

DENDROECOLOGIA E DINAMICA FORESTALE NEL BOSCO SIRO NEGRI DELL'UNIVERSITÀ DI PAVIA

PAOLA NOLA¹, RENZO MOTTA²

Parole chiave – Dinamica forestale, specie esotiche invasive, monitoraggio di lungo termine, struttura delle età, riprese d'accrescimento

Key words – Forest dynamic, alien invasive species, long-term monitoring, age structure, growth release

Riassunto

1. Le foreste alluviali della Valle del Ticino sono uno degli ambienti naturali più minacciati dell'Europa meridionale perché, ampiamente ridotte in dimensioni, sono ora rappresentate da pochi e isolati frammenti. A partire dalla fine del XIX secolo, diverse specie esotiche invasive, quali la robinia (*Robinia pseudoacacia* L.), sono state introdotte in questa zona, diffondendosi poi ampiamente e rappresentando ora un importante problema ecologico.

2. Nel 2005 sono stati scelti due quadrati permanenti (plot) all'interno della Riserva Naturale Integrale "Siro Negri", per studiare l'evoluzione naturale della robinia in una foresta alluviale relativamente poco disturbata. La Riserva rappresenta uno dei relitti meglio conservati delle foreste planiziali dell'Italia settentrionale.

3. Entrambi i plot risultano densi, misti, pluristratificati, ricchi in legno morto e dominati da farnia (*Quercus robur* L.) e robinia. Queste due specie sono presenti soltanto nello strato dominante e in quello intermedio e rappresentano nel complesso più dell'80% della biomassa. All'interno dei plot sono stati ricostruiti 3 disturbi principali nell'ultimo secolo. La robinia si è insediata quasi esclusivamente in corrispondenza del secondo disturbo, tra il 1940 e il 1960.

4. La dinamica della robinia all'interno della Riserva è molto simile a quella osservata nel suo areale originario, in cui essa mostra una dominanza a vita breve, prima di essere sostituita da specie più longeve e tolleranti l'ombreggiamento. Dopo essersi insediata, la specie tende ad occupare lo strato dominante e quello intermedio, ma non aumenta sostanzialmente il numero di individui.

- Sintesi e applicazioni. I risultati ottenuti supportano l'ipotesi che la strategia migliore per controllare la diffusione della robinia consista nell'evitare i disturbi ed attenderne una regressione naturale.

Abstract

1. The alluvial forests of the Ticino valley are one of the most threatened natural environments of southern Europe because they have been greatly reduced in size and are now represented by endangered ecosystem fragments. Starting from the end of the nineteenth century, foreign invasive species were introduced into the area, and are now widely widespread, producing a significant ecological problem.

2. In 2005 two permanent plots were established in the "Siro Negri" Forest Reserve to study the natural development of the black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) an alien invasive species, on silviculturally undisturbed lowland forests. The Reserve extends for 11 ha and represents one of the best conserved relict of the original alluvial forests.

3. Both plots are dense, mixed, multilayered forests, rich in coarse woody debris that are dominated by the pedunculate oak (*Quercus robur* L.) and the black locust. These two species are present only in the dominant and in the intermediate layers and account together for more than 80% of the living biomass. The plots experienced three main disturbances during the last century. The black locust established almost exclusively during two decades after the second one between 1940 and 1960.

4. The observed dynamic of the black locust was very similar to those observed in its native range where its dominance is short-lived before it is replaced by longer-lived and more shade-tolerant species. After the first massive establishment the black locust reached the dominant and intermediate layers but didn't regenerate.

- Synthesis and applications. Our results support the hypotheses that the best strategy to control the black locust diffusion is to avoid disturbances and to wait the natural suppression of the black locust.

INTRODUZIONE

L'invasione da parte di specie aliene rappresenta una delle maggiori minacce ecologiche alla biodiversità, seconda per gravità soltanto alla distruzione degli habitat naturali (WILCOVE *et al.*, 1998). L'impatto negativo che le specie esotiche hanno sulla struttura e sui processi degli ecosistemi assume particolare rilevanza

nei Parchi o nelle Riserve naturali, finalizzati a proteggere comunità di piccole dimensioni o relitti della vegetazione naturale (Brothers, Spingarn, 1992), quale il Parco Regionale del Ticino.

A partire dalla fine del XIX secolo, specie invasive quali il ciliegio tardivo (*Prunus serotina* Ehrh.), la robinia (*Robinia pseudoacacia* L.), l'ailanto (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) e la quercia rossa (*Quercus*

¹Università degli Studi Pavia, Dip. Ecologia del Territorio, via S. Epifanio 14, 27100 Pavia

²Università degli Studi di Torino, Dip. Agroselviter, via Leonardo Da Vinci 44, 10095 Grugliasco (To)

rubra L.) sono state introdotte in questa zona, diffondendosi poi ampiamente e rappresentando ora un importante problema ecologico.

La parte meridionale del Parco, vicino alla confluenza dei fiumi Po e Ticino, ospita i frammenti di foresta naturale meglio conservati dell'intero Parco (SARTORI, 1984). La specie esotica forestale più diffusa e aggressiva in questa zona è rappresentata dalla robinia, una specie originaria della parte sud-orientale degli Stati Uniti, particolarmente presente sui bassi versanti dei Monti Appalachi, con disgiunzioni separate a nord, lungo i versanti e ai margini dei boschi dell'Illinois meridionale, dell'Indiana e del Missouri (FOWELLS, 1965, BORING, SWANK, 1984).

La sua introduzione in Europa risale all'inizio del XVII secolo, quando la specie venne utilizzata come albero ornamentale. Successivamente essa venne anche impiegata in operazioni di rimboschimento su suoli poveri, per il suo rapido accrescimento e la sua capacità di fissare l'azoto atmosferico (DZWONKO, LOSTER, 1997).

Si tratta di una specie intollerante, che difficilmente si trova all'interno di boschi densi, salvo il caso in cui sia dominante. La sua elevata velocità d'accrescimento le permette di competere con specie legnose più tolleranti. La sua riproduzione naturale è soprattutto di tipo vegetativo, attraverso getti e polloni radicali (Fowells 1965). Da tali caratteristiche deriva la sua importanza come specie arborea colonizzatrice delle aperture create dai disturbi antropici.

Un regime di disturbo molto frequente, dunque, favorisce la diffusione di popolamenti puri di robinia all'interno dei quali le specie autoctone hanno difficoltà di rinnovazione.

La gestione della robinia all'interno delle foreste alluviali è stata ampiamente discussa, portando a due diverse ipotesi. La prima consiste nel ripristinare i popolamenti originali tramite lo sradicamento selettivo degli individui di robinia in essi presenti (e.g. EU Life project "Restoration of alluvial woods in the Ticino Park", LIFE97 NAT/IT/4134); la seconda è basata sull'osservazione del ruolo che la robinia ha nel suo areale originario, e consiste nell'evitare i disturbi che ne favorirebbero la diffusione e attendere che le specie autoctone tornino a dominare il popolamento, ostacolando in modo naturale la diffusione della robinia. Pur essendo più facilmente sostenibile sia dal punto di vista economico, sia da quello ecologico, questa seconda ipotesi non è ancora stata confermata da osservazioni dirette e dati quantitativi.

In questo contesto, la riserva forestale "Siro Negri", rappresenta un'opportunità per studiare lo sviluppo

naturale della robinia all'interno di una foresta relativamente indisturbata dal punto di vista selvicolturale. Si tratta di una Riserva Naturale Integrale stabilita nel 1970, di proprietà dell'Università degli Studi di Pavia. La Riserva si estende per 11 ha e, anche se in passato è stata gestita per la produzione di legname e utilizzata come riserva di caccia, attualmente rappresenta uno dei relitti meglio conservati delle foreste alluviali originali lungo il fiume Ticino e risulta indisturbata da alcuni decenni (TOMASELLI, GENTILE, 1971).

L'obiettivo della presente indagine è quello di studiare lo sviluppo spazio-temporale e la storia dei disturbi del popolamento attuale all'interno della Riserva, al fine di:

- ricostruire la storia dell'insediamento e della diffusione della robinia;
- determinare le attuali tendenze della specie (espansione, stabilità o regressione);
- fornire informazioni utili per la gestione funzionale delle foreste del Ticino in cui la robinia è, o potrebbe diventare, un serio problema ecologico.

MATERIALE E METODI

L'area di studio

L'area di studio è localizzata nella parte meridionale del Parco Regionale del Ticino, a circa 10 km a Nord-Est di Pavia, nel Comune di Zerbolò (1504522N - 5006395E), ad una quota di circa 63 m. Essa è situata all'interno della Riserva "Siro Negri", che ospita uno dei relitti di foresta alluviale descritto dal punto di vista fitosociologico come *Polygonato multiflora-Quercetum roboris* (Sartori, 1984) ed è periodicamente inondata dal Ticino.

Analisi strutturale

Lungo il margine sud-orientale della Riserva sono stati selezionati 2 quadrati permanenti (plot), all'interno dei quali la robinia fosse ben rappresentata. Ogni plot ha una superficie pari a 0.25 ha (50 m × 50 m). All'interno di ciascun plot tutti gli alberi (definiti come individui con diametro a 130 cm dal suolo ≥ 5 cm) sono stati identificati, numerati in modo permanente e mappati.

Per ogni albero sono stati rilevati i seguenti dati: specie, diametro a 1.30 m di altezza (dbh), altezza complessiva, altezza dell'inserzione della chioma, proiezione della chioma al suolo. Il rilievo è stato effettuato anche sul legno morto (CWD).

I dati così rilevati sono stati utilizzati per rappresentare la struttura verticale e orizzontale del popo-

lamento all'interno dei plot e per calcolare i volumi di biomassa e necromassa (secondo le tabelle fornite dall'Inventario Forestale Nazionale, CASTELLANI *et al.*, 1984).

La rinnovazione (individui con altezza ≥ 10 cm e diametro < 5 cm) è stata mappata e misurata (altezza e proiezione delle chiome lungo 4 raggi) lungo un transect di 500 m² (10 x 50 m) all'interno del plot.

Analisi dendroecologiche

Da ciascun individuo è stata prelevata una carota incrementale a 50 cm dal suolo. In laboratorio le carote sono state adeguatamente preparate per il riconoscimento e la misura degli anelli annuali d'accrescimento (tramite lo strumento CCTRMD ed il software CATTRAS, ANIOL, 1983 e 1987).

Per le carote comprendenti il midollo (23.3%), l'età è stata calcolata come il numero di anelli compresi tra il midollo e il cambio. Per le carote che presentavano gli anelli più interni fortemente ricurvi e pertanto in prossimità del midollo (54.6%), per ottenere l'età dell'individuo è stato necessario stimare la posizione del midollo e il numero di anelli compresi nella parte di carota mancante tramite una procedura grafica (NORTON *et al.*, 1987; MOTTA, NOLA, 2001). Le carote che presentavano marciumi o per le quali non è stato possibile stimare la posizione del midollo e quindi il numero di anelli mancanti (22.1%) sono state scartate.

La struttura delle età è stata costruita utilizzando classi di 10 anni (PAYETTE *et al.*, 1990), in modo tale da minimizzare gli errori e le approssimazioni dovute alla procedura utilizzata per la stima dell'età.

Storia dei disturbi

I disturbi sono stati identificati tramite l'individuazione, sulle carote incrementali prelevate dagli individui di farnia, di bruschi aumenti dell'accrescimento (riprese da aduggiamento). Tali riprese consistono in un aumento dell'accrescimento, sincrono in alberi vicini e che tende a diminuire lentamente negli anni successivi, in seguito all'aumento delle dimensioni delle piante ed alla chiusura della copertura forestale (KAENNEL, SCHWEINGRUBER, 1995).

Dal punto di vista quantitativo, un brusco aumento dell'accrescimento è stato definito come un aumento $>166\%$ dell'ampiezza degli anelli annuali rispetto a quella relativa ai 4 anni precedenti (KAENNEL, SCHWEINGRUBER, 1995). È stata così costruita una cronologia di tutti i disturbi registrati dagli alberi all'interno dei due plots e i dati ottenuti sono stati sintetizzati come percentuale di alberi che in un determinato decennio

presentano una ripresa d'accrescimento.

La cronologia delle riprese da aduggiamento è stata confrontata con quella degli insediamenti di robinia al fine di identificare quali disturbi hanno favorito la rinnovazione di robinia (MOTTA, GARBARINO 2003, MOTTA, NOLA, PIUSI, 1999).

RISULTATI

Struttura del popolamento

In entrambi i plot analizzati il popolamento forestale risulta denso, strutturalmente complesso e ricco in biomassa, come è tipico di popolamenti non gestiti per decenni.

In entrambi i plot sono presenti le seguenti specie: farnia, robinia, olmo (*Ulmus minor* Mill.), carpino bianco (*Carpinus betulus* L.), pioppo bianco (*Populus alba* L.), acero campestre (*Acer campestre* L.), biancospino (*Crataegus monogyna* Jacq.), nocciolo (*Corylus avellana* L.), prunello spinoso (*Prunus spinosa* L.), pado (*Prunus padus* L.), pioppo nero (*Populus nigra* L.).

Se si considera il numero di individui, molte di queste specie sono ben rappresentate, mentre se si considerano i volumi farnia e robinia risultano le specie dominanti (Fig. 1). La farnia rappresenta, infatti, il 48.2 % del volume nel plot 1 e il 42.8 % nel plot 2, mentre la robinia il 35.6% nel plot 1 e il 44.3% nel plot 2.

La distribuzione dei diametri (Fig. 2) presenta un andamento a J rovesciata, in cui gli individui di farnia sono raggruppati soprattutto nelle classi di diametro maggiore, le robinie in quelle di diametro intermedio (con alcuni individui anche nelle classi maggiori), mentre le altre latifoglie si concentrano nelle classi dimensionali minori.

Per quanto riguarda la struttura verticale, gli alberi sono stati suddivisi in 3 strati: dominante, intermedio e dominato (LATHAM *et al.*, 1998). In entrambi i plot la farnia contribuisce soprattutto allo strato dominante (28.1% e 27.3% rispettivamente) e, in misura minore, a quello intermedio (6.9% e 10.3%). La robinia, pur essendo presente in entrambi i plot in tutti e 3 gli strati, risulta preponderante in quello dominante (65.5 e 63.6%) e soprattutto in quello intermedio (65.5 e 87.2%). Nello strato dominato, costituito soprattutto dalle altre latifoglie (96.4% e 64.4%), non sono presenti esemplari di farnia, mentre si ha un contributo degno di nota da parte della robinia soprattutto nel plot 2 (5.6% e 35.6%).

La densità delle specie legnose nella rinnovazione è maggiore nel plot 2, con 8680 individui ha⁻¹ contro i 4060 individui del plot 1 (Fig. 1). Questo strato è inoltre dominato dalle altre latifoglie: farnia e robinia sono assenti nel plot 1, mentre la loro presenza è marginale nel plot 2.

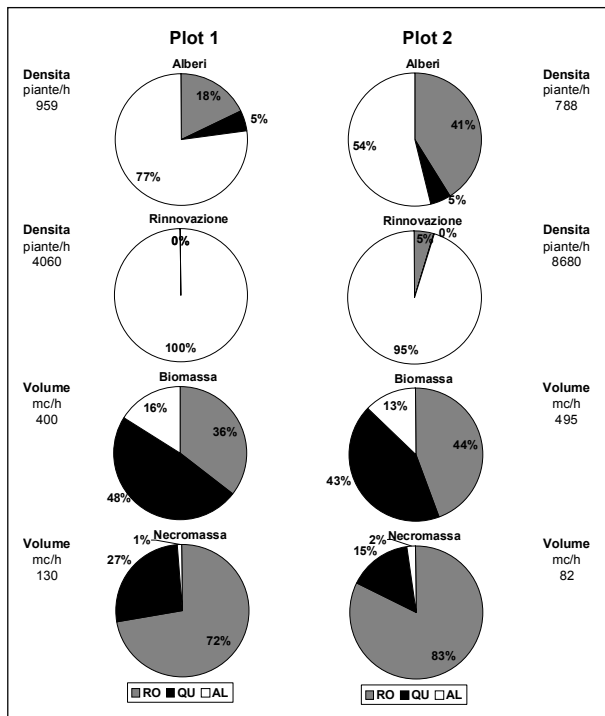


Fig. 1 - Distribuzione di densità (alberi e rinnovazione), biomassa e necromassa nei due plot e contributi delle diverse specie (RO: robinia; QU: farnia; AL: altre specie latifoglie).

La mortalità (data dal rapporto tra alberi morti in piedi e alberi vivi) risulta pari a 7.8% (plot 1) e 10.0% (plot 2) per la farnia e 61.1% e 47.6%, rispettivamente per la robinia.

Il volume totale di legno morto (CWD) è pari a 130.0 m³ ha⁻¹ nel plot 1 e 81.5 m³ ha⁻¹ nel plot 2, rappresentando rispettivamente il 32.0 e il 15.9% della biomassa presente. In molti casi è stato possibile identificare la specie di appartenenza e ricavare il contributo delle diverse specie al CWD totale: la robinia rappresenta il 72.2 e l'82.3% del CWD totale nei plot 1 e 2 rispettivamente, la farnia il 26.6 e 15.4%, mentre le altre latifoglie l'1.2 e il 2.3%. Dato che il legno della robinia è più resistente rispetto a quello della farnia e delle altre latifoglie, il contributo di questa specie al CWD totale può essere sovrastimato.

Struttura delle età

Nei due plot sono state prelevate, in totale, 451 carote. Gli alberi più vecchi sono esemplari di farnia e raggiungono 110 anni (1896-2005) nel plot 1 e 148 anni

(1858-2005) nel plot 2.

La struttura delle età, rappresentata in Fig. 2, mette in evidenza come la specie dominante fosse inizialmente la farnia (quasi tutti gli individui di età superiore a 80 anni appartengono a questa specie), seguita successivamente dalla robinia e dalle altre latifoglie.

Gli individui di farnia sono concentrati in poche classi d'età, > 75 anni nel plot 1 e >85 anni nel plot 2, mentre gli individui di robinia si collocano per la maggior parte nella classi 45-65 anni in entrambi i plot, sebbene qualche individuo sia presente anche in classi d'età minore. L'età degli individui appartenenti alle altre specie latifoglie presenta una maggiore variabilità, estendendosi dai 15 anni in entrambi i plot a >100 nel plot 1. In ogni caso si ha una presenza continua solo a partire dalle classi <75 anni, con una maggior concentrazione nelle classi < 55 anni.

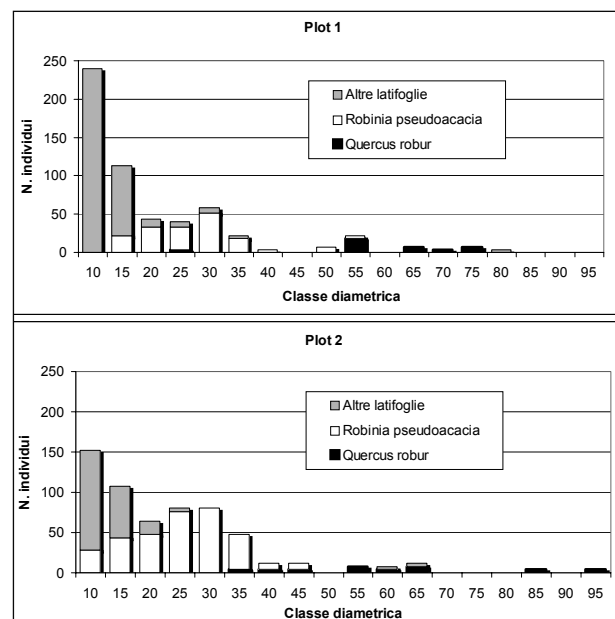


Fig. 2 - Distribuzione dei diametri

Storia dei disturbi

La storia dei disturbi è stata ricostruita a partire dalle riprese di accrescimento individuate sulle carote incrementali di farnia.

In totale sono state individuate 67 riprese da adugiamento. Esse sono presenti in tutti i periodi, ma si possono osservare 3 disturbi principali (anni in cui >30% degli individui presenta fenomeni di ripresa), collocati rispettivamente intorno al 1920, 1950-60 e 1980 (Fig. 4). Tenuto conto del fatto che, affinché l'albero mostri una ripresa d'accrescimento dopo un disturbo, possono occorrere alcuni anni (poiché la chioma si deve adattare alle nuove condizioni di lu-

minosità), i primi due disturbi coincidono approssimativamente con le due guerre mondiali e gli anni ad esse immediatamente successivi, due periodi nei quali la richiesta di legname è senza dubbio stata elevata. Il terzo disturbo relativo agli anni '80 potrebbe essere dovuto al diffondersi di una malattia dell'olmo che ha causato la morte improvvisa di un elevato numero di esemplari arborei appartenenti a questa specie (SARTORI com. pers.), che all'epoca rappresentava la seconda specie più abbondante nello strato dominante all'interno della Riserva (TOMASELLI, GENTILE, 1971).

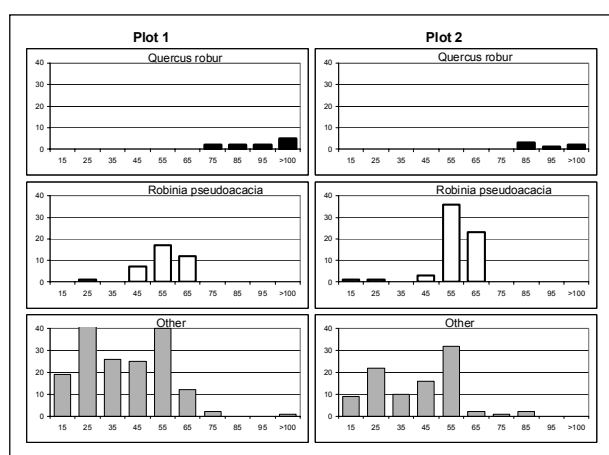


Fig. 3 - Struttura delle età: numero di individui (asse Y) in corrispondenza di ciascuna classe di età (asse X).

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

I dati relativi alla storia dei disturbi e degli insediamenti (Fig. 4) mostrano che gli insediamenti di robinia sono avvenuti quasi esclusivamente durante il disturbo principale e negli anni immediatamente successivi (1940-1960). Non è invece stata riscontrata colonizzazione da parte della robinia in conseguenza del primo disturbo nel 1920, e solo pochi individui si sono insediati in seguito al terzo disturbo nel 1980. È importante ricordare che l'attuale struttura dell'età riflette sia l'insediamento che la successiva sopravvivenza fino alla data di campionamento. L'assenza di individui in un determinato periodo può dunque essere dovuta alla mancanza di rinnovazione e/o ad un'elevata mortalità degli alberi che si sono insediati in quel periodo (JOHNSON *et al.*, 1994).

Nel presente caso si può rifiutare l'ipotesi che individui di robinia si fossero insediati dopo il disturbo del 1920 e siano stati successivamente tagliati, poiché la specie presenta un'elevata capacità di riproduzione vegetativa attraverso vigorosi polloni dalle ceppaie.

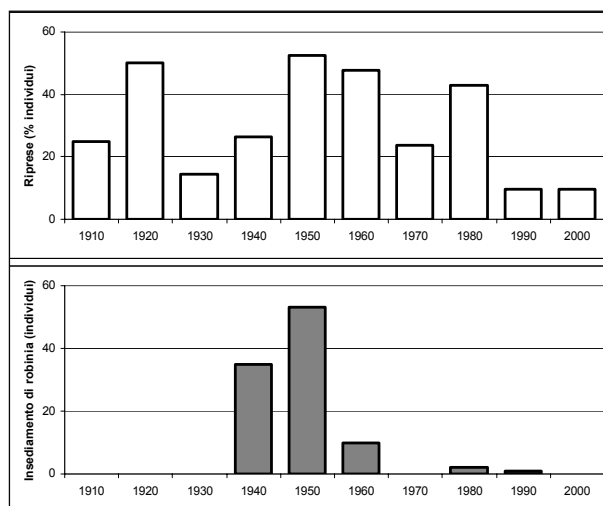


Fig. 4 - Riprese dall'aduggiamento (percentuale di individui di farnia che mostrano almeno una ripresa all'interno della decade) e insediamento della robinia (n. individui in ciascuna decade).

Se ci fossero stati alberi di robinia negli anni '40, un taglio avrebbe incentivato la riproduzione vegetativa. Nei due plot studiati comunque non sono stati rilevati polloni di robinia. Tutti i fusti rilevati appartengono a singoli individui nati da seme.

La situazione risulta completamente diversa in corrispondenza del disturbo centrato intorno al 1980, quando la presenza di robinia è stabilizzata all'interno dei 2 plot.

All'inizio degli anni '70 l'olmo aveva un ruolo importante nello strato arboreo dominante, secondo soltanto alla farnia (TOMASELLI, GENTILE, 1971). Sebbene la grafiosi abbia eliminato quasi tutti gli individui arborei di olmo (SARTORI com. pers.) la mortalità è stata distribuita in modo casuale all'interno del popolamento e non ha creato ampie aperture. La copertura residua ha così evitato lo stabilirsi di una nuova generazione di robinia (solo un limitato numero di individui compare nel periodo corrispondente), limitando la penetrazione della luce. La crescita di altre latifoglie spontanee che erano già presenti nello strato dominante è stata incentivata dai bassi livelli di luminosità.

La dinamica della robinia osservata all'interno della Riserva è molto simile a quella osservata nel suo areale originario, in Nord America, in cui essa mostra una dominanza a vita breve, prima di essere sostituita da specie più longeve e tolleranti l'ombreggiamento (BORING, SWANK, 1984). Dopo essersi insediata in modo stabile, la robinia tende ad occupare lo strato dominante e quello intermedio, ma non aumenta sostanzialmente il numero di individui. Ne segue una progressiva riduzione della popolazione nei decenni successivi. Un'alta mortalità ed un elevato contributo

della specie alla necromassa (CWD) sono segnali addizionali di questo declino.

I risultati della presenta ricerca suggeriscono dunque che la migliore strategia per il controllo della diffusione della robinia stia nell'evitare i disturbi che ne favoriscono la colonizzazione ed attendere che essa venga compressa dalle altre specie.

L'evento di disturbo relativo agli anni '80 non

ha avuto come conseguenza una nuova generazione di robinia. La rimozione di un singolo o pochi alberi, che imiti la mortalità indotta dalla grafiosi dell'olmo, potrebbe essere una strategia selvicolturale proponibile nei popolamenti in cui uno degli obioettivi culturali è la produzione legnosa, ma, nello stesso tempo, si vuole evitare l'espansione della robinia.

BIBLIOGRAFIA

- ANIOL R.W., 1983. Tree-ring analysis using CATRAS. *Dendrochronologia*, 1: 45-53.
- ANIOL R.W. 1987. A new device for computer assisted measurement of tree-ring widths *Dendrochronologia*, 5: 135-141
- BORING L.R., SWANK W.T., 1984. The role of black locust (*Robinia pseudoacacia*) in forest succession. *Journal of Ecology*, 72: 749-766.
- BROTHERS T.S., SPINGARN A., 1992. Forest fragmentation and alien plant invasion of central Indiana old-growth forests. *Conservation Biology*, 6: 91-100.
- CASTELLANI C., SCRINZI G. F., TABACCHI G., TOSI V., 1984. Inventario forestale nazionale (I.F.N.). Tavole di cubatura a doppia entrata. Ministero dell'Agricoltura e delle Foreste. Istituto Sperimentale per l'Assestamento Forestale e per l'Alpicoltura, Trento.
- DZWONKO Z., LOSTER S., 1997. Effects of dominant trees and anthropogenic disturbances on species richness and floristic composition of secondary communities in southern Poland. *Journal of Applied Ecology*, 34: 861-870.
- FOWELLS H.A., 1965. *Silvics of forest trees of the United States*. USDA, Washington D.C.
- JOHNSON E.A., MIYANISHI K., KLEB, H., 1994. The hazards of interpretation of static age structures as shown by stand reconstruction in *Pinus contorta* - *Picea engelmannii* forest. *Journal of Ecology*, 82: 923-931.
- KAENNEL M., SCHWEINGRUBER F.H., 1995. Multilingual glossary of Dendrochronology. Wsl/Fnp Birmensdorf, P. Haupt Pub, Berne.
- LATHAM P.A., ZUURING H.R. COBLE, D.W., 1998. A method for quantifying vertical forest structure. *For. Ecol. Manage.* 104: 157-170.
- MOTTA R., GARBARINO F., 2003. Stand history and its consequences for the present and future dynamic in two silver fir (*Abies alba* Mill.) stands in the high Pesio Valley (Piedmont, Italy). *Ann. For. Sci.* 60: 361-370.
- MOTTA R., NOLA P., 2001. Growth trends and dynamics in subalpine forest stands in the Varaita valley (Piedmont, Italy) and their relationships with human activities and global change. *J. Veg. Sci.* 12: 219-230.
- MOTTA R., NOLA P., PIUSSI P., 1999. Structure and stand development in three subalpine Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands in Paneveggio (Trento, Italy). *Global Ecol. Biogeogr.* 8: 455-471.
- NORTON D.A., PALMER J.G., OGDEN, J., 1987. Dendroecological studies in New Zealand 1. An evaluation of tree age estimates based on increment cores. *New Zealand Journal of Botany*, 25: 373-383.
- PAYETTE S., FILION L., DELWAIDE A., 1990. Disturbance regime of a cold temperate forest as deduced from tree-ring patterns: the Tantaré Ecological Reserve, Québec. *Canadian Journal of Forest Research*, 20: 1228-1241.
- SARTORI F., 1984. Les forêts alluviales de la basse vallée du Tessin (Italie du nord). *Colloques phytosociologiques, la végétation des forêts alluviales* (ed J. Cramer), pp. 201-216.
- TOMASELLI R., GENTILE, S., 1971. La riserva naturale integrale "Bosco Siro Negri" dell'Università di Pavia. *Atti Ist. Bot. Lab. Critt. Univ. Pavia*, 6: 41-70.
- WILCOVE D.S., ROTHSTEIN D., DUBOW J., PHILLIPS A., LOSOS E., 1998. Assessing the relative importance of habitat destruction, alien species, pollution, over-exploitation, and disease. *BioScience*, 48: 607-616.