural treatments to enhance soil Biodiversity in artificial black Pine stands") in due pinete di Pino nero (*Pinus nigra* J.F. Arnold) in Toscana nelle quali sono stati monitorati gli effetti di due tipologie di diradamento (tradizionale e selettivo) sulla biodiversità delle diverse componenti del suolo. Grazie al lavoro di un grup-

po multidisciplinare (BARBATO *et al.*, 2019) sono state monitorate alcune componenti (vegetazione, macromiceti, carabidi, microartropodi, nematodi, microfunghi e batteri) allo scopo di valutarne la composizione e la loro interazione con l'ambiente e con le diverse tipologie di diradamento realizzate. Nel presente contributo verranno descritti gli effetti dei diradamenti nel breve periodo sulla biodiversità del sottobosco erbaceo.

Materiali e metodi

Il lavoro è stato realizzato in due diverse aree in Toscana, una sul Monte Amiata (SI) e una in Pratomagno (AR).

Le pinete delle due aree appartengono al tipo "Pinete biplane" (BIANCHI *et al.*, 2005), presentano uno strato dominante a prevalenza di Pino nero, consociato all'impianto occasionalmente con altre specie quali abete bianco, douglasia, acero montano, orniello, frassino maggiore, faggio, castagno, carpino nero, cerro e roverella. Nel piano inferiore possiamo trovare le stesse specie che compongono il piano dominante con maggiore diffusione dell'orniello, dell'acero montano, del castagno e del faggio, presenti come polloni e raramente come piante da seme. Le due pinete oggetto dello studio appartengono alla classe di fertilità II di Bernetti (1969).

L'area in Amiata si trova sul versante senese nel comune di Castiglione d'Orcia all'interno del Complesso Forestale Madonna delle Querce gestito dall'Unione dei Comuni Amiata Val d'Orcia. La pineta è situata a circa 780 m s.l.m., la pendenza media è del 15% e la temperatura media annua è di 12,5°C. Le formazioni geologiche presenti nell'area sono di natura argillosa, i suoli sono moderatamente calcarei, profondi e con contenuto medio di sostanza organica nell'orizzonte superficiale (GARDIN E VINCI, 2006).

Originariamente il Monte Amiata era caratterizzato dalla presenza di pascoli e seminativi e da boschi cedui di quercia. Intorno agli anni '50, a seguito del progressivo abbandono delle attività agricole e della crisi

dell'attività mineraria sono state adottate misure per far fronte alla disoccupazione fra cui la principale è stata la riforestazione di quasi 4000 ettari di conifere che è terminata intorno agli anni '90. La pineta risale al 1970 ed è stata impiantata su terreni caratterizzati dalla presenza di seminativi, pascoli arborati e cedui a prevalenza di quercia. Il soprassuolo è costituito da Pino nero e in piccola percentuale da latifoglie che derivano dai pascoli arborati e dai cedui presenti in origine. Alcuni settori della pineta sono stati in passato sottoposti a interventi di diradamento moderato, nel 2015 l'età media del popolamento era di 44 anni e la densità rilevata di circa 950 piante a ettaro (CANTIANI, 2016).



Figura 1 - Area Amiata Val d'Orcia (SI).

L'area del Pratomagno è situata nel Comune di Loro Ciuffenna (AR) e fa parte del comprensorio forestale Pratomagno-Valdarno gestito dall'Unione dei Comuni del Pratomagno. La pineta è situata a circa 1100 m s.l.m., la pendenza media è del 40% e la temperatura media annua è di 10,5°C. La formazione presente è chiamata "Macigno" caratterizzata da alternanza di arenarie quarzoso-feldspatiche con strati sottili di silti e argilliti. I suoli sono moderatamente profondi con buoni contenuti di sostanza organica nell'orizzonte superficiale che però si riduce nelle zone a elevata pendenza soggette a fenomeni erosivi. Il suolo è caratterizzato dalla presenza di frammenti di roccia grossolani lungo tutto il profilo,

è privo di carbonati con reazione da estremamente a moderatamente acida a tessitura franco-sabbiosa (GARDIN, 2019).

In origine l'area ad alta quota era caratterizzata da praterie di crinale mentre nelle aree a minore altitudine erano presenti coltivi. Dopo la guerra sono iniziate opere di rimboschimento che sono proseguite fino agli anni '80, successivamente le attività agricole sono state abbandonate e il bosco ha iniziato a ricolonizzare le aree aperte aumentando la copertura forestale che attualmente interessa il 95% dell'intero comprensorio.

L'impianto della pineta studiata risale al periodo 1955-1957, nel 2015 l'età media del popolamento era di 59 anni e la densità rilevata di circa 1100 piante a ettaro. Il soprassuolo è a prevalenza di pino nero consociato localmente con abete bianco e sottoposto a interventi di ripulitura a 10 anni dall'impianto (CANTIANI, 2016).



Figura 2 - Area Pratomagno (AR).

Il progetto ha messo a confronto due tipologie di diradamento, tradizionale (dal basso DB), selettivo (DS) e il non trattato (testimone T) allo scopo di valutare la risposta del soprassuolo agli interventi selvicolturali per migliorare la stabilità strutturale e parallelamente favorire l'incremento della biodiversità delle diverse componenti del soprassuolo e del sottosuolo creando condizioni ecologiche idonee alla rinnovazione.

Nel mese di giugno 2015 sono stati realizzati i diradamenti su 3 ettari per tipologia. Il diradamento tradizionale è la tipologia re-

alizzata con la gestione ordinaria e prevede l'eliminazione delle piante nel piano dominato non incidendo quindi sulla copertura del piano dominante. Il diradamento selettivo invece prevede la selezione delle migliori piante (candidate) in numero di 100 a ettaro intorno alle quali saranno eliminate le dirette concorrenti presenti anche nel piano dominante. Sono stati individuati anche 3 ettari non trattati da mettere a confronto con le superfici diradate.

Prima dei diradamenti all'interno dei 3 ettari per ogni tipologia di trattamento sono stati individuati 9 plot circolari randomizzati di 10 metri di raggio all'interno dei quali sono stati realizzati i rilievi delle diverse componenti della biodiversità. Il primo monitoraggio è stato effettuato precedentemente al diradamento, questo per caratterizzare la situazione di partenza e confrontare lo sviluppo negli anni successivi. Nell'anno 2016 sono state installate nelle due aree le centraline meteorologiche che hanno permesso la raccolta dei dati climatici per il periodo di monitoraggio. Attraverso i dati climatici raccolti sono stati calcolati (LAZZERINI, 2020) gli indici di Mitrakis (MITRAKIS, 1980) che danno indicazioni sulle condizioni di stress da aridità (SDS) e da freddo (WCS).

Per quanto riguarda la vegetazione del sottobosco, il rilievo è stato realizzato annualmente nella stagione primaverile-estiva nel momento in cui la vegetazione si trovava allo stadio fenologico migliore per consentire il riconoscimento delle singole specie. Il rilievo è stato realizzato sulla superficie dei singoli plot utilizzando il metodo fitosociologico (BRAUN-BLANQUET, 1932) che prevede l'identificazione di tutte le specie presenti e l'attribuzione tramite stima visiva della relativa abbondanza dominanza secondo la scala con valori da 5 a 1, assegnando i simboli "+" e "r" rispettivamente alle specie presenti in maniera sporadica o rare (scala di Braun-Blanquet 5: 76-100; 4: 75-51; 3: 50-26; 2: 25-6; 1: 5-1; +: <1; r: rara). Sono stati calcolati i contributi di presenza per singola specie allo scopo di valutare la composizione della vegetazione non solo dal punto di vista qualitativo ma anche quantitativo e l'indice di Shannon

(SHANNON, 1949) per ottenere indicazioni sul livello di biodiversità della vegetazione del sottobosco a seguito degli interventi selvicolturali.

