

ANNALS OF SILVICULTURAL RESEARCH



Vol. 39 (1) - 2015



Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria
Centro di ricerca per la Selvicoltura - Forestry Research Centre
Arezzo, Italy

Table of contents

Integrated forest management to prevent wildfires under Mediterranean environments	1-22
<i>Piermaria Corona, Davide Ascoli, Anna Barbati, Giovanni Bovio, Giuseppe Colangelo, Mario Elia, Vittorio Garfi, Francesco Iovino, Raffaele Laforteza, Vittorio Leone, Raffaella Lovreglio, Marco Marchetti, Enrico Marchi, Giuliano Menguzzato, Susanna Nocentini, Rodolfo Picchio, Luigi Portoghesi, Nicola Puletti, Giovanni Sanesi, Francesco Chianucci</i>	
Structural attributes of stand overstory and light under the canopy	23-31
<i>Alice Angelini, Piermaria Corona, Francesco Chianucci, Luigi Portoghesi</i>	
Early and long-term impacts of browsing by roe deer in oak coppiced woods along a gradient of population density	32-36
<i>Francesco Chianucci, Luca Mattioli, Emilio Amorini, Tessa Giannini, Andrea Marcon, Roberta Chirichella, Marco Apollonio, Andrea Cutini</i>	
Post-release habitats' selection of <i>Capreolus capreolus italicus</i> (Festa, 1925) in a protected area in southern Italy	37-45
<i>Giovanni Argenti, Andrea Ciulla, Sandro Nicoloso, Alessandro Brugnoli, Nicolina Staglianò</i>	
Thinning trials in lowland plantations in the Veneto Region (North-eastern Italy)	46-54
<i>Mario Pividori, Enrico Marcolin, Alberto Marcon, Nadia Piccinin</i>	
Exploratory analysis of atmospheric pollution in a coastal forest ecosystem in central Italy	55-61
<i>Rita Aromolo, Valerio Moretti, Luca Salvati</i>	

Integrated forest management to prevent wildfires under Mediterranean environments

Piermaria Corona¹, Davide Ascoli², Anna Barbati³, Giovanni Bovio², Giuseppe Colangelo⁴, Mario Elia⁴, Vittorio Garfi⁵, Francesco Iovino⁶, Raffaele Laforteza⁴, Vittorio Leone⁷, Raffaella Lovreglio⁸, Marco Marchetti⁵, Enrico Marchi⁹, Giuliano Menguzzato¹⁰, Susanna Nocentini⁹, Rodolfo Picchio¹¹, Luigi Portoghesi³, Nicola Puletti¹, Giovanni Sanesi⁴, Francesco Chianucci^{1*}

Received 17/10/2014 - Accepted 2/12/2014 - Published online 27/02/2015

Abstract - This review presents a multidisciplinary framework for integrating the ecological, regulatory, procedural and technical aspects of forest management for fires prevention under Mediterranean environments. The aims are to: i) provide a foreground of wildfire scenario; ii) illustrate the theoretical background of forest fuel management; iii) describe the available fuel management techniques and mechanical operations for fire prevention in forest and wildland-urban interfaces, with exemplification of case-studies; iv) allocate fire prevention activities under the hierarchy of forest planning. The review is conceived as an outline commentary discussion targeted to professionals, technicians and government personnel involved in forestry and environmental management.

Keywords - Wildfire prevention, forest fuel management, wildland-urban interface, prescribed burning

Basic definitions used in the text

(Forest) fuel management: The planned manipulation of flammable materials to adjust fire behavior (e.g., rate of spread and intensity), fire effects, and the effectiveness and costs of fire suppression (the European Glossary for Wildfires and Forest Fires, 2012, EUFOFINET;

<http://www.fire.uni-freiburg.de/literature/EUFOFINET-Fire-Glossary.pdf>)

(Forest) fire management: The activities concerned with the protection of people, property, and forest areas from wildfire and the use of prescribed burning for the attainment of forest management and other land use objectives, all conducted in a manner that considers environmental, social, and economic criteria (2003 Glossary of Forest Fire Management Terms;

http://bcwildfire.ca/mediaroom/Backgrounders/2003_Fire_Glossary.pdf)

