

GIOVANNI BOVIO (*) - RAFFAELLA MARZANO (*)
GIANFRANCO MINOTTA (*)

VALUTAZIONE DELLA BIODIVERSITÀ FORESTALE DOPO IL PASSAGGIO DEL FUOCO ⁽¹⁾

Gli incendi boschivi sono un grave fattore di disturbo per gli ecosistemi forestali, in particolare nelle aree in cui il fenomeno assume modalità di elevata e frequenza. Il ruolo degli incendi boschivi nel determinare modificazioni della diversità biologica è stato più volte sottolineato, tuttavia appare a tutt'oggi fortemente necessaria una maggiore comprensione delle relazioni tra il fuoco, la biodiversità e la gestione forestale. Il presente lavoro analizza l'influenza degli incendi sulla diversità specifica e strutturale in cenosi forestali mediterranee frequentemente percorse dal fuoco. L'area di studio è situata in provincia di Savona; sono stati selezionati per l'indagine 2 eventi caratterizzati da una notevole intensità del fronte di fiamma, avvenuti rispettivamente nell'agosto del 1998 e nell'agosto del 2003. In parcelle sperimentali (superficie 2500 m²) sono state comparate aree percorse da incendio nei due anni sopra indicati ed altre non interessate da eventi di elevata intensità negli ultimi decenni. I rilievi relativi alla componente arborea ed arbustiva sono terminati, mentre il rilievo dello strato erbaceo è tuttora in corso. Sono stati utilizzati indici di diversità specifica e strutturale. È stata inoltre analizzata la distribuzione spaziale nelle aree con indici afferenti alla Point Pattern Analysis. L'applicazione di detti indici ha permesso di evidenziare le modificazioni nella diversità specifica e strutturale indotte nei popolamenti analizzati dal passaggio del fuoco, quantomeno nel breve periodo. I risultati ottenuti potranno contribuire alla formulazione di linee guida per una gestione forestale sostenibile finalizzata alla conservazione della biodiversità.

Parole chiave: incendi boschivi; diversità specifica e strutturale; analisi spaziale; dinamiche delle vegetazione.

Key words: wildfires; species and structural diversity; spatial analysis; vegetation dynamics.

1. INTRODUZIONE

La conservazione della diversità biologica è divenuta uno degli obiettivi prioritari per la gestione delle foreste in un'ottica ecologicamente sosteni-

(*) Dipartimento AGROSELVITER, Università di Torino, via L. da Vinci 44, 10095 Grugliasco (TO); e-mail: raffaella.marzano@unito.it.

¹ Lavoro svolto dagli Autori in parti uguali nell'ambito del progetto MIUR PRIN COFIN2003 FOR_BIO «Modelli di gestione sostenibile dei sistemi forestali per la conservazione della complessità e della diversità biologica» (Coordinatore nazionale: O. Ciancio).

bile (LINDENMAYER *et al.*, 2000). Da oltre un decennio la biodiversità rappresenta infatti un elemento essenziale nell'ambito del dibattito sulla sostenibilità (NEUMANN e STARLINGER, 2001).

La lista dei criteri per la conservazione della biodiversità e degli indicatori di biodiversità come parte di una selvicoltura ecologicamente sostenibile è molto ampia ed è stata adottata da numerosi organismi nazionali ed internazionali. Un requisito fondamentale per l'utilizzo di molti degli indicatori di biodiversità proposti è la conoscenza di quali specie sono presenti in un bosco, dove sono localizzate e come possono rispondere ai disturbi (LINDENMAYER *et al.*, 2000).

Diversi studi su ecosistemi forestali evidenziano l'importante ruolo svolto dai disturbi naturali nel regolare le proprietà dell'ecosistema, inclusa la biodiversità (GLITZENSTEIN *et al.*, 1986). I disturbi naturali possono influire sull'abbondanza delle specie, sul risultato dei processi di successione e sulla biodiversità (WHITE, 1979; ROBERTS e GILLIAM, 1995). Tali fenomeni creano infatti in foresta varietà ed eterogeneità di strutture e processi; questi ultimi a loro volta influenzano la diversità delle specie che costituiscono la cenosi forestale (PALIK *et al.*, 2002). Non tutte le specie sono tuttavia egualmente interessate dai disturbi, poiché gli effetti provocati dipendono, tra le altre cose, dal tipo e dall'intensità dell'evento (ONAINDIA *et al.*, 2004).

La conoscenza degli effetti di differenti tipi di disturbo e delle loro intensità è necessaria per costruire un modello predittivo di diversità. In ultima istanza è di fatto l'interazione tra il tipo e l'intensità del disturbo naturale con le caratteristiche delle specie presenti che guida i *patterns* successionali e di diversità (PICKETT, 1976; HALPERN, 1989). Determinare in modo oggettivo il ruolo che i disturbi naturali giocano nel controllare la biodiversità diviene quindi fondamentale (ROBERTS e GILLIAM, 1995).

Tra i disturbi naturali il fuoco è citato come il più cruciale in molti tipi di foresta (JOHNSON, 1992; BERGERON e HARVEY, 1997). Le conseguenze ecologiche di un incendio dipendono dal comportamento del fuoco e dal suo contesto temporale e spaziale (GRANSTRÖM, 2001) e pertanto è importante studiare l'impatto di diversi regimi di incendio sulle componenti dell'intera comunità biotica, con un adeguato monitoraggio sia dell'incendio che dei suoi effetti sulle specie e sulle comunità (SIMBERLOFF, 2001). Tali effetti dovrebbero essere sempre valutati integrando le informazioni dedotte a più scale territoriali (ROBERTS e GILLIAM, 1995). Questo è particolarmente rilevante per lo studio degli incendi boschivi, il cui impatto in aree notevolmente colpite dal fenomeno si riflette in modificazioni sia a livello di popolamento forestale che di paesaggio (MARZANO *et al.*, 2004).

Inoltre, le indagini sugli effetti degli eventi perturbativi vanno possibilmente condotte esaminandone le conseguenze a breve termine (in relazione

alle caratteristiche delle specie) e le conseguenze a medio-lungo termine (in relazione alle interazioni tra le diverse specie).

Il presente lavoro si propone pertanto di analizzare le variazioni nella diversità specifica e strutturale indotte dal passaggio del fuoco in ecosistemi forestali mediterranei, a livello sia di popolamento che di paesaggio. Il lavoro si inquadra nell'ambito di una ricerca più vasta volta alla definizione di modelli di gestione sostenibile dei sistemi forestali per la conservazione della diversità biologica. In particolare vengono esposti la metodologia ed alcuni risultati relativi al primo anno della ricerca, riguardanti le analisi a scala di popolamento.

2. MATERIALI E METODI

2.1. *Area di studio*

La ricerca è condotta in Liguria, in provincia di Savona. L'area oggetto di studio è localizzata nel territorio dei comuni di Savona, Spotorno, Noli, Quiliano, Bergeggi e Vado Ligure ed è stata selezionata a seguito di un'indagine preliminare, poiché caratterizzata da un'elevata incidenza di incendi boschivi.

La scelta dei casi di studio all'interno di tale area è stata realizzata in base ai seguenti criteri:

- incendi di grandi dimensioni (superiori a 100 ha), con raggiungimento di intensità elevate (oltre 6000 kWm^{-1}) e passaggio del fronte di fiamma in chioma, caratterizzati da un mosaico di aree con differente grado di danneggiamento;
- presenza di diverse tipologie di vegetazione interessate dal fuoco.