Il primo rilievo ha avuto inizio a maggio 2015 ed è terminato nel mese di giugno, epoca in cui sono stati realizzati i diradamenti. Negli anni 2016, 2017 e 2018 il monitoraggio è iniziato a maggio ed è terminato nella prima decade del mese di luglio. Nelle due aree sperimentali i rilievi sono avvenuti in momenti diversi a causa della differente altitudine e quindi del periodo vegetativo anticipato nel caso del sito di Amiata. Per prima cosa è stata rilevata la copertura dei diversi strati della vegetazione (arboreo, arbustivo ed erbaceo) e quello totale inteso come proiezione di tutti gli strati al suolo. Successivamente sono state identificate tutte le specie che componevano lo strato erbaceo comprese le arboree e arbustive presenti come rinnovazione.

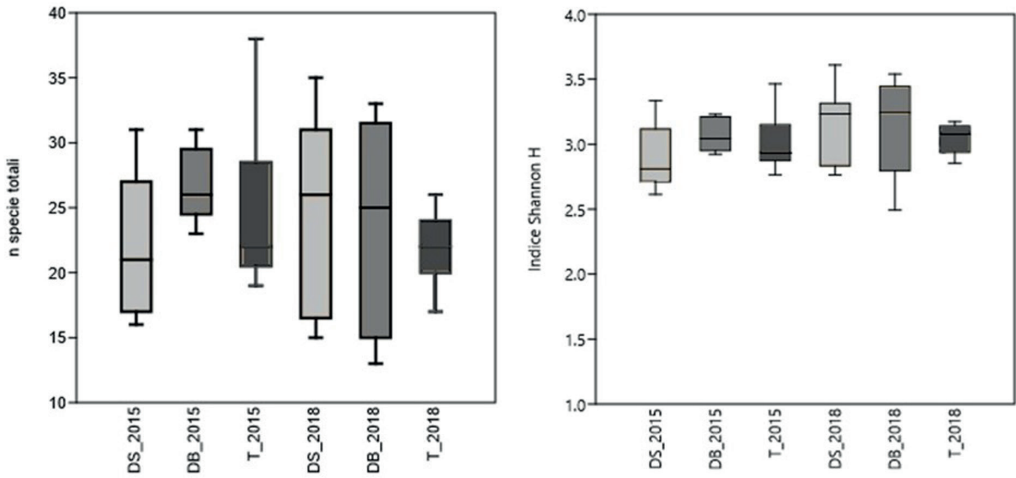
I risultati dello studio sono stati elaborati statisticamente per pesarne la validità utilizzando il software PAST (*Paleontological Statistic, version 4.03*). I dati, sottoposti al Test di normalità per valutare la distribuzione di uno o più campioni di dati univariati, sono risultati non normali. Dopo aver determinato le principali statistiche descrittive delle due aree di studio si è proceduto all'analisi del Test Kruskal-Wallis e successivamente al Test Mann-Whitney pairwise. Entrambi i test sono stati effettuati per verificare se sussistevano differenze significative tra il numero totale di specie rilevate e l'Indice di Shannon nelle diverse tesi, prima del taglio (2015) e all'ultimo anno di monitoraggio (2018).

Risultati e discussioni

Il monitoraggio della vegetazione del sottobosco ha evidenziato lievi variazioni nella composizione nel breve periodo. In figura 3 sono riportati i box plot realizzati per le due aree di studio, riferite al numero totale di specie rilevate e all'Indice di Shannon prima e dopo il diradamento, mentre per gli stessi parametri, i risultati del test U di

Mann-Whitney non hanno evidenziato differenze significative. Nonostante l'analisi statistica dei dati non abbia prodotto differenze significative è possibile ottenere alcune indicazioni sull'efficacia nel breve periodo dei trattamenti selvicolturali realizzati. La composizione floristica iniziale delle due aree, rilevata nel 2015 prima dei diradamenti, è frutto delle diverse condizioni stagionali e dell'uso del suolo prima dell'impianto delle pinete. La ricchezza floristica di partenza è maggiore in Amiata rispetto al Pratomagno, nel rilievo prima del diradamento sono state censite come numero assoluto rispettivamente 92 e 62 specie diverse. In entrambe le aree, la specie dominante è *Brachypodium rupestre*. In Amiata questa specie è presente con una percentuale pari al 14%, maggiore di circa il doppio rispetto alle altre specie che caratterizzano la vegetazione dei plot di rilievo, in Pratomagno invece la sua dominanza è molto più marcata (24%) fino a essere l'unica specie erbacea censita in alcune situazioni localizzate. Analizzando l'elenco floristico delle superfici rilevate, si nota che in Amiata sono presenti specie appartenenti alla famiglia delle Fabaceae, tipiche di ambienti aperti e con caratteristiche di spiccata eliofilia presenti molto probabilmente come residuo delle antiche coltivazioni. In Pratomagno invece la vegetazione si presenta spesso irregolare a causa dell'elevata pendenza e del suolo superficiale ricco di sassosità che limitano lo sviluppo continuo del sottobosco erbaceo. Le specie erbacee appartenenti alla famiglia delle Fabaceae sono in pratica assenti fatta eccezione per la ginestra che caratterizza lo strato arbustivo insieme al *Juniperus communis* e *Rosa sp.* In tabella 1 e 2 è riportato per le due aree l'elenco delle specie rilevate che caratterizzano il sottobosco al primo e all'ultimo anno di monitoraggio con i relativi contributi medi di copertura. Si nota come in entrambe le aree sperimentali le specie presenti con maggior copertura (> 3%) non subiscono variazioni significative dopo tre anni dal diradamento, ad eccezione di *Moehringia trinervia* che incrementa la sua presenza all'ultimo rilievo.

Amiata Val d'Orcia (SI)



Pratomagno (AR)

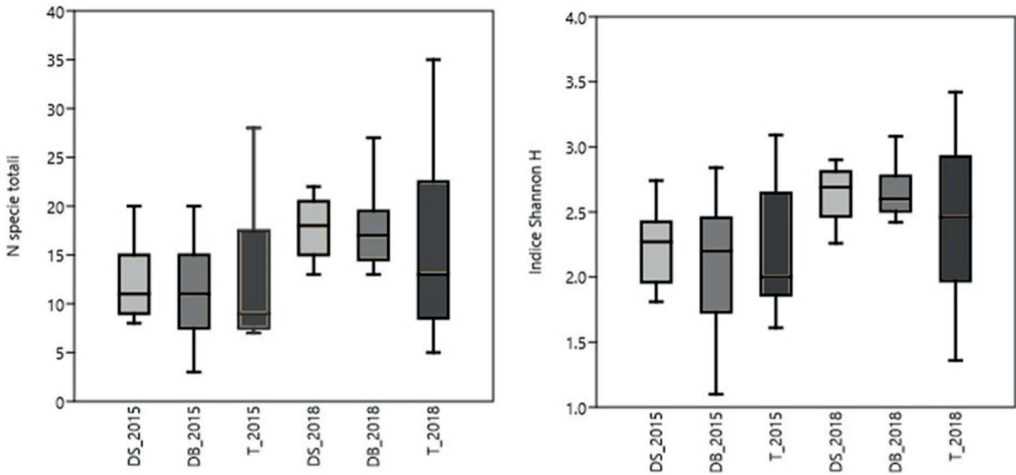


Figura 3 - Confronto pre (2015) e post trattamento (2018) per le tre tesi (DS-diradamento selettivo; DB-diradamento dal basso; T-Testimone)

Specie	2015 (%)	Specie	2018 (%)
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) R. et S.	13,869	<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) R. et S.	11,872
<i>Rubus canescens</i> D.C.	6,971	<i>Hedera helix</i> L.	6,005
<i>Carex flacca</i> Schreber	5,291	<i>Carex flacca</i> Schreber	5,944
<i>Hedera helix</i> L.	4,523	<i>Rubus canescens</i> D.C.	5,282
<i>Acer opalus</i> subsp. <i>Obtusatum</i> Waldst. Et Kit.	4,083	<i>Quercus pubescens</i> Willd.	3,296
<i>Prunus spinosa</i> L.	4,070	<i>Dactylis glomerata</i> L.	3,099
<i>Dactylis glomerata</i> L.	3,671	<i>Buglossoides purpureoacerulea</i> (L.) Johnston	3,023
<i>Fraxinus ornus</i> L.	3,351	<i>Acer opalus</i> subsp. <i>Obtusatum</i> Waldst. Et Kit.	2,422
<i>Rosa</i> sp.	3,209	<i>Vicia sparsiflora</i> Ten.	2,372
<i>Juniperus communis</i> L.	2,920	<i>Equisetum</i> sp.	2,264
<i>Cornus mas</i> L.	2,852	<i>Viola reichenbachiana</i> Jordan ex Boreau	2,201
<i>Quercus pubescens</i> Willd.	2,719	<i>Lonicera</i> sp.	2,092
<i>Buglossoides purpureoacerulea</i> (L.) Johnston	2,547	<i>Clematis vitalba</i> L.	2,006
<i>Acer campestre</i> L.	1,955	<i>Rosa</i> sp.	1,762
<i>Bromus erectus</i> Huds.	1,854	<i>Trifolium pratense</i> L.	1,738
<i>Equisetum</i> sp.	1,801	<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P. Beauv. Ex J. Presl & C.	1,620
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	1,632	<i>Daucus carota</i> L.	1,558
<i>Clematis vitalba</i> L.	1,586	<i>Juniperus communis</i> L.	1,543
<i>Briza media</i> L.	1,502	<i>Bromus erectus</i> Huds.	1,514
<i>Vicia sparsiflora</i> Ten.	1,494	<i>Briza media</i> L.	1,508
<i>Lonicera</i> sp.	1,377	<i>Acer campestre</i> L.	1,498
<i>Daucus carota</i> L.	1,116	<i>Phleum pratense</i> L.	1,400
<i>Potentilla recta</i> L.	1,039	<i>Fraxinus ornus</i> L.	1,371
<i>Trifolium pratense</i> L.	0,957	<i>Potentilla recta</i> L.	1,248
<i>Clinopodium vulgare</i> L.	0,956	<i>Prunus spinosa</i> L.	1,239
<i>Tussilago farfara</i> L.	0,844	<i>Trifolium campestre</i> Schreber	1,239
<i>Viola odorata</i> L.	0,801	<i>Clinopodium vulgare</i> L.	1,214
<i>Holcus lanatus</i> L.	0,791	<i>Lotus corniculatus</i> L.	1,162
<i>Melica uniflora</i> Retz.	0,777	<i>Hypericum perforatum</i> (L.)	1,156
<i>Dorycnium pentaphyllum</i> Scop.	0,718	<i>Carex pendula</i> Hudson	1,128
<i>Dorycnium hirsutum</i> (L.) Ser.	0,635	<i>Tussilago farfara</i> L.	1,106
<i>Lotus corniculatus</i> L.	0,609	<i>Centaurea bracteata</i> Scop.	0,986
<i>Teucrium chamaedrys</i> (L.)	0,602	<i>Dorycnium hirsutum</i> (L.) Ser.	0,966
<i>Dactylorhiza maculata</i> (L.) Soó	0,557	<i>Medicago lupulina</i> sp.	0,941
<i>Scabiosa columbaria</i> (L.)	0,543	<i>Helleborus foetidus</i> L.	0,929
<i>Ononis spinosa</i> L. subsp. <i>foeteus</i>	0,542	<i>Cornus mas</i> L.	0,828
<i>Cruciata glabra</i> (L.) Ehrend.	0,530	<i>Tamus communis</i> L.	0,754
<i>Hypericum perforatum</i> (L.)	0,511	<i>Teucrium chamaedrys</i> (L.)	0,730
<i>Lathyrus sylvestris</i> L.	0,489	<i>Lathyrus sylvestris</i> L.	0,727
<i>Spartium junceum</i> L.	0,485	<i>Dorycnium pentaphyllum</i> Scop.	0,632
<i>Crepis leontodontoides</i> All.	0,485	<i>Coronilla</i> sp.	0,597
<i>Graminacea</i> sp.	0,473	<i>Vicia bithynica</i> L. (L.)	0,593
<i>Ulmus minor</i> Mill.	0,467	<i>Cruciata glabra</i> (L.) Ehrend.	0,554
<i>Ostrya carpinifolia</i> Scop.	0,418	<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	0,513
<i>Galium lucidum</i> All.	0,391	<i>Geranium molle</i> L.	0,493
<i>Convolvulus</i> sp.	0,354	<i>Agrimonia eupatoria</i> L.	0,423
<i>Coronilla</i> sp.	0,336	<i>Primula veris</i> L.	0,423
<i>Genista tinctoria</i> L.	0,331	<i>Pirus piraster</i> L.	0,416
<i>Astragalus monspessulanus</i> L.	0,309	<i>Ononis spinosa</i> L. subsp. <i>foeteus</i>	0,414
<i>Poa nemoralis</i> L.	0,304	<i>Coronilla emerus</i> L.	0,404
<i>Sorbus aucuparia</i> L.	0,289	<i>Cephalanthera damasonium</i> (Mill.) Druce	0,399
<i>Tamus communis</i> L.	0,288	<i>Lolium interruptum</i> (Desf.)	0,385
<i>Trifolium incarnatum</i> L.	0,281	<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	0,369
<i>Phleum pratense</i> L.	0,273	<i>Vicia peregrina</i> L.	0,354
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Hudson	0,264	<i>Convolvulus</i> sp.	0,343
<i>Hippocrepis comosa</i> L.	0,249	<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Hudson	0,333
<i>Sorbus torminalis</i> (L.) Crantz	0,231	<i>Galium rotundifolium</i> L.	0,300
<i>Ranunculus bulbosus</i> L.	0,231	<i>Picris hieracioides</i> L.	0,291

<i>Coronilla emerus</i> L.	0,218	<i>Trifolium repens</i> L.	0,282
<i>Helleborus foetidus</i> L.	0,214	<i>Dactylorhiza maculata</i> (L.) Soó	0,277
<i>Leucanthemum vulgare</i> (Vaill.) Lam.	0,209	<i>Leucanthemum vulgare</i> (Vaill.) Lam.	0,275
<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	0,198	<i>Melica uniflora</i> Retz.	0,270
<i>Monotropa hypopitys</i> L.	0,198	<i>Trifolium angustifolium</i> L.	0,267
<i>Silene</i> sp.	0,196	<i>Geranium</i> sp.	0,262
<i>Plantago lanceolata</i> L.	0,187	<i>Ilex aquifolium</i> L.	0,257
<i>Primula veris</i> L.	0,184	<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	0,256
<i>Genista</i> sp.	0,181	<i>Tragopogon pratensis</i> L.	0,250
<i>Achillea millefolium</i> L.	0,181	<i>Holcus lanatus</i> L.	0,250
<i>Festuca heterophylla</i> Lam.	0,177	<i>Lolium pratense</i> L.	0,243
<i>Cerastium ligusticum</i> Viv.	0,173	<i>Trifolium incarnatum</i> L.	0,241
<i>Trifolium campestre</i> Schreber	0,147	<i>Orchis purpurea</i> Huds.	0,224
<i>Rapistrum rugosum</i> (L.) All.	0,147	<i>Campanula persicifolia</i> L.	0,202
<i>Carex pendula</i> Hudson	0,140	<i>Sorbus torminalis</i> (L.) Crantz	0,197
<i>Arum maculatum</i> L.	0,138	<i>Abies alba</i> Miller	0,185
<i>Juncus</i> sp.	0,129	<i>Pinus nigra</i> J.F. Arnold	0,183
<i>Ilex aquifolium</i> L.	0,126	<i>Coronilla scorpioides</i> (L.) W.D.J. Koch	0,182
<i>Lolium interruptum</i> (Desf.)	0,123	<i>Scabiosa columbaria</i> (L.)	0,175
<i>Pinus nigra</i> J.F. Arnold	0,118	<i>Plantago lanceolata</i> L.	0,166
<i>Trifolium repens</i> L.	0,117	<i>Sorbus aucuparia</i> L.	0,160
<i>Galium rotundifolium</i> L.	0,088	<i>Galium lucidum</i> All.	0,154
<i>Picris hieracioides</i> L.	0,082	<i>Trifolium</i> sp.	0,142
<i>Cephalanthera damasonium</i> (Mill.) Druce	0,074	<i>Prunella vulgaris</i> L.	0,135
<i>Medicago lupulina</i> sp.	0,070	<i>Festuca gr.rubra</i>	0,130
<i>Arctium lappa</i> L.	0,065	<i>Cynosurus</i> sp	0,121
<i>Inula</i> sp.	0,062	<i>Trifolium alpestre</i> L.	0,111
<i>Ajuga reptans</i> L.	0,057	<i>Anthemis tinctoria</i> (L.) J. Gay	0,099
<i>Anthemis tinctoria</i> (L.) J. Gay	0,057	<i>Lathyrus pratensis</i> L.	0,097
<i>Dipsacus fullonum</i> L.	0,057	<i>Ranunculus bulbosus</i> L.	0,090
<i>Tragopogon pratensis</i> L.	0,052	<i>Stachys officinalis</i> (L.)	0,088
Altre	0,193	<i>Prunella laciniata</i> L.	0,085
		<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Mill.	0,081
		<i>Phalaris</i> sp.	0,081
		<i>Onobrichys Caput-Galli</i> (L)	0,074
		<i>Genista tinctoria</i> L.	0,065
		<i>Achillea millefolium</i> L.	0,064
		<i>Graminacea</i> sp.	0,063
		<i>Trifolium medium</i> L.	0,061
		<i>Epipactis helleborine</i> (L.) Crantz	0,050
		<i>Muscari commutatum</i> Guss.	0,050
		<i>Silene</i> sp.	0,050
		<i>Pulicaria dysenterica</i> (L.) Bernh.	0,043
		<i>Dipsacus fullonum</i> L.	0,043
		<i>Juncus</i> sp.	0,043
		<i>Anagallis arvensis</i> L.	0,040
		<i>Brassica nigra</i> (L.) Kock	0,040
		Altre	0,509

Tabella 1 - Elenco delle principali specie rilevate in Amiata nel 2015 e 2018 e relativa percentuale media di presenza.

Specie	2015 (%)	Specie	2018 (%)
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) R. et S.	23,892	<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) R. et S.	13,430
<i>Viola reichenbachiana</i> Jordan ex Boreau	9,190	<i>Viola reichenbachiana</i> Jordan ex Boreau	7,959
<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	8,331	<i>Rubus canescens</i> D.C.	7,903
<i>Rubus canescens</i> D.C.	5,792	<i>Moehringia trinervia</i> L.	6,826
<i>Abies alba</i> Miller	5,749	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	6,059
<i>Fraxinus ornus</i> L.	5,415	<i>Digitalis micrantha</i> Roth	5,403
<i>Poa nemoralis</i> L.	2,148	<i>Hypericum perforatum</i> (L.)	4,457
<i>Murbekiella zanonii</i> (Ball) Rothm.	2,128	<i>Cytisus scoparius</i> (L.) Link	3,672
<i>Quercus cerris</i> (L.)	1,978	<i>Abies alba</i> Miller	3,047
<i>Digitalis micrantha</i> Roth	1,946	<i>Fraxinus ornus</i> L.	3,042
<i>Veronica officinalis</i> L.	1,885	<i>Salvia glutinosa</i> (L.)	2,459
<i>Dactylis glomerata</i> L.	1,726	<i>Murbekiella zanonii</i> (Ball) Rothm.	2,299
<i>Acer opalussub</i> sp. <i>Obtusatum</i> Waldst. Et Kit.	1,723	<i>Quercus cerris</i> (L.)	2,167
<i>Clinopodium nepeta</i> (L.) Kuntze subsp. <i>sylvaticum</i>	1,718	<i>Agrostis</i> sp.	1,918
<i>Cruciata glabra</i> (L.) Ehrend.	1,700	<i>Crepis leontodontoides</i> All.	1,843
<i>Crepis leontodontoides</i> All.	1,593	<i>Poa nemoralis</i> L.	1,775
<i>Galium mollugo</i> (L.)	1,564	<i>Senecio ovatus</i> C.C. Gmelin	1,309
<i>Galium lucidum</i> All.	1,461	<i>Verbascum thapsus</i> L.	1,273
<i>Bromus erectus</i> Huds.	1,375	<i>Galium lucidum</i> All.	1,219
<i>Tussilago farfara</i> L.	1,224	<i>Dactylis glomerata</i> L.	1,141
<i>Festuca heterophylla</i> Lam.	1,206	<i>Picris hieracioides</i> L.	1,121
<i>Silene</i> sp.	1,171	<i>Ranunculus bulbosus</i> L.	1,086
<i>Hypericum perforatum</i> (L.)	1,103	<i>Veronica officinalis</i> L.	1,078
<i>Spartium junceum</i> L.	1,065	<i>Teucrium scoradonia</i> L.	1,042
<i>Salvia glutinosa</i> (L.)	1,045	<i>Asplenium trichomanes</i> L.	1,039
<i>Fagus sylvatica</i> (L.)	0,998	<i>Bromus erectus</i> Huds.	0,885
<i>Juniperus communis</i> L.	0,904	<i>Hypericum humifusum</i> L.	0,813
<i>Phleum pratense</i> L.	0,891	<i>Cruciata glabra</i> (L.) Ehrend.	0,769
<i>Rubus idaeus</i> (L.)	0,843	<i>Festuca microphylla</i> (St.-Yves) Patzke	0,761
<i>Ostrya carpinifolia</i> Scop.	0,601	<i>Bunium bulbucastanum</i> (L.)	0,737
<i>Cytisus scoparius</i> (L.) Link	0,535	<i>Fragaria vesca</i> (L.)	0,708
<i>Bunium bulbucastanum</i> (L.)	0,525	<i>Acer opalus</i> subsp. <i>Obtusatum</i> Waldst. Et Kit.	0,564
<i>Graminacea</i> sp.	0,501	<i>Festuca heterophylla</i> Lam.	0,556
<i>Clematis vitalba</i> L.	0,448	<i>Clematis vitalba</i> L.	0,527
<i>Pinus nigra</i> J.F. Arnold	0,440	<i>Geranium robertianum</i> L.	0,512
<i>Senecio ovatus</i> C.C. Gmelin	0,373	<i>Rumex acetosella</i> L.	0,512
<i>Moehringia trinervia</i> L.	0,372	<i>Clinopodium nepeta</i> (L.) Kuntze subsp. <i>sylvaticum</i> (Bromf.)	0,498
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	0,372	<i>Fagus sylvatica</i> (L.)	0,408
<i>Teucrium chamaedrys</i> (L.)	0,367	<i>Silene</i> sp.	0,398
<i>Orchis</i> sp.	0,336	<i>Galium mollugo</i> (L.)	0,313
<i>Fragaria vesca</i> (L.)	0,320	<i>Campanula</i> sp.	0,277
<i>Epilobium montanum</i> (L.)	0,317	<i>Stachys officinalis</i> (L.)	0,254
<i>Rosa</i> sp.	0,305	<i>Carex flacca</i> Schereber	0,247
<i>Anthoxantum odoratum</i> (L.)	0,290	<i>Anthoxantum odoratum</i> (L.)	0,246
<i>Primula veris</i> L.	0,261	<i>Trisetum flavescens</i> (L.) P. Beauv.	0,222
<i>Prunus spinosa</i> L.	0,212	<i>Campanula persicifolia</i> L.	0,215
<i>Sedum</i> sp.	0,166	<i>Lotus corniculatus</i> L.	0,196
<i>Platanthera bifolia</i> (L.) Rich.	0,161	<i>Hieracium sylvaticum</i> (L.) L.	0,195
<i>Geranium robertianum</i> L.	0,109	<i>Rubus idaeus</i> (L.)	0,195
<i>Scabiosa columbaria</i> (L.)	0,106	<i>Achillea millefolium</i> L.	0,187
<i>Cephalanthera damasonium</i> (Mill.) Druce	0,100	<i>Primula veris</i> L.	0,185
<i>Erica carnea</i> (L.)	0,100	<i>Prunella vulgaris</i> L.	0,178
<i>Acer campestre</i> L.	0,090	<i>Vicia</i> sp.	0,171
<i>Luzula nivea</i> (Nathh.) DC.	0,076	<i>Rosa</i> sp.	0,168
<i>Campanula</i> sp.	0,063	<i>Thymus serpyllum</i> L.	0,167
<i>Hieracium murorum</i> L.	0,063	<i>Scabiosa columbaria</i> (L.)	0,149
<i>Helichrysum italicum</i> (Roth) Don	0,063	<i>Helleborus foetidus</i> L.	0,139

<i>Malus sylvestris</i> (L.) Mill.	0,063	<i>Aphanes microcarpa</i> (Boiss. & Reut.) Rothm.	0,137
<i>Ranunculus bulbosus</i> L.	0,063	<i>Pinus nigra</i> J.F. Arnold	0,135
Altre	0,147	<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	0,129
		<i>Cerastium</i> sp.	0,129
		<i>Castanea sativa</i> Mill.	0,129
		<i>Lapsana communis</i> L.	0,128
		<i>Anagallis arvensis</i> L.	0,116
		<i>Hedera helix</i> L.	0,112
		<i>Polypodium cambricum</i> L.	0,112
		<i>Ostrya carpinifolia</i> Scop.	0,109
		<i>Soncus asper</i> L. (Hill)	0,095
		<i>Platanthera bifolia</i> (L.) Rich.	0,086
		<i>Avenella flexuosa</i> (L.)	0,079
		<i>Acer campestre</i> L.	0,079
		<i>Anthericum ramosus</i> L.	0,074
		<i>Medicago lupulina</i> L.	0,062
		<i>Campanula</i> sp.	0,054
		Altre	0,658

Tabella 2 - Elenco delle principali specie rilevate nel 2015 e 2018 in Pratomagno e relativa percentuale media di presenza.

I grafici in figura 4 mostrano la variazione del numero assoluto delle specie per area, per trattamento selvicolturale e per anno di rilievo.

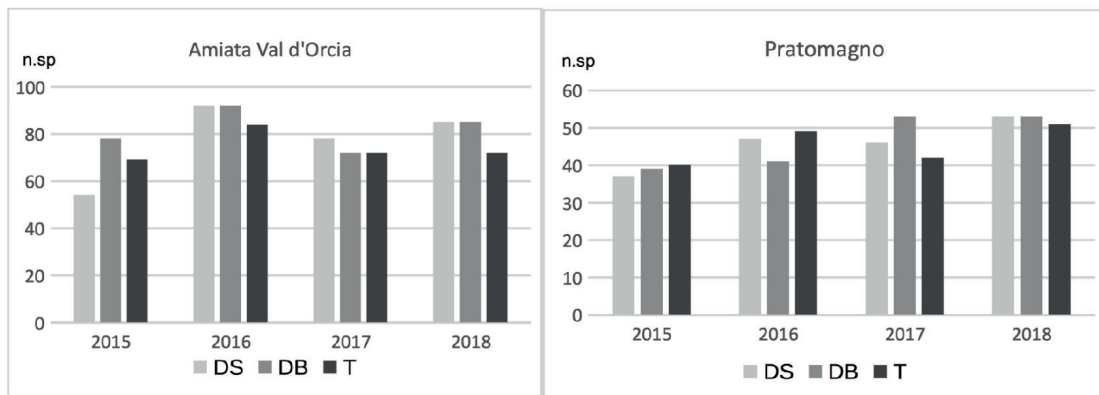


Figura 4: Numero di specie per area, per anno e per trattamento.

Il rilievo del 2015, utile a determinare la situazione di partenza della vegetazione, presenta differenze fra i trattamenti nelle due aree di studio. Per l'area in Amiata si registra una maggiore ricchezza specifica nei plot del diradamento tradizionale rispetto a quelli non trattati ma soprattutto rispetto a quelli del diradamento selettivo che appaiono più poveri di specie, in Pratomagno invece si nota una certa uniformità come numero assoluto di specie fra i plot delle diverse tesi di trattamento e per il testimone non trattato. Analizzando per area i dati raccolti con i rilievi annuali post diradamento si nota come in Amiata, nel 2016 a un anno dal trattamento, sia stato rilevato un incremento del numero di specie nei plot diradati più accentuato con il selettivo (+38) rispetto al tradizionale e al testimone (+15) che fanno registrare lo stesso incremento. Al rilievo del 2017 si è registrato invece un decremento del numero di specie da mettere in relazione alle condizioni climatiche di elevata siccità e temperatura registrate nel periodo primaverile – estivo che hanno limitato lo sviluppo della vegetazione del sottobosco. Infatti, in Amiata nel 2017 l'indice SDS nel periodo aprile-agosto risulta elevato (58,8 dato medio) proprio in corrispondenza della stagione vegetativa delle specie erbacee, cosa che invece non si è verificata per il Pratomagno dove valori di SDS elevati (48,3 dato medio) si sono manifestati alla fine dello stesso periodo quando la vegetazione erbacea si trova al termine dello stadio vegetativo. All'ultimo anno di rilievo (2018) invece il numero delle specie è nuovamente aumentato portandosi a valori prossimi a quelli rilevati al primo anno dopo il diradamento (DS: +31; DB: +7; T: +3). In Pratomagno il numero assoluto di specie è aumentato costantemente nel corso degli anni con valori più elevati per i plot trattati rispetto a quelli del testimone. Infatti, nel 2018 i dati relativi all'ultimo rilievo fanno registrare un incremento di 16 specie nel selettivo, 14 in quello dal basso e 11 nel testimone.

Analizzando la composizione floristica delle due aree negli anni 2015 e 2018 possiamo notare per le specie della famiglia delle

Fabaceae un incremento per quanto riguarda i plot diradati con il trattamento selettivo, dove si registra una variazione positiva di 8 e 2 specie rispettivamente per l'Amiata e il Pratomagno. Nei plot diradati dal basso invece l'aumento delle specie è stato inferiore probabilmente a causa della minore incidenza di questa tipologia di diradamento che interessa esclusivamente la copertura del piano dominato senza diversificare la struttura del popolamento e aumentare il livello di radiazione diretta al suolo come accade invece con il selettivo.

I cambiamenti della biodiversità nella vegetazione erbacea del sottobosco delle due aree sono stati monitorati calcolando l'indice di Shannon (H'). Dai grafici in figura 5 si può notare come le due aree siano caratterizzate da un diverso livello di biodiversità erbacea di partenza, maggiore per l'area in Amiata.

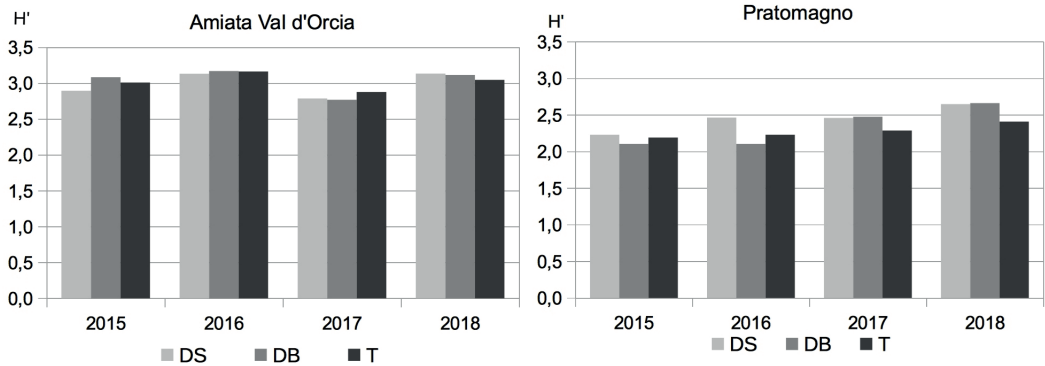


Figura 5 - Indice di Shannon (H') per area, per anno e per trattamento.

Le variazioni dei valori di H' in Amiata non sono molto consistenti e risentono di una leggera contrazione nel 2017 a causa delle critiche condizioni ambientali, nel corso del tempo la tendenza evidenzia un aumento dei valori, in particolare per quanto riguarda i plot trattati con il diradamento selettivo rispetto a quelli del diradamento dal basso e a quelli non diradati. Nonostante l'analisi statistica non abbia evidenziato differenze significative, analizzando i valori del 2015 prima del diradamento e del 2018 ultimo anno di rilievo, l'incremento è di 0,2 per il diradamento selettivo e inferiore di 0,1 per il diradamento dal basso e il testimone. In Pratomagno invece la tendenza nel tempo mostra un progressivo aumento dei valori di H' nei plot diradati rispetto ai non diradati con un incremento di 0,4 per i plot relativi al diradamento selettivo, 0,6 in quello dal basso e 0,2 nel testimone non trattato.

La variazione delle condizioni stazionali a seguito dei diradamenti, in particolare per quanto riguarda la maggiore quantità di luce a livello del suolo, ha favorito l'introduzione di specie provenienti da aree limotrofe che, soprattutto al primo anno dopo l'intervento, ha contribuito ad incrementare l'elenco floristico e la biodiversità delle aree monitorate. In seguito, a causa di condizioni climatiche critiche, si sono registrati decrementi sia del numero delle specie che dei valori di H' ma per entrambe le aree i risultati sono stati migliori per le tesi diradate rispetto al testimone.

Si segnala che, nei plot diradati con il diradamento selettivo nell'area in Pratomagno, nel giugno 2017 è stata rilevata per la prima volta in provincia di Arezzo (Monte Lori, 1144 m s.l.m.) *Aphanes australis* Rydb. (*Rosaceae*), specie tipica di comunità annuali xeriche (PERUZZI et al., 2018)



Figura 6 - *Aphanes australis* Rydb.

Conclusioni

I popolamenti forestali naturali subiscono cambiamenti nella loro struttura e composizione a seguito di eventi quali il passaggio del fuoco, gli schianti da vento e da neve o per problemi fitosanitari. L'uomo può accelerare e guidare questi processi attraverso la gestione forestale e nel nostro caso specifico attraverso i diradamenti che modifi-

cano le condizioni stazionali soprattutto per quanto riguarda la quantità di luce a livello del suolo. L'esperienza condotta con il progetto SelPiBioLife e riportata nel presente lavoro ha permesso di fare alcune considerazioni sulla capacità dei diradamenti di modificare nel breve periodo la composizione della vegetazione erbacea del sottobosco di pinete di Pino nero. Come affermato da diversi studi è difficile generalizzare i risultati relativi all'influenza della gestione forestale sulla biodiversità, in quanto molti sono i fattori che concorrono a una sua variazione. Nel nostro caso specifico sicuramente molto importante è il ruolo dell'uso del suolo delle due aree precedentemente all'impianto, unitamente alle caratteristiche stazionali del suolo, altitudine, ecc. Non meno importante è la lunghezza del periodo di monitoraggio che nel nostro caso appare troppo breve per poter valutare in maniera definitiva l'influenza dei diradamenti sulla composizione floristica e sulla biodiversità del sottobosco. Infatti, come abbiamo visto, condizioni climatiche critiche hanno influenzato in maniera evidente il dato del 2017, di conseguenza un periodo di osservazione più lungo può essere utile anche per attutire l'influenza di singole annate critiche. Inoltre, importanti sono i tempi di reazione della vegetazione che da letteratura risultano osservati su un periodo non inferiore ai cinque anni. L'esperienza ha però portato a risultati utili a valutare localmente la risposta dei soprassuoli di Pino nero ai diradamenti evidenziando un miglior risultato in termini di numero di specie e di biodiversità per le tesi diradate rispetto al non diradato e in particolare per il diradamento selettivo che diversifica maggiormente la struttura del piano arboreo creando aperture distribuite casualmente e di maggiore dimensione rispetto al diradamento tradizionale dal basso. In questo caso l'intervento antropico di disturbo non ha influito negativamente sul livello di biodiversità che, nonostante il breve periodo di monitoraggio, non è sceso sotto ai valori registrati prima dei diradamenti, con l'eccezione del rilievo del 2017 in Amiata. In particolare, nelle due aree non si è assistito allo sviluppo di specie invasive quali *Rubus* sp e felce che spesso

infestano le superfici boscate immediatamente dopo la realizzazione degli interventi selvicolturali.

Ringraziamenti

Il lavoro è stato realizzato e finanziato dal Programma LIFE all'interno delle attività del Progetto SelPiBiolife (LIFE13 BIO/IT/000282 "*Innovative silvicultural treatments to enhance soil Biodiversity in artificial black Pine stands*").

Si ringrazia la Professoressa Claudia Angiolini del Dipartimento di Scienze della Vita, Università di Siena per l'aiuto nella classificazione delle specie erbacee non riconosciute in campo.

BIBLIOGRAFIA

- BARAGATTI E., FRATI L., CHIARUCCI A. 2004 - *Cambiamenti nella diversità della vegetazione in seguito a diversi tipi di matricinatura in boschi di cerro*. Annali Istituto Sperimentale per la Selvicoltura. n. 33: 39-50.
- BARBATO D., PERINI C., MOCALI S., BACARO G., TORDONI E., MACCHERINI S., MARCHI M., CANTIANI P., DE MEO I., BIANCHETTO E., LANDI S., BRUSCHINI S., BETTINI G., GARDIN L., SALERNI E. 2019 - *Teamwork makes the dream work: Disentangling cross-taxon congruence across soil biota in black pine plantations*. Science of the Total Environment 656: 659-669.
- BERNETTI G. 1969 - *Tavola alsometrica per il pino nero e laricio in Toscana*. In BERNETTI G., CANTIANI M., HELLRIGL B. Ricerche alsometriche e dendrometriche sulle pinete di pino nero e laricio della Toscana. Italia Forestale e Montana 24(1) cap. 1: 10-26.
- BERNETTI G. 1995 - *Selvicoltura speciale*. Unione Tipografico-Editrice Torinese.
- BERNETTI G. 2015 - *Le piante del bosco*. Forme, vita e gestione. Compagnia delle Foreste.
- BIANCHI L., GIOVANNINI G., MALTONI A., MARIOTTI B., PACI M., 2005 - *La selvicoltura delle pinete della Toscana*. ARSIA, Regione Toscana: 179 pp.
- BIONDI E., BALLELLI S. 1973 - *Osservazioni su due rimboschimenti a Pinus nigra ssp nigra nella zona di Fabriano (Marche)*. Archivio Botanico e Biogeogr. It., IL: 163-171.
- BRAUN-BLANQUET J. 1932 - *Plant Sociology: The Study of Plant Communities*. McGraw Hill, New York.
- BROKAW N. AND LENT R. 1999 - *Vertical structure*. In Hunter, M. L., editor: Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems. Cambridge University Press. Cambridge,

U.K.: 373–399.

CANTIANI P. 2016 – *Il diradamento selettivo. Accrescere stabilità e biodiversità in boschi artificiali di pino nero*. Manuale tecnico SelPiBioLife. Compagnia delle Foreste: 67 pp.

CANTIANI P., DI SALVATORE U. 2019. - *Gli aspetti legislativi connessi alla rinaturalizzazione dei rimboschimenti di pino nero in Italia. Rinaturalizzazione dei rimboschimenti di pino nero: aspetti storici e gestione odierna*. Firenze 27 novembre 2018. I Georgofili. Quaderni 2018-II. Edizioni Polistampa: 66-83.

CANTIANI P., IORIO G., PELLER F. 2005. - *Effetti di diradamenti in soprassuoli di pino nero (Pettenaio, Perugia)*. *Forest@*, 2 (2): 207-216.

CANTIANI P., DE MEÒ I., BECAGLI C., BIANCHETTO E., CAZAU C., MOCALI S., SALERNI E. 2015 - *Effects of thinnings on plants and fungi biodiversity in a Pinus nigra plantation: a case study in central Italy*. *Forestry Ideas*, Vol. 21 n. 2 (50): 149-162.

CAREY A.B. 2003 - *Biocomplexity and restoration of biodiversity in temperate coniferous forest: inducing spatial heterogeneity with variable-density thinning*. *Forestry*, Vol. 76, n. 2: 127-136.

DALE, V.H., BEYELER, S.C. 2001 - *Challenges in the development and use of ecological indicators*. *Ecol. Indic.* 1: 3-10.

DALE, V.H., BEYELER, S.C., JACKSON, B. 2002 - *Understorey vegetation indicators of anthropogenic disturbance in longleaf pine forests at Fort Benning, Georgia, USA*. *Ecol. Indic.* 1, 155–170.

DECOCQ G., AUBERT M., DUPONT F., ALARD D., SAGUEZ R., WATTEZ-FRANGER A. ET AL. 2004 - *Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: understory response to two silvicultural systems*. *J Appl Ecol* 41:1065-1079.

FERRIS-KAAN, R., PEACE, A.J., HUMPHREY, J.W. 1998 - *Assessing structural diversity in managed forests*. In: Bachmann, P. (Ed.), *Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning*. European Forest Institute Proceedings 18. Kluwer Academic Publishers: 331-342.

GARDIN L., VINCI A. 2006 - *Carta dei suoli della Regione Toscana in scala 1:250.000*. Pubblicazione su web: <http://sit.lamma.rete.toscana.it/websuoli>.

GARDIN L., 2019 - *Inquadramento geologico e pedologico. In Gestione forestale e benefici ambientali. L'esperienza SelPiBioLife per le pinete artificiali di pino nero*. Bollettino tecnico SelPiBioLife. Compagnia delle Foreste: 10-12.

GONZÁLEZ-ALDAY J., MARTÍNEZ-RUIZ C., BRAVO F. 2009 - *Evaluating different harvest intensities over understory plant diversity and pine seedlings, in a Pinus pinaster Ait. natural stand of Spain*. *Plant Ecol* (2009) 201: 211-220.

GILLIAM FS. 2002 - *Effects of harvesting on herbaceous layer diversity of a central Appalachian hardwood forest in West Virginia, USA*. *For Ecol Manag* 155: 33-43.

HEDMAN C.W., GRACE S.L., KING S.E. 2000 - *Vegetation composition and structure of southern coastal plain pine forest: an ecological comparison*. *Forest Ecology and*

Management 134: 223-247.

INFC 2005. *Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio*. Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali, Ispettorato Generale – Corpo Forestale dello Stato. CRA – Unità di ricerca per il Monitoraggio e la Pianificazione forestale.

LAZZERINI G. 2020 - *La gestione selvicolturale delle pinete di Pinus nigra in Appennino*. Confronto tra diradamenti e risposta incrementale. Tesi di Laurea UniFI – Scuola di Agraria: 76 pp.

MARCHI M., PALETTO A., CANTIANI P., BIANCHETTO E., DE MEÒ I. 2018. *Comparing thinning system effects on ecosystem services provision in artificial Black Pine (Pinus nigra J. F. Arnold) Forests*. *Forests*, 9: 188; doi: 10.3390/f9040188

MATTIOLI W., PINELLI A., FILIBECK G., PORTOGHESI L., SCOPOLA A., CORONA P. 2008 - *Relazioni tra gestione selvicolturale, tipo forestale e diversità floristica in cedui castanili*. *Forest@* n. 5: 136-150.

MITRAKIS K. 1980 - *A theory for Mediterranean plant life*. *ActaOecologica* 1: 245-252.

ONANZIA M., DOMINGUEZ I., ALBIZU I., GARBISU C., AMEZAGA I. 2004. *Vegetation diversity and vertical structure as indicators of forest disturbance*. *Forest Ecology and Management*, 195:341-354.

OSORIO L.F., BRAVO F., ZALDÍVAR P., PANDO V. 2009 - *Forest structure and plant diversity in maritime pine (Pinus pinaster Ait.) stands in central Spain*. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 2009 18(3): 314-321.

PERUZZI L., VICIANI D., ANGIOLINI C., ASTUTI G., BANFI E., BARDARO M.R., BIANCHETTO E., BONARI G., CANNUCCI S., CANTINI D., CASTAGNINI P., D'ANTRACCOLI M., ESPOSITO A., FERRETTI G., FIASCHI T., FOGGI B., FRANCESCHI G., GALASSO G., GOTTSCHLICH G., LASTRUCCI L., LAZZARO L., MANELI F., MARCHETTI D., MARSIAJ G., MIGNAI M., ROMA-MARZIO F., RUOCCO M., SALVAI G., STINCA A., BEDINI G. 2018. *Contributi per una flora vascolare di Toscana*. X (606-663). *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat., Mem., Serie B*, g. 1, tab. 3, 125: 67-76.

RIONDATO R., COLPI C., DEL FAVERO R (2005). *Indicatori di biodiversità in ostriro-querceti cedui di diversa età sui Colli Euganei (PD)*. *L'Italia Forestale e Montana* 65 (4): 405-427.

SCARASCIA-MUGNOZZA G., OSWALD H., PIUSSI P., RADOGLUO K. 2000 – *Forests of the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs*. *Forest Ecology and Management*, 132: 97-109.

SHANNON, C.E., 1949. *The mathematical theory of communication*. In: Shannon, C.E., Weaver, W. (Eds.), *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana: 29-125.

TÁRREGA R., CALVO L., MARCOS E., TABOADA A. 2006 - *Forest structure and understory diversity in Quercus pyrenaica communities with different human uses and disturbances*. *Forest Ecology and Management*, 227: 50-58.

ZUMETA D.C., ELLEFSON P.V. 2000 - *Conserving the biological diversity of forests: program and organizational*

experiences of state governments in the United States. Environ. Manage., 26 (4): 393-402.

Elisa Bianchetto

Consiglio per la ricerca e l'analisi dell'economia agraria – CREA- AA Centro di Ricerca Agricoltura e Ambiente. Via di Lanciola 12/A –Firenze

Claudia Becagli

Consiglio per la ricerca e l'analisi dell'economia agraria – CREA- AA Centro di Ricerca Agricoltura e Ambiente. Via di Lanciola 12/A –Firenze

Isaac Sanz Canencia

Universidad Politécnica de Madrid-Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Montes, Forestal y del Medio Natural.

PAROLE CHIAVE: *pinete di Pino nero, diradamenti, interventi selvicolturali, sottobosco, biodiversità.*

RIASSUNTO

Le pinete artificiali di Pino nero in Italia hanno origine negli anni '20 con finalità socioeconomiche per favorire l'occupazione e per la protezione di terreni degradati. Il Pino nero è una specie pioniera che si adatta a terreni poveri in aree abbandonate o di crinale. Il problema principale di questi soprassuoli è stato nel tempo la gestione selvicolturale ridotta o del tutto assente che ha favorito una struttura molto densa e poco stabile, soggetta allo sviluppo di patogeni e spesso con una vegetazione del sottobosco discontinua e povera di specie. Il lavoro descrive l'esperienza del Progetto SelPiBiolife relativa all'effetto di due diverse tipologie di diradamento (selettivo e tradizionale) in pinete di Pino nero in due aree della Toscana -Amiata e Pratomagno- per favorire l'incremento della biodiversità di diverse componenti fra le quali la vegetazione del sottobosco. Utilizzando il metodo fitosociologico prima della realizzazione dei diradamenti e nei successivi tre anni è stata rilevata in aree prefissate la vegetazione del sottobosco allo scopo di monitorare i cambiamenti della composizione specifica per numero di specie presenti e per i relativi contributi di presenza. I risultati hanno evidenziato un aumento del numero delle specie a tre anni dal diradamento. L'incremento è stato più consistente per il diradamento selettivo per il quale sono state censite rispetto al rilievo prima degli interventi +30 e +13 specie rispettivamente per l'area in Amiata e per il Pratomagno.

KEYWORDS: *black pine forests, silvicultural treatments, undergrowth, biodiversity.*

ABSTRACT

The black pine plantations in Italy originate in the 1920s for socio-economic purposes, to improve forest soil quality in marginal and eroded soils. Austrian pine is a pioneer species that adapts to poor soils in abandoned areas or on ridges. Over time, the main problem with these stands has been the reduced or completely absent forestry management, which has produced a high tree density and unstable structure. That to the development of pathogens and often with discontinuous and species-poor understory vegetation. The paper describes the experience of the SelPiBiolife Project relating to the effect of two different types of thinning (selective and traditional) in black pine plantations in two areas of Tuscany - Amiata and Pratomagno- One of the aims of the project is to increase biodiversity of the various soil components between which the understory vegetation. The floristic diversity was evaluated in accordance with the phytosociological method based on the estimation of plant cover and number of individual plants, before the thinning was carried out and in the following three years. The floristic sampling was carried out in a permanent plot in order to monitor changes in the specific composition by and the related abundance-dominance. The results showed an increase in the number of species in the two areas for both types of thinning, 30 and 13 in the selective thinning, in the third year after the silvicultural intervention.

RESUMEN

Los pinares artificiales de pino salgareño en Italia tienen origen en los años 20 con finalidades socioeconómicas, para favorecer la ocupación y la protección de suelos degradados. El pino salgareño es una especie pionera que se adapta a terrenos pobres en áreas abandonadas o en las crestas de las laderas. El principal problema de estas masas ha sido la reducida o ausente gestión selvícola que ha favorecido una estructura muy densa y poco estable, sujeta al desarrollo de patógenos y a menudo con una vegetación del sotobosque discontinua y pobre de especies. El trabajo describe la experiencia del Proyecto SelPiBiolife relativa al efecto de dos tipologías diferentes de claras (selectiva y tradicional por lo bajo) en pinares de pino salgareño en dos áreas de la Toscana – Amiata y Pratomagno – para favorecer el incremento de la biodiversidad de diferentes componentes entre los que se encuentra la vegetación del sotobosque. Utilizando el método fitosociológico antes de la realización de las claras y en los sucesivos tres años se ha registrado en áreas fijas la vegetación del sotobosque con el objetivo de monitorear los cambios en la composición específica por número de especies presentes y en la abundancia de las mismas. Los resultados han evidenciado un aumento del número de especies en las dos áreas para las dos tipologías de claras, 30 y 13 en la clara selectiva, al tercer año de la intervención selvícola.

PALABRAS CLAVE: *pinares de Pino salgareño, tratamientos selvicoltural, sotobosque, biodiversidad.*