(Forest) fire hazard: i) Any situation, process, material or condition that can cause a wildfire or that can provide a ready fuel supply to augment the spread or intensity of a wildfire, all of which pose a threat to life, property or the environment;

EUFOFINET;

<http://www.fire.uni-freiburg.de/literature/EUFOFINET-Fire-Glossary.pdf>)

ii) fire hazard (potential): The difficulty of controlling potential wildfire. It is commonly determined by fire behavior characteristics such as rate-of-spread, intensity, torching, crowning, spotting, and fire persistence, and by resistance to-control

EUFOFINET;

<http://www.fire.uni-freiburg.de/literature/EUFOFINET-Fire-Glossary.pdf>)

iii) A fuel complex, defined by volume, type condition, arrangement, and location, that determines the degree of ease of ignition and of resistance to control

¹ Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria, Forestry Research Centre (CRA-SEL), Arezzo, Italy

² University of Turin, Department of Agriculture, Forest and Food Sciences, Grugliasco, Italy

³ University of Tuscia, Department for Innovation in Biological, Agro-food and Forestry systems (DIBAF), Viterbo, Italy

⁴ University of Bari, Department of Agricultural and Environmental Sciences, Bari, Italy

⁵ University of Molise, Department of BioScience and Territory, Pesche (IS), Italy

⁶ University of Calabria, Department of Informatics, Modeling, Electronics and Systems Engineering (D.I.M.E.S.), Arcavacata di Rende (CS), Italy

⁷ University of Basilicata, Department of Crop Systems, Forestry and Environmental Sciences, Potenza, Italy

⁸ University of Sassari, Department of Agriculture, Nuoro, Italy

⁹ University of Florence, Department of Agricultural, Food and Forestry Systems, Firenze, Italy

¹⁰ University Mediterranea di Reggio Calabria, Department of Agriculture, Reggio Calabria, Italy

¹¹ University of Tuscia, Department of Science and Technology for Agriculture, Forests, Nature and Energy, Viterbo, Italy

* corresponding author: francesco.chianucci@entecra.it

(Glossary of Wildland Fire Terminology 2006)

Fire-smart management: Management of forest landscapes aimed to control the fire regime by intervening on vegetation (fuel) to foster more fire-resistant (less flammable) and/or fire-resilient environments

(Forest) fire risk: The probability of a wildfire occurring and its potential impact on a particular location at a particular time. Wildfire risk is calculated using the following

equation: Fire risk = probability of occurrence x potential impact

(the European Glossary for Wildfires and Forest Fires, 2012, EUFOFINET; <http://www.fire.uni-freiburg.de/literature/EUFOFINET-Fire-Glossary.pdf>)

Introduction

Wildfires are major disturbances in Mediterranean ecosystems worldwide (Bond and van Wilgen 1996, Keeley et al. 2012). Wildfires affect natural resources and ecosystem services (e.g., tourism, protection, biomass production, biodiversity conservation) but also hinder the development of policies concerning the enhancement of forest landscapes (Laforteza et al. 2008). They are complex phenomena determined by natural and anthropogenic causes. Wildfires have been historically used by humans as a land management system to modify the natural environment to adapt it to agricultural and residential activities (Cissel et al. 1999, Cochrane 2003).

Over the last few decades, the massive abandonment of rural lands and the reduced pressure on the use of forests and pastures have determined a pronounced woodland and shrubland re-colonization in many areas. These new landscape conditions, together with the increase of the wildland-urban interface, have led to increasing wildfire hazard in many Countries under Mediterranean environments (Moreira et al. 2011).

In the past, most protection programs against wildfires have focused mainly on fire suppression activities and related infrastructures with limited or null support to prevention activities (Blasi et al. 2005, Moreira et al. 2011, Fernandes et al. 2013). Current-day problems related to wildfire have also originated from this policy: fire-fighting services, fostered in periods of maximum fire frequency, are often not directly integrated with silvicultural prevention; consequently, in many cases, the problem is left unsolved. The fire-suppression policy should be turned into a more integrated “360°-view” fire management approach.