Analizzando la serie storica degli incendi avvenuti nell'area di studio nel periodo 1996-2003, sono stati individuati due eventi, verificatisi rispettivamente nell'agosto del 1998 (superficie percorsa 320 ha) e nell'agosto del 2003 (superficie percorsa 235 ha).

Si riporta una breve descrizione dei due incendi, anche in base alle informazioni fornite dal Corpo Forestale dello Stato (CFS).

Il primo incendio selezionato si è sviluppato nei comuni di Spotorno e Noli (provincia di Savona) nel 1998. Il fuoco ha avuto origine in prossimità di una strada di viabilità ordinaria (coordinate del presunto luogo di inizio: latitudine $44^{\circ} 13' \text{ N}$, longitudine $8^{\circ} 23' \text{ E}$), nelle prime ore del mattino del giorno 8 agosto 1998.

Il forte vento, la natura dei popolamenti forestali interessati dal fuoco (costituiti prevalentemente da conifere) e lo stato generale di secchezza hanno favorito il rapido e violento propagarsi delle fiamme. Al termine dell'e-

vento risultavano percorsi dal fuoco 320 ha, tutti di proprietà privata, costituiti principalmente da boschi a prevalenza di pino marittimo (*Pinus pinaster* Ait.) e cedui di roverella (*Quercus pubescens* Willd.) e leccio (*Quercus ilex* L.).

Il secondo incendio selezionato ha percorso nel 2003 le colline alle spalle dell'abitato di Savona. Il fuoco si è sviluppato a partire dalla tarda serata del giorno 6 agosto 2003, in prossimità di una strada di viabilità ordinaria del comune di Savona a quota 170 m s.l.m. (coordinate del presunto luogo di inizio: latitudine 44° 18' N, longitudine 8° 27' E) e si è propagato per diversi giorni, tanto che gli ultimi focolai sono stati definitivamente spenti il 12 agosto.

Le condizioni climatiche al momento dell'evento e nei giorni precedenti (elevate temperature e scarsa umidità dell'aria e dei combustibili), il forte vento e l'elevata infiammabilità della vegetazione interessata hanno provocato il frequente passaggio in chioma dell'incendio.

Al termine dell'evento, la superficie totale percorsa dal fuoco è risultata di circa 235 ha, suddivisi in 20 ha di superficie non boscata (incolti) e 215 ha di superficie boscata. Quest'ultima è rappresentata da cedui, prevalentemente di castagno (*Castanea sativa* Mill.), roverella e leccio, da macchia mediterranea e da alto fusto di conifere, in prevalenza pino marittimo. L'intera area percorsa risulta di proprietà privata.

Dall'analisi delle ustioni riscontrate in ambedue gli incendi esaminati si è potuti risalire alle altezze di fiamma, che in alcune zone hanno superato i 10 m. La misura delle scottature sui fusti può infatti essere assunta come indicatore dell'altezza della fiamma. Utilizzando l'altezza delle scottature è possibile poi ricavare l'intensità lineare attraverso varie espressioni empiriche, che legano quest'ultima alla lunghezza o all'altezza della fiamma (BYRAM, 1959; NELSON, 1980; CHANDLER *et al.*, 1983; NELSON e ADKINS, 1986).

È stata pertanto applicata la formula di BYRAM (1959), che esprime la relazione tra intensità (I) e altezza (H) della fiamma mediante la seguente espressione:

$$I = 273 H^{2,17}$$

ottenendo una stima dell'intensità del fronte di fiamma, che ha raggiunto valori molto elevati, con punte di oltre 40.000 kWm⁻¹. Dalla valutazione sopralluogo si ritiene comunque che i risultati dell'espressione siano sovrastimati e che debbano essere validi solo per alcuni punti dell'incendio. Conforta questa affermazione il fatto che il rilevamento a posteriori delle scottature fornisca a sua volta una misura sovrastimata dell'altezza di fiamma (BOVIO, 1994).

2.2. Rilievi effettuati

Il perimetro dei due incendi è stato digitalizzato e riportato su cartografia numerica. Sono state individuate due categorie forestali (definite

secondo la classificazione della Carta Forestale della Liguria in scala 1:25.000) tra quelle più frequenti nell'area di studio, ovvero bosco misto di conifere e latifoglie e bosco a prevalenza di latifoglie. Per ciascuna categoria sono state scelte un'area percorsa nel 1998, un'area percorsa nel 2003 ed un'area in cui non si fossero verificati incendi di elevata intensità nel corso degli ultimi decenni. All'interno di tali aree sono stati realizzati rilievi volti a caratterizzare la diversità specifica e strutturale e ad individuarne, ove possibile, le variazioni conseguenti al passaggio del fuoco. I rilievi sono stati impostati in modo da interessare la componente arborea, la componente arbustiva ed erbacea e la rinnovazione delle specie forestali.

A tale scopo in ognuna delle aree selezionate è stata predisposta una parcella sperimentale di 50x50 m, per un totale di 6 parcelle nell'intera area di studio.

Le parcelle sono state localizzate in modo permanente sul terreno, mediante picchetti posizionati ai 4 vertici, con uno dei lati disposto lungo la linea di massima pendenza.

In ciascuna parcella sono state inoltre individuate 4 sotto-parcelle (5x5 m), in cui è attualmente in corso l'analisi della componente erbaceo-arbustiva, il conteggio totale della rinnovazione, nonché la rappresentazione della distribuzione spaziale della vegetazione presente.

Nel presente articolo verranno approfonditi in particolare la metodologia applicata ed alcuni dei risultati ottenuti relativamente alle componenti arborea ed arbustiva.

2.2.1. Rilievi componente arborea ed arbustiva

I rilievi relativi alla componente arborea ed arbustiva sono stati eseguiti nel periodo agosto 2004 - dicembre 2005.

Tutti gli alberi e gli arbusti vivi (con diametro a 1,30 m di altezza ≥ 3 cm) e la necromassa sono stati individuati e segnalati con targhette di plastica riportanti un identificativo numerico. La necromassa è stata suddivisa in *log* (tronco a terra), *snag* (albero morto in piedi, tronco o parte di tronco eretto) e *stump* (ceppaia). Nel presente lavoro si definiscono come *stumps* le ceppaie generate non da tagli di utilizzazione, ma dal crollo delle piante successivo al passaggio del fuoco. Si considerano inoltre ceppaie gli elementi di altezza inferiore al metro e *snags* quelli di altezza uguale o superiore a detto limite.

Per ogni pianta viva sono stati rilevati il diametro a 1,30 m di altezza, la specie, l'altezza totale, l'altezza di inserzione della chioma verde e i quattro raggi di proiezione della chioma a terra. Le condizioni vegetative di ciascun individuo sono state valutate utilizzando una scala ordinale in 4 classi, relativa alla presenza di danni causati dal passaggio del fuoco ed all'entità di questi ultimi, secondo i criteri definiti nella Tabella 1.

Tabella 1 – Classi di condizione vegetativa.
– *Wildfire damage categories.*

Condizione vegetativa	Codice	Descrizione
Non danneggiata	ND	Pianta che non manifesta segni del passaggio del fuoco, assenza di annerimenti e scottature sul fusto.
Lievemente danneggiata	LD	Pianta con annerimenti e/o lievi scottature nella porzione basale del fusto. Assenza di scottature sui rami e sulla chioma.
Danneggiata	D	Pianta con scottature profonde sul fusto (messa a nudo del cilindro centrale) e con scarse porzioni di chioma morte.
Molto danneggiata	MD	Pianta con scottature profonde ed estese (in circonferenza ed in altezza) sul fusto, ampie porzioni di chioma morte.

Per le piante morte in piedi (altezza > 1 m, diametro a 1,30 m di altezza ≥ 3 cm) sono stati rilevati specie, diametro a 1,30 m ed altezza.

Per i tronchi a terra (soglia inferiore di rilievo pari a 10 cm di diametro nella sezione maggiore) sono stati rilevati: specie, lunghezza, diametro alla base ed in punta; per le ceppaie: specie e diametro.

È stato inoltre eseguito il rilevamento topografico delle posizioni degli alberi e degli arbusti presenti (con diametro a 1,30 m di altezza ≥ 3 cm) e della necromassa, utilizzando un teodolite elettronico Geotronic Geodimeter 400, corredato di distanziometro a raggi infrarossi e di registratore interno di dati, montato su treppiede con basetta dotata di piombino ottico. Le misure sono state realizzate con l'impiego di prisma Geotronics, montato su palina telescopica corredata da livella sferica. Le stazioni sono state localizzate sul terreno utilizzando picchetti di legno o vernice colorata, nel caso di posizionamento su superfici rocciose. Sono inoltre stati rilevati i picchetti rappresentanti i vertici dell'area e, nel caso di porzioni di area prive di elementi oggetto di misura, è stato realizzato un piano quotato per integrare la descrizione morfologica della zona. I dati provenienti dal rilevamento topografico sono stati successivamente elaborati, in modo da determinare le posizioni di stazioni e punti in coordinate cartesiane. Si è ottenuta una precisione centimetrica nel posizionamento.

Per quanto riguarda gli alberi e gli arbusti inferiori a 3 cm di diametro all'altezza di 1,30 m, si è proceduto al semplice censimento delle specie presenti all'interno dell'intera parcella, senza procedere alla localizzazione spaziale dei singoli esemplari.

Nell'ambito del presente lavoro verranno riportati alcuni dati relativi a due delle parcelle interessate dai rilievi. Tali parcelle sono caratterizzate da

una vegetazione simile (bosco misto a prevalenza di latifoglie) e da condizioni morfologiche simili. Sono però state percorse del fuoco in tempi diversi, rispettivamente nel 2003 e nel 1998.

2.3. Descrizione parcelle

2.3.1. Parcella di Savona (percorsa nel 2003)

La parcella è ubicata in località Strà, nella zona denominata “Conca Verde” all’interno del territorio del Comune di Savona.

Si sviluppa lungo un versante con esposizione prevalente sud-ovest, con pendenza media di circa 30° e quota media pari a 225 m s.l.m. Morfologicamente è caratterizzata da un impluvio che la attraversa quasi completamente in direzione est-ovest e da una zona con scarsa pendenza situata nella parte centrale.

Il clima è di tipo temperato caldo; la temperatura media annua si attesta tra 12-14 °C, le precipitazioni medie annue oscillano fra 900 e 1000 mm; il regime pluviometrico è di tipo equinoziale con massimi in primavera ed autunno e frequenti condizioni di aridità nei mesi estivi.

La vegetazione forestale è rappresentata da un bosco misto di latifoglie a prevalenza di querce, quali rovere (*Quercus petraea* (Mattus.) Liebl.), roverella, leccio, accompagnate da orniello (*Fraxinus ornus* L.) e castagno; sporadicamente sono presenti anche tiglio (*Tilia cordata* Mill.) e ciliegio (*Prunus avium* L.). Sono inoltre presenti esemplari di pino marittimo, generalmente concentrato nelle zone di displuvio più aride e a minore fertilità.

Lo strato arbustivo si presenta con una distribuzione a macchie ed è formato principalmente da corbezzolo (*Arbutus unedo* L.) ed erica arborea (*Erica arborea* L.), sporadicamente da nocciolo (*Corylus avellana* L.).

È stata riscontrata la presenza di rinnovazione di pino marittimo e di querce, sviluppatasi dopo il passaggio del fuoco.

Il soprassuolo risulta caratterizzato da una struttura altamente irregolare; sono presenti rade ceppaie di castagno con polloni di notevole dimensione e grandi individui di rovere e roverella. Orniello e leccio, di recente invasione, presentano invece ceppaie ravvicinate, ciascuna con numerosi polloni di dimensioni medio-piccole.

2.3.2. Parcella di Spotorno (percorsa nel 1998)

La parcella è situata in località Sorgente nell’abitato di Voze. Si estende in una zona prossimale alla cresta spartiacque con esposizione nord-ovest, pendenza media di 25°, quota media pari a 170 m s.l.m. Morfologicamente è caratterizzata da zone a scarsa pendenza e da impluvi discretamente marcati che decorrono in varie direzioni.

Il clima è di tipo temperato caldo, con temperatura media annua che oscilla fra 12-14 °C, e precipitazioni medie annue che si attestano intorno a

800-900 mm; il regime pluviometrico è di tipo equinoziale con massimi in primavera ed autunno (mesi di maggio e ottobre). Al contrario nei mesi estivi (luglio ed agosto) si hanno frequentemente condizioni di aridità.

Il soprassuolo forestale è ascrivibile ad un bosco misto di latifoglie con netta prevalenza di roverella e presenza di leccio, orniello e sporadicamente di pino marittimo.

La vegetazione arbustiva è caratterizzata da uno strato discontinuo di arbusti alti anche fino a 2-3 metri, rappresentato da corbezzolo, erica arborea, lentisco (*Pistacia lentisco* L.), ginestra (*Spartium junceum* L.) ed individui di roverella, leccio e frassino; è inoltre presente uno strato pressoché continuo di arbusti bassi (intorno ai 30-70 cm) di ginestra spinosa (*Calicotome spinosa* (L.) Link), cisti (*Cistus monspelliensis* L., *C. salvifolius* L.), lavanda (*Lavandula stoechas* L.) e ginestrella (*Osyris alba* L.). Sporadicamente è presente rinnovazione di pino marittimo e delle latifoglie del piano arboreo.

Dove l'incendio è stato meno intenso si riconosce una struttura a ceduo invecchiato di roverella, altrimenti prevalgono portamenti arbustivi.

2.4. Analisi della diversità

Con i dati rilevati sono stati calcolati diversi indici per valutare la diversità specifica e strutturale.

Analizzando la componente arborea, alle nostre latitudini le misure di diversità strutturale assumono in proporzione una maggiore importanza, poiché la diversità specifica dello strato arboreo è generalmente piuttosto bassa.

Sono stati tuttavia applicati alle componenti arborea ed arbustiva alcuni tra i più classici indici di diversità specifica ed equitabilità (*evenness*).

Come già indicato, sono ancora in corso le medesime analisi riguardanti la componente erbacea.

L'indice di diversità di SHANNON (H') (SHANNON, 1949) è stato calcolato secondo la formula:

$$H' = -\sum_{i=1}^S (p_i \ln p_i)$$

dove p_i rappresenta la proporzione relativa di individui appartenenti alla i -esima specie.

È stato utilizzato l'indice di equitabilità di PIELOU (J') (PIELOU, 1969; 1975):

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}}, \quad H'_{\max} = \frac{H'}{\ln S}$$

dove S è il numero totale delle specie.

L'equitabilità o *evenness* considera la distribuzione degli individui nel-

l'ambito delle varie specie che compongono una comunità; l'indice assume valori compresi tra 0 e 1: il valore massimo viene raggiunto nel caso teorico in cui tutte le specie siano presenti con la stessa abbondanza; il valore più basso si ottiene se sono presenti numerose specie con pochi individui ed una sola specie con molti individui.

È stato quindi applicato l'indice di dominanza:

$$D = X'_{\max} - H'$$

Tale indice misura la prevalenza di un numero ridotto di specie in una comunità ed ha andamento inverso rispetto all'*evenness*.

Per quanto riguarda la diversità strutturale, sono state analizzate sia la struttura orizzontale che la struttura verticale.

Secondo KUULUVAINEN *et al.* (1996) la complessità strutturale può essere considerata un buon indicatore della biodiversità complessiva di un popolamento. La diversità strutturale, misurata come variazione lungo un profilo verticale o orizzontale, appare inoltre essere un buon indicatore degli effetti della gestione forestale (ROBERTS e GILLIAM, 1995; LINDGREN e SULLIVAN, 2001).

La struttura verticale è stata analizzata in relazione alla diversità strutturale utilizzando il metodo proposto da NEUMANN e STARLINGER (2001). Tale metodo prevede il calcolo di un indice per la caratterizzazione della distribuzione verticale della copertura, denominato *Vertical Evenness* (VE). Il popolamento viene suddiviso in strati sovrapposti e per ciascuno strato verticale si calcola l'area di proiezione delle chiome a terra. Si applica quindi la formula di SHANNON alle proporzioni risultanti e la si standardizza in funzione del numero di strati, secondo l'algoritmo dell'indice di equitabilità precedentemente riportato.

Nella sua formulazione originaria il metodo di NEUMANN e STARLINGER prevede la suddivisione del popolamento in 4 strati, utilizzando come soglie-limite rispettivamente l'80, il 50 ed il 20 % dell'altezza della pianta più alta rilevata nella parcella.

L'indice VE viene computato come:

$$VE = \sum_i^4 (-\ln \pi_i) \cdot \frac{\pi_i}{\ln 4}$$

Dove:

π_i = area di proiezione della chioma relativa dell'*i*-esimo strato verticale.

Il valore dell'indice varia tra 0 e 1: valori prossimi a 0 sono tipici di popolamenti monoplani, mentre più ci si avvicina ad 1, più il popolamento è caratterizzato da una struttura pluristratificata, egualmente distribuita nei diversi piani.

Nel presente lavoro si è ritenuto di modificare parzialmente il procedimento proposto da NEUMANN e STARLINGER e di non suddividere a priori i popolamenti oggetto di studio in 4 strati verticali; la stratificazione è stata invece ricavata utilizzando l'algoritmo proposto da LATHAM *et al.* (1998):

$$CP = 0.40 CL + HBCL$$

Dove:

CP = *cut-off point* (valore di altezza dal suolo che consente di definire i singoli strati verticali. L'assegnazione degli alberi nei diversi strati viene effettuata sulla base della posizione relativa delle chiome rispetto ai valori di *cut-off point* individuati);

CL = profondità della chioma (*crown length*);

HBCL = altezza di inserzione della chioma viva (*height-to-base of the live crown*).

La formula viene applicata a partire dalla pianta più alta del popolamento (a parità di altezza la variabile discriminante è rappresentata dalla maggiore profondità della chioma). Si ottiene così un primo *cut-off point* che determina l'altezza dello strato verticale superiore: tutti gli alberi con altezza uguale o maggiore rispetto a tale valore fanno quindi parte del piano superiore. Si procede poi al calcolo del *cut-off point* successivo, individuando la pianta con altezza immediatamente inferiore rispetto alla soglia individuata per lo strato superiore e caratterizzata nel contempo dalla chioma più profonda. Il procedimento viene ripetuto fino ad includere tutte le piante o al raggiungimento di un eventuale limite pre-definito per il piano più basso (Figura 1).

Utilizzando questo metodo, per ciascuna parcella è stato individuato un diverso numero di strati, che sono poi stati utilizzati per il calcolo dell'indice VE. L'area di proiezione delle chiome di ciascuno strato è stata calcolata tramite il software SVS (*Stand Visualization System*) (MC GAUGHEY, 1997).

Lo studio della distribuzione spaziale è stato realizzato mediante indici afferenti alla *Point Pattern Analysis*, applicando in particolare le funzioni $K(d)$ e $K_{12}(d)$ di Ripley (RIPLEY, 1977; DIGGLE, 1983; UPTON e FINGLETON, 1985; ANDERSEN, 1992; MOEUR, 1993). Attraverso tali funzioni, ampiamente utilizzate in campo forestale ed ecologico (FULÈ e COVINGTON, 1998; COOMES *et al.*, 1999; PARK, 2003; GRASSI *et al.*, 2004; LINGUA *et al.*, 2004) è possibile verificare se un determinato *pattern* sia regolare, casuale o a gruppi ed individuare l'esistenza di eventuali interazioni spaziali positive (aggregazione) o negative (repulsione) all'interno di un gruppo di piante o tra più gruppi di piante (distinte ad esempio per specie, condizioni vegetative, dimensioni).

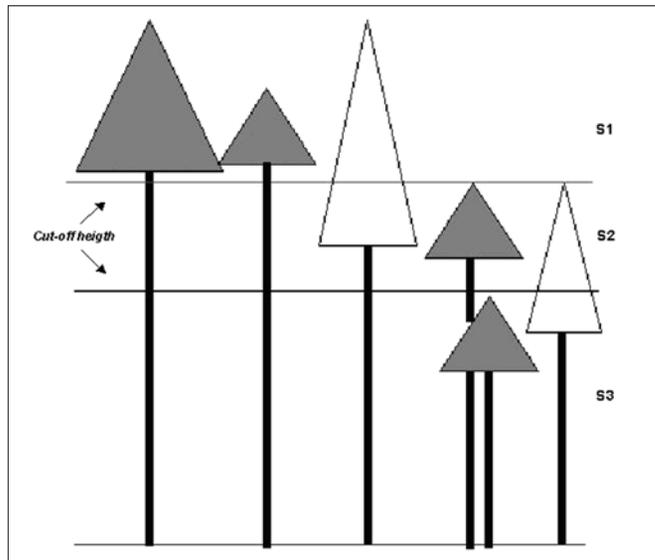


Figura 1 – Suddivisione del popolamento in strati con l'applicazione dei valori di *cut-off* (da LATHAM *et al.*, 2001, modificato). Le piante con colorazione più chiara rappresentano gli individui utilizzati per la determinazione delle altezze che individuano i diversi piani.

– *Stand stratification realized applying cut-off height values* (LATHAM *et al.*, 2001, modified). *Brighter trees are those used to compute the cut-off values.*

Per le analisi è stato utilizzato il software SPPA 2.0 (HAASE, 2001).

I valori di $K(d)$ e $K_{12}(d)$ sono stati calcolati con intervalli di 1 m fino ad un massimo di 25 m, pari a metà della lunghezza del lato più corto delle parcelle. Per testare l'ipotesi nulla di distribuzione spaziale *random* (*Complete Spatial Randomness – CSR*), sono state effettuate 99 simulazioni Monte Carlo ($p < 0,01$).

Le analisi sono state realizzate dapprima per tutti gli alberi, distinguendo le piante vive da quelle morte, e poi per le singole specie, distinguendo diverse classi dimensionali o diverse classi di condizione vegetativa.

La funzione bivariata $K_{12}(d)$ è stata utilizzata per indagare le relazioni tra 2 specie o tra classi differenti.

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

3.1. Caratteristiche dei soprassuoli

3.1.1. Parcella di Savona (percorsa nel 2003)

Nell'area si è riscontrata una densità di 476 fusti vivi ad ettaro (diametro a 1,30 m di altezza ≥ 3 cm); rilevando i fusti morti ancora presenti nel-

l'area dopo l'incendio, si è potuta definire con buona approssimazione la densità ad ettaro precedente al passaggio del fuoco (3776 fusti/ha).

La composizione specifica rilevata a distanza di un anno dall'evento è caratterizzata da una netta predominanza di orniello, rovere e leccio, con rispettivamente il 37,2%, 30,8% e 11,5% dei fusti presenti (Tabella 2).

Tabella 2 – Composizione specifica delle 2 parcelle; per la parcella di Savona è riportata anche una ricostruzione della composizione specifica precedente l'incendio, ricavata dall'analisi della necromassa.

– Species composition of the two plots; for the Savona plot there is also a reconstruction of species composition before the event, resulting from the coarse woody debris (CWD) analysis.

Specie	Composizione specifica (%)		
	SAVONA		SPOTORNO
	Prima dell'incendio (ricostruzione)	Dopo l'incendio	Dopo l'incendio
<i>Arbutus unedo</i>	9,1	3,8	37,3
<i>Castanea sativa</i>	9,9	3,8	-
<i>Corylus avellana</i>	0,2	-	-
<i>Erica arborea</i>	9,1	6,4	4,9
<i>Fraxinus ornus</i>	38,0	37,2	9,2
<i>Pinus pinaster</i>	5,8	1,3	2,1
<i>Pistacia lentiscus</i>	-	-	0,7
<i>Prunus avium</i>	2,8	-	-
<i>Quercus ilex</i>	11,2	11,5	13,4
<i>Quercus petraea</i>	6,7	30,8	-
<i>Quercus pubescens</i>	6,9	5,1	31,7
<i>Sorbus domestica</i>	-	-	0,7
<i>Tilia cordata</i>	0,2	-	-

Il rilievo dettagliato della necromassa, effettuato in tempi relativamente brevi rispetto al passaggio del fronte di fiamma, ha consentito di ricavare la composizione specifica del popolamento prima dell'incendio (Tabella 2) e di ricostruire con buona precisione la distribuzione spaziale delle diverse specie presenti nell'area.

Osservando il grafico della distribuzione diametrica (Figura 2), si può notare come i diametri più colpiti siano principalmente quelli inferiori a 15-20 cm. Tuttavia un dato interessante è rappresentato dall'elevato tasso di mortalità delle piante con diametro superiore a 35 cm; in particolare tutti gli individui con diametro superiore a 40 cm sono morti. Si tratta in prevalenza di esemplari di pino marittimo e in secondo luogo di rovere e roverella.

La vegetazione all'interno dell'area si sta ricostituendo spontaneamente, secondo un processo di ricostituzione passiva.

Le dinamiche di recupero in seguito al passaggio del fuoco in ecosistemi di tipo mediterraneo sono strettamente dipendenti dai meccanismi di

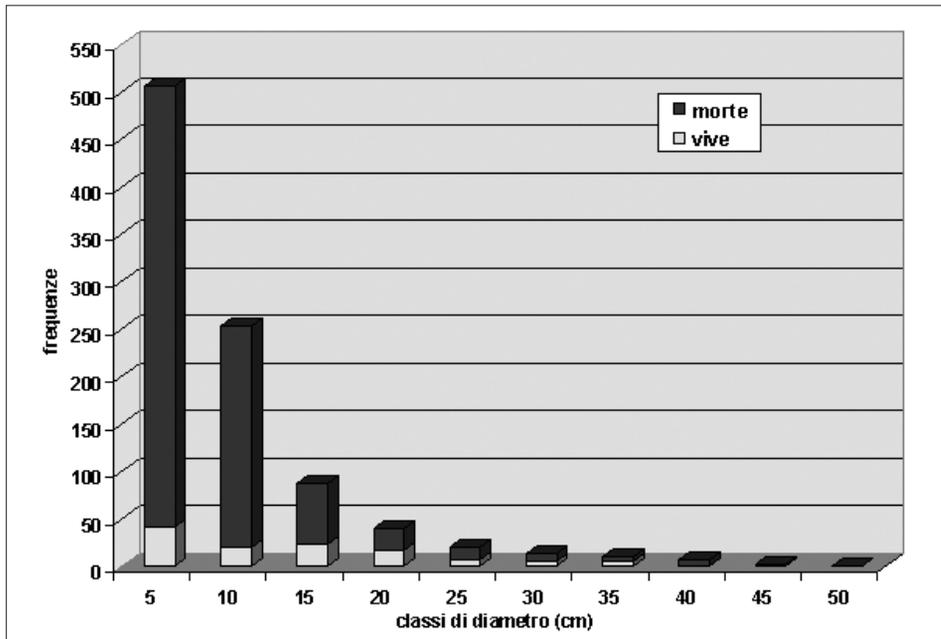


Figura 2 – Parcella di Savona: curva di distribuzione delle classi diametriche, distinte in piante vive e morte.

– Savona plot: diameter distribution (living and dead trees).

rigenerazione delle specie presenti (riproduzione da seme oppure riproduzione vegetativa) (NAVEH, 1975). Ad un anno dall'incendio la ricostituzione del soprassuolo nell'area è garantita principalmente dalla specie più resilienti, dotate di capacità pollonifera.

La parcella presenta una densità di 860 ceppaie ad ettaro, di cui il 30% morte ed il 70% vive. Le ceppaie vive si distinguono per il 17% in ceppaie con presenza di polloni vivi (anche se variamente danneggiati dal fuoco) e per il 53% in ceppaie con tutti i polloni morti, ma caratterizzate dalla presenza di ricacci. Le specie che mostrano le migliori percentuali di rigenerazione vegetativa (Tabella 3) sono il corbezzolo, con una percentuale di ceppaie con ricacci superiore al 84%, il leccio (68,2%), la roverella (60%) e l'orniello (58,3%).

Il diametro medio dei polloni morti in piedi (89% dei polloni totali) è pari a 7,5 cm; i polloni vivi, ma danneggiati (7,6% dei polloni totali) presentano invece un diametro medio di 13,8 cm, mentre i polloni vivi e non danneggiati (3,4% dei polloni totali) hanno diametro medio pari a 9,5 cm.

Tabella 3 – Parcella di Savona: percentuale di ceppaie (per specie), distinte tra ceppaie con tutti i polloni morti, ma con ricacci; ceppaie con tutti i polloni morti, senza ricacci e ceppaie con 1 o più polloni vivi (sopravvissuti al passaggio del fuoco).

– Savona plot: stump frequency (distinguishing among stumps with dead shoots, but with sprouts; stumps with dead shoots and no sprouts; stumps with living shoots (surviving wildfire)).

Specie	CEPPAIE			
	Frequenza (%)	Polloni morti, con ricacci (%)	Polloni morti, senza ricacci (%)	Polloni vivi (%)
<i>Arbutus unedo</i>	8,8	84,2	5,3	10,5
<i>Erica arborea</i>	13,0	32,1	57,1	10,7
<i>Fraxinus ornus</i>	44,4	58,3	25,0	16,7
<i>Quercus ilex</i>	10,2	68,2	13,6	18,2
<i>Quercus pubescens</i>	4,6	60,0	40,0	-
<i>Quercus petraea</i>	6,0	7,7	23,1	69,2
<i>Prunus avium</i>	0,9	-	100,0	-
<i>Castanea sativa</i>	11,6	40,0	48,0	12,0
<i>Corylus avellana</i>	0,5	100,0	-	-

3.1.2. Parcella di Spotorno (percorsa nel 1998)

L'area presenta una densità di 1308 fusti ad ettaro (diametro a 1,30 m di altezza > 3 cm); non è stato possibile in questo caso definire in modo attendibile la possibile densità ad ettaro riscontrabile nella parcella prima del passaggio del fuoco. Il maggiore numero di anni trascorsi dall'incendio e la densa copertura di arbusti hanno infatti reso particolarmente difficoltoso il rilievo della necromassa, in particolare per quanto riguarda l'individuazione degli *stumps*.

La composizione specifica (Tabella 2) vede prevalere nettamente il corbezzolo (37,3%) e la roverella (31,7%) sulle altre specie.

La distribuzione diametrica delle piante (Figura 3) evidenzia, come nel caso della parcella di Savona, la morte di tutte le piante di dimensioni maggiori (diametro superiore a 30 cm), ad eccezione di un unico esemplare di orniello (diametro 69 cm), che per altro non presenta alcun segno di danneggiamento. Appare inoltre fortemente rappresentata la classe diametrica 5 cm, grazie soprattutto alla nutrita presenza di polloni generati dal ricaccio delle ceppaie, che nei 6 anni trascorsi dal passaggio del fuoco hanno raggiunto dimensioni tali da superare la soglia di cavallettamento di 3 cm a 1,30 m utilizzata per il presente studio. La dimensione media dei polloni vivi è pari a 4,8 cm, a conferma del fatto che si tratti principalmente di polloni nati dopo l'evento.

La densità delle ceppaie nella parcella è pari a 456 ceppaie ad ettaro. In tabella 4 è riportata la frequenza delle ceppaie presenti, distinte per specie, con la percentuale di ceppaie con polloni vivi, per lo più non danneggiati (in quanto nati generalmente dopo l'incendio), ceppaie con tutti i pol-

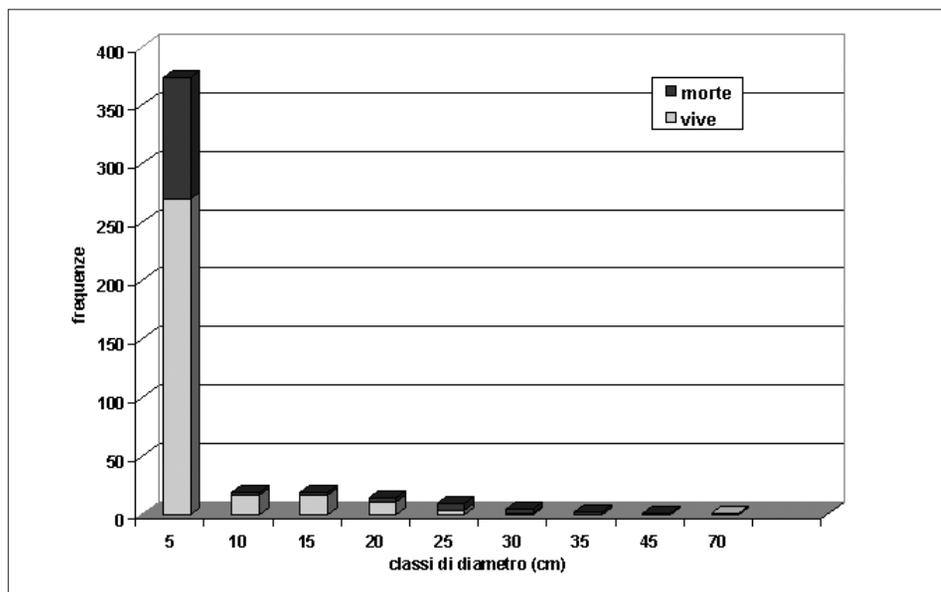


Figura 3 – Parcella di Spotorno: curva di distribuzione delle classi diametriche, distinte in piante vive e morte.

– Spotorno plot: diameter distribution (living and dead trees).

Tabella 4 – Parcella di Spotorno: percentuale di ceppaie (per specie), distinte tra ceppaie con tutti i polloni morti, ma con ricacci; ceppaie con tutti i polloni morti, senza ricacci e ceppaie con uno o più polloni vivi (nati per la maggior parte dopo il passaggio del fuoco).

– Spotorno plot: stump frequency (distinguishing among stumps with dead shoots, but with sprouts; stumps with dead shoots and no sprouts; stumps with living shoots (mostly born after wildfire).

CEPPAIE				
Specie	Frequenza (%)	Polloni morti, con ricacci (%)	Polloni morti, senza ricacci (%)	Polloni vivi (%)
<i>Arbutus unedo</i>	49,6	59,6	15,8	24,6
<i>Erica arborea</i>	5,2	16,7	66,7	16,7
<i>Fraxinus ornus</i>	7,0	62,5	-	37,5
<i>Pistacia lentiscus</i>	0,9	100,0	-	-
<i>Quercus ilex</i>	11,3	84,6	-	15,4
<i>Quercus pubescens</i>	25,2	89,7	3,4	6,9
<i>Sorbus domestica</i>	0,9	100,0	-	-

loni morti, ma con ricacci e ceppaie morte. Da quanto si evince dalla medesima tabella, tutte le specie presenti evidenziano buone percentuali di rinnovazione; soltanto l'erica arborea mostra una maggiore difficoltà di ricaccio. Sono inoltre generalmente evidenziabili, per la maggior parte delle specie, buone percentuali di ceppaie con polloni vivi, che, come precedente-

mente sottolineato, sono stati per lo più generati dalle ceppaie dopo il passaggio del fuoco. In totale il 69% delle ceppaie presenta polloni vivi, il 12% ha tutti i polloni morti, ma sta ricacciando ed il 19% delle ceppaie sono morte.

3.2. *Diversità specifica*

Per la parcella di Spotorno (percorsa nel 1998) si è ottenuto un valore dell'indice di Shannon (Tabella 5), calcolato in base alla composizione specifica delle piante arboree ed arbustive del soprassuolo, pari a 1,52; nell'area di Savona (percorsa nel 2003) si è invece ottenuto un valore del medesimo indice pari a 1,62. In tale area è stato inoltre possibile calcolare l'indice di Shannon prima del disturbo (1,94), grazie alla ricostruzione della composizione specifica precedente il passaggio del fuoco, effettuata con i dati della necromassa presente. Ad una prima analisi si osserva quindi una diminuzione della diversità specifica dopo il passaggio del fuoco.

Tabella 5 – Valori degli indici di diversità utilizzati. I numeri tra parentesi si riferiscono ai dati ottenuti dalla ricostruzione della parcella prima dell'incendio.

– *Applied diversity indices. (Within brackets: values obtained from the plot reconstructed as it was before the event).*

Parcelle	SHANNON	DOMINANCE	EVENNESS
SAVONA (percorsa nel 2003)	1,62 (1,94)	0,47 (0,46)	0,78 (0,81)
SPOTORNO (percorsa nel 1998)	1,52	0,56	0,73

L'indice di dominanza assume un valore più alto (0,56) nell'area percorsa nel 1998 (parcella di Spotorno), in cui effettivamente il corbezzolo appare la specie predominante. Nell'area percorsa nel 2003 (parcella di Savona) il valore dell'indice è molto simile prima (0,46) e subito dopo (0,47) il passaggio del fuoco.

A conferma di quanto sopra esposto, nell'area percorsa nel 2003 anche la *evenness* ha evidenziato valori non molto differenti prima (0,81) ed un anno dopo (0,78) l'incendio; nell'area di Spotorno, percorsa da un numero maggiore di anni, si è ottenuto un valore dell'indice di equitabilità pari a 0,73.

I valori ricavati per detti indici dovranno essere ulteriormente analizzati anche alla luce dei risultati che si otterranno per la parcella testimone non percorsa negli ultimi decenni da incendi di elevata intensità; ulteriori elementi per la valutazione si potranno inoltre derivare dall'analisi della diver-

sità specifica dello strato erbaceo. Negli ambienti esaminati sembra comunque manifestarsi nel breve periodo una maggiore influenza del fuoco sulla diversità specifica in termini di variazione nel numero delle specie presenti, piuttosto che sulla dominanza, almeno per quanto riguarda la componente arborea ed arbustiva.

3.3. *Diversità strutturale*

L'indice di *Vertical Evenness* applicato ha fornito risultati molto simili per le due parcelle investigate, con un valore leggermente superiore nell'area percorsa nel 2003 (0,86) rispetto all'area percorsa nel 1998 (0,84).

Utilizzando il metodo combinato che prevede l'applicazione dell'indice su un numero di strati definiti in funzione della formula di LATHAM *et al.* (1998), si sono invece ottenuti un valore pari a 0,90 per l'area percorsa nel 2003 ed un valore pari a 0,95 per l'area percorsa nel 1998. Tale risultato appare maggiormente indicativo di quelle che sono le reali condizioni all'interno delle due parcelle. La suddivisione in piani verticali in base a *cut-off points* consente infatti di rilevare in modo più preciso la stratificazione dovuta alle dinamiche post-incendio in corso nelle due aree.

Nell'area percorsa nel 1998 sono stati individuati tre strati (invece dei quattro strati definiti a priori da NEUMANN e STARLINGER). La pianta più alta di tale area misura 10,9 m; successivamente al passaggio del fuoco si è infatti assistito al crollo delle piante di maggiori dimensioni (come testimoniato dai *logs* presenti a terra); manca pertanto lo strato superiore, che è invece presente nell'area percorsa nel 2003, in cui vi sono ancora diverse piante in piedi di una certa altezza (il fusto più alto misura 17,8 m), sebbene molte siano danneggiate dal fuoco e quindi suscettibili al crollo nei prossimi anni.

Nell'area di Spotorno, nonostante il minore numero di piani verticali, si rileva una maggiore *evenness* nella distribuzione tra i diversi strati, con uno sviluppo più marcato degli strati inferiori rispetto all'area appena percorsa, dovuto alla rapida ricrescita vegetativa delle specie dotate di capacità pollonifera.

Le analisi relative alla distribuzione spaziale sono tuttora in corso. Si stanno indagando i *patterns* interspecifici e intraspecifici esistenti all'interno delle parcelle e l'eventuale effetto del fuoco nel determinare detti *patterns*.

Si riportano alcuni dei risultati preliminari (Tabella 6) sinora ottenuti.

Nella parcella di Savona in particolare, la ricostruzione effettuata della distribuzione spaziale esistente nell'area prima dell'incendio ha consentito di analizzare in modo accurato le variazioni introdotte successivamente al passaggio del fronte di fiamma. Prima dell'incendio si poteva riscontrare nell'area una tendenza generale all'aggregazione; tale tendenza permane

anche successivamente sia nella distribuzione delle piante vive che in quella delle piante morte. Il comportamento del fuoco ha infatti generato una tessitura a macchia di leopardo: la diversa intensità raggiunta dal fronte di fiamma, favorita in particolare dalla microtopografia dell'area, ha determinato la creazione di zone in cui la maggior parte delle piante è morta ed altre in cui le piante sono invece sopravvissute, accentuando ancor più la presenza di gruppi.

Nella medesima area, indagando tramite analisi bivariata i rapporti spaziali tra gli esemplari rilevati, è stato possibile evidenziare le relazioni tra la specie con maggiore frequenza prima e dopo l'incendio (*Fraxinus ornus*) e quella maggiormente danneggiata dal fuoco (*Pinus pinaster*). Prima del passaggio del fuoco non si evidenzia alcuna interazione spaziale tra le due specie; dopo l'incendio è presente una interazione spaziale positiva (attrazione) tra le piante morte di ornello e di pino solo per distanze superiori a 17 m. Tra gli ornelli sopravvissuti ed i pini morti si evidenzia invece una repulsione (interazione spaziale negativa) per distanze superiori ai 3 m; poiché il pino marittimo è una specie ad elevata infiammabilità, in prossimità di esemplari della conifera sono state probabilmente raggiunte intensità del fronte di fiamma particolarmente elevate, con passaggio del fuoco in chioima, tali da causare un maggiore danneggiamento delle piante più vicine.

Anche nell'area di Spotorno è stata analizzata la distribuzione delle piante dopo l'incendio, distinte in piante vive e piante morte. Le piante vive evidenziano nuovamente una tendenza all'aggregazione, mentre le piante morte mostrano una distribuzione pressochè casuale, tranne che per l'intervallo da 9 a 12 m, in cui si evidenzia una interazione spaziale positiva. È necessario comunque sottolineare che in questa parcella, a causa del maggiore numero di anni trascorsi dall'evento di disturbo, si è verificato il crollo di buona parte delle piante rimaste in piedi dopo il passaggio del fuoco. Tale fatto, associato alla oggettiva difficoltà di individuazione degli *stumps*, che ha determinato una minore accuratezza nel rilievo della necromassa, può contribuire a spiegare il risultato ottenuto per la distribuzione delle piante morte.

4. CONCLUSIONI

Le metodologie d'indagine applicate possono consentire di evidenziare in maniera oggettiva gli effetti del passaggio del fuoco su alcuni aspetti della biodiversità nei boschi esaminati. In particolare, l'uso congiunto di indici di diversità specifica e strutturale, nonché il confronto tra aree percorse in tempi diversi, possono essere di ausilio per meglio delineare l'impatto del fuoco e l'evoluzione dell'ecosistema dopo il disturbo. I dati ottenuti con la

presente indagine potranno quindi contribuire alla costituzione di una base informativa utile per individuare le linee di gestione del popolamento forestale più appropriate in riferimento agli aspetti considerati.

RINGRAZIAMENTI

Si ringrazia il Corpo Forestale dello Stato per aver fornito la banca dati sugli incendi boschivi.

Si ringraziano Davide Ascoli, Riccardo Ceccato, Laura Fiore, Danilo Godone, Diego Rolando e Matteo Zerbini per la partecipazione ai rilievi in campo.

Un ringraziamento particolare ad Emanuele Lingua per i preziosi suggerimenti e l'assistenza nell'analisi dei dati.

SUMMARY

Forest biodiversity assessment following wildfire

Wildfires are a major disturbance in forest ecosystems. In areas characterized by a great wildfire incidence, they are a relevant critical element. Wildfire role in determining biodiversity changes has been frequently underlined; a better understanding of the links between fire, biological diversity and forest management is however crucial.

The present work studies wildfire influence on stand structure and species diversity in Mediterranean forests for the assessment of biodiversity and its evolution in time following a fire event.

The study area is located in Savona province. Two wildfires (occurred respectively during august 1998 and august 2003) were selected as study cases. Six plots (each with a surface of 2500 m²), established within burned and non-burned forest stands, are under comparison. The present paper reports the first results obtained in two of the above mentioned plots, burned in 1998 and 2003 respectively. All live trees, coarse woody debris and standing dead trees were topographically mapped. Tree and shrub layers were already surveyed, while the herbaceous layer will be analyzed during the next growing season. Different species and structural diversity indices were used. In particular point pattern analysis was realized to study the spatial distribution within plots, applying Ripley's function. Those indices allowed to point out some species and structural diversity changes induced by fire, at least after a few years since the event occurrence. The obtained results will help in the definition of guidelines for a sustainable forest management aiming at preserving biodiversity.

BIBLIOGRAFIA

- ANDERSEN M., 1992 – *Spatial analysis of two-species interactions*. *Oecologia*, 91: 134-140.
BERGERON Y., HARVEY B., 1997 – *Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec*. *Forest Ecology and Management*, 92: 235-242.

- BOVIO G., 1994 – *Interpretazione del comportamento di incendi boschivi sulla base degli effetti*. Monti e Boschi, 45, 1, 11-18.
- BYRAM G.M., 1959 – *Combustion of forest fuels*. In Brown A.A., K.P. Davis, Forest Fire Control and Use. McGraw Hill, New York. pp 686.
- CHANDLER C., CHENEY P., THOMAS P., TRABAUD L., WILLIAMS D., 1983 – *Fire in forestry Vol I*. John Wiley & Sons, New York. pp.450.
- COOMES D.A., REES M., TURNBULL L., 1999 – *Identifying aggregation and association in fully mapped spatial data*. Ecology, 80 (2): 554-565.
- DIGGLE P.J., 1983 – *Statistical Analysis of Spatial Point Patterns*. Academic Press, London.
- FULÈ P.Z., COVINGTON W.W., 1998 – *Spatial patterns of Mexican pine-oak forests under different recent fire regimes*. Plant Ecology, 134: 197-209.
- GLITZENSTEIN J.S., HARCOTBE P.A., STRENG D.R., 1986 - *Disturbance, succession and maintenance of species diversity in an east Texas forest*. Ecological Monographs, 56: 243-258.
- GRANSTROM A., 2001 – *Fire management for biodiversity in the European Boreal Forest*. Scandinavian Journal of Forest Research Suppl., 3: 62-69.
- GRASSI G., MINOTTA G., TONON G., BAGNARESI U., 2004 – *Dynamics of Norway spruce and Silver fir natural regeneration in a mix stand under uneven-aged management*. Canadian Journal of Forest Research, 34: 141-149.
- HAASE P., 2001 – *Can isotropy vs. anisotropy in the spatial association of plant species reveal physical vs. abiotic facilitation?* Journal of Vegetation Science, 12: 127-136.
- HALPERN C.A., 1989 – *Early successional patterns of forest species: interactions of life history traits and disturbance*. Ecology, 70: 704-720.
- JOHNSON E.A., 1992 – *Fire and Vegetation Dynamics*. Cambridge University Press, Cambridge, England.
- KUULUVAINEN T., PENTTINEN A., LEINONEN K., NYGREN M., 1996 – *Statistical opportunities for comparing stand structural heterogeneity in managed and primeval forests: an example from boreal spruce forest in southern Finland*. Silva Fennica, 30: 315-328.
- LATHAM P.A., ZUURING H.R., COBLE D.W., 1998 – *A method for quantifying vertical forest structure*. Forest Ecology and Management, 104: 157-170.
- LINDENMAYER D.B., MARGULES C.R., BOTKIN D.B., 2000 – *Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management*. Conservation Biology, 14(4): 941-950.
- LINDGREN P.M.F., SULLIVAN T.P., 2001 – *Influence of alternative vegetation management treatments on conifer plantation attributes: abundance, species, diversity and structural diversity*. Forest Ecology and Management, 142: 163-182.
- LINGUA E., GODONE D., MOTTA R., 2004 – *Analisi spaziale in popolamenti di conifere al limite del bosco*. Atti della 8ª Conferenza Nazionale ASITA - GEOMATICA Standardizzazione, interoperabilità e nuove tecnologie. Fiera di Roma, 14 - 17 dicembre 2004, 1355-1360.
- MARZANO R., BOVIO G., MINOTTA G., 2004 – *Incendi boschivi e diversità biologica: metodologia di analisi a differenti scale*. Linea Ecologica, 36 (6), pp.41-47.
- MC GAUGHEY R.J., 1997 – *Quantifying stand structure using a percent canopy over*

- model* (PERCOVE). In: R. Teck, M. Moeur, and J. Adams (eds.), Proceedings: Forest Vegetation Simulator Conference. 1997 February 3-7, Fort Collins, CO. Gen. Tech. Rep. INT-GTR-373. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture. Forest Service, Intermountain Research Station, 133-138.
- MOEUR M., 1993 - *Characterizing spatial patterns of trees using stem-mapped data*. Forest Science, 39 (4): 756-775.
- NAVEH Z., 1975 - *The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region*. Vegetatio, 29: 199-208.
- NELSON R., 1980 - *Flame characteristics for fires in southern fuels*. U.S. Department of Agriculture. Forest Service, Southeast. For. Exp. Stn. Asheville, North Carolina. Res. Pap. SE-205.
- NELSON R., ADKINS C., 1986. - *Flames characteristics of wind-driven surface fires*. Canadian Journal of Forest Research, 16: 1293-1300.
- NEUMANN M., STARLINGER F., 2001 - *The significance of different indices for stand structure and diversity in forests*. Forest Ecology and Management, 145: 91-106.
- ONAINDIA M., DOMINGUEZ I., ALBIZOU I., GARBISU C., AMEZAGA I., 2004 - *Vegetation diversity and vertical structure as indicators of forest disturbance*. Forest Ecology and Management, 195: 341-354.
- PALIK B.J., MITCHELL R.J., HIERS J.K., 2002 - *Modelling silviculture after natural disturbance to sustain biodiversity in the longleaf pine (Pinus palustris) ecosystem: balancing complexity and implementation*. Forest Ecology and Management, 155: 347-356.
- PARK A., 2003 - *Spatial segregation of pines and oaks under different fire regimes in the Sierra Madre Occidental*. Plant Ecology, 169: 1-20.
- PIELOU E.C., 1969 - *An Introduction to Mathematical Ecology*. Wiley Interscience, New York, N.Y., pp.286.
- PIELOU E.C., 1975 - *Ecological Diversity*. John Wiley, New York, pp.165.
- PICKETT S.T.A., 1976 - *Succession: an evolutionary interpretation*. American Naturalist, 110:107-119.
- RIPLEY B.D., 1977 - *Modelling spatial pattern (with discussion)*. Journal of the Royal Statistical Society Series, B41: 368-374.
- ROBERTS M.R., GILLIAM F.S., 1995 - *Patterns and mechanism of plant diversity in forested ecosystems: implications for forest management*. Ecological Applications, 5(4): 969-977.
- 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, pp.29-125.
- SIMBERLOFF D., 2001 - *Management of Boreal Forest biodiversity - A view from the outside*. Scandinavian Journal of Forest Research Suppl., 3: 105-118.
- UPTON G.J.G., FINGLETON B., 1985 - *Spatial Data Analysis by Example*. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- WHITE P.S., 1979 - *Pattern, process, and natural disturbance in vegetation*. Botanical Review, 45: 229-299.