An effective and pro-active model of wildfire control, not limited to fire suppression and provision of

equipment, is an integrated fire management model, which combines science and fire management (Alexander 2000) with socio-economic needs, at multiple levels of organization (Silva et al. 2010, FAO 2011). The integrated approach includes activities such as prevention, awareness raising, preparedness and restoration (Gaylor 1974). The actions required for fire-risk reduction can be thought as links in a cyclic chain (Turner 1976, Beaver 2011) (Figure 1).

The territory-scale approach of integrated fire



Figure 1 - Fire-risk reduction interactions (Beaver 2011, modified)

management is the “fire smart management of forest landscapes” (Fernandes 2013) which aims to control the fire regime by intervening on vegetation (fuel) to foster more fire-resistant (less flammable) and/or fire-resilient environments. It is an improvement of the “fire safe forest” concept (Agee 1996) based, at stand scale, on fuel conditions that limit surface fireline intensity.

Considering the large scattered amount of publications on the subject, this paper brings together in-depth knowledge and insights of experts, under an integrated and comprehensive framework. We start by examining the Mediterranean scenario of wildfire. Then the rationale of forest fuel management, which represents a pillar of integrated wildfire management, is described. We then move to outline the main silvicultural techniques available for forest fuel management. A specific section focuses attention on fuel management in the wildland-urban interface, which represents a significant issue in terms of fire-risk management especially in Mediterranean environments. Finally, the review deals with the integration of forest management planning and fire prevention planning.

Forest environment and wildfires

Throughout Europe ancestral fire use techniques have been developed to reach land management objectives like e.g., burning forests to open land for pasture and farming purposes (Pyne 1997, Castellnou et al. 2010, Valese et al. 2014). The disappearance of a large part of the forests in the Mediterranean region is directly related to this phenomenon (Blasi et al. 2005, Keeley et al. 2012). The continuous action of natural fires combined with human activity has underpinned the evolution of fire-adapted forest ecosystems. Most Mediterranean tree species have evolved adaptive functional traits (e.g., resprouting, thick bark, serotiny) to respond specifically to the influence of fire. Yet, adaptation involves certain kinds of fire regimes. Wildfires vary by intensity, rate of spread, size, frequency and seasonality, and their effects on the forest ecosystems vary accordingly, much depending also on the phenological stage of plant species and the structural characteristics of forest stands (Nocentini and Coll 2013).

The European scenario of wildfires is characterised by a high frequency of wildfires, mainly occurring in southern European countries. Spain, Portugal, France, Italy and Greece (the so called “fireclub”) are the most fire affected countries in Europe where, in the last two decades, wildfires burned about half a billion hectares per year, with an average of 50,000 fires recorded annually (Schmuck et al. 2013). Most fires in the region range from small to fairly large (> 50 ha). The trend of very large fires, those larger than 500 ha, is shown quite stable in the last decades (San-Miguel-Ayanz and Camia, 2010). The temporal distribution of fires shows a seasonal pattern. The environmental condition that underpins fire regimes is the rhythm of wetting and drying: fires occur mainly during winter in the Alpine (Valese et al. 2014) and some continental regions and during summer in the Mediterranean ones. There are some exceptions with fire events grouped in both periods, e.g. in the Liguria region, Italy (Blasi et al. 2005).

A recurrent observations in Italy, at the regional, provincial and municipality level, is that the area burnt, as percentage of forested area, is higher where the forestry ratio (forested area vs territorial surface) is lowest (Leone et al. 2003).

Wildfires exhibit a skewed distribution with a small number of large fires (> 100 ha) accounting for a relevant part of the area annually burned: in 2012, the worst year in the last decades, fires with a burned area less than 1 ha, were 40% as number, 1,3% as burned surface; from 1 to 5 hectares about 30% as number, but less 7% as burned surface; from 5 to 50 ha about 25% as number and 37% as burned surfaces; over 100 ha burned area (less than 2% as

number) are responsible of about 38 % of the annual burned surface; over 500 ha about 0.1 % as number but 9 % of burned surface (MIPAF, 2012).

Although fire regimes are clearly related to bioclimatic characteristics, fire events have also a deep interdependence with anthropogenic determinants. As mentioned in the introduction, fire events have increased greatly according to socio-economic changes observed in southern European countries (e.g., depopulation of rural areas, abandonment of farming, increase of the rural-urban interface). Moreover, landscapes of southern Europe are passing through a period of intensive recovery of autochthonous forest vegetation that entails the presence of pioneer and early stages species and structures that are highly flammable. The presence of a remarkable ladder fuel layer, especially within thermophilous forest types, creates conditions that facilitate the shift from surface to the most dangerous crown fires i.e. the passage of fire from neighboring trees (Graham and Caffrey 2003, Moreira et al. 2011).

Forest fire prevention

Fire prevention requires knowledge of the spatial distribution of the vegetation and the adaptations that vegetation can exploit to respond to fire without undergoing degradation. Incombustible forest stands do not exist, although experience leads us to believe that formations with dominance of certain tree species burn more easily than others: for instance, all the other conditions being equal, pinewoods tend to burn more easily than chestnut or beech woods (Silva et al. 2009).

The variability of dominance and diversity of tree and shrub species in a given area creates forest stands characterised by heterogeneous fuel accumulation patterns (living and dead biomass), both in quantitative and qualitative terms. Thus, fires do not pass through the same woodland in the same manner: in fact, they often leave unburnt vegetation patches. All the other environmental (meteorological, geomorphological, etc.) factors being equal, the difference of fire behaviour depends on the composition, structure and phenology of the fuel elements, on their mass, compactness and continuity, both horizontal and vertical (“fuel ladder”), and on their moisture content (Agee and Skinner 2005).

Fire prevention aims to manage fuel conditions by reducing fire hazard over a given territory, i.e. the level of both ease of ignition and fire suppression difficulty. In doing this, fire prevention affects fire severity, i.e. the magnitude of significant negative wildfire impacts on wildland systems (Keeley 2009, Simard 1991).

Fire-risk assessment includes two aspects: fire danger (ignition or propagation potential) and vulnerability (potential damage), being the total risk a product of both aspects (Bachmann and Allgöwer 1999, Bowman et al. 2009, Gorte and Bracmort 2012, Elia et al. 2012).

Fire ignition risk over large forest areas is significantly influenced by the flammability of forest fuels. It is impossible to modify these characteristics over large areas at a reasonable cost. However, as different areas exhibit different fire-risk potential, it is possible to concentrate the protection efforts in more fire-prone areas (Moreira et al. 2011, Fernandes et al. 2013), also to prevent recurrent fires that might lead to land degradation (Barbati et al. 2013). Under such a perspective, an innovative approach to map forest fuels flammability has been proposed by Corona et al. (2014), that is based on the calibration of forest type-based baseline values of forest flammability provided at the European level by Xanthopoulos et al. (2012) with a measure of the actual fire incidence by forest types (i.e. the ratio between the percentage of burned area of a given forest type compared to the total burned forest area and the percentage of the area of the forest type compared to the total forest area) (Baiocco and Ricotta 2008, Barbati et al. 2013, Corona et al. 2014). The approach can be easily applied in those countries, like e.g. Greece, Italy, Portugal and Spain, where both forest type maps and historical geospatial information about wildfire perimeters are available (Chiriaco et al. 2013): for instance, in Italy more than 40% of forest land has proven to be characterized by high forest flammability, in particular in the Southern regions. Another innovative approach to map forest fuel flammability involves use of remotely-sensed information to monitor fuel phenology; recent studies highlighted the strong potential of this method (Baiocco et al. 2010, De Angelis et al. 2012a, De Angelis et al. 2012b).

Large-scale mapping of forest flammability can result in significant improvement of fire management. It provides information about the (static) spatial pattern of fire hazard over a Country or a region. Such information is essential to define long-term priorities among forest areas. At the same time, knowledge of spatial pattern of fire hazard can be integrated with daily fire danger maps, based on meteorological conditions affecting fuel moisture content and related flammability, in order to improve the effectiveness of fire detection and allocation of fighting resources during critical days of the fire season. In short, static and dynamic mapping of wildfire dynamics and features can significantly contribute to effective wildfire management and fire prevention management.

Theoretical bases for the management of forest fuels

Fuel management is a pillar of fire smart management of forest landscapes, which demands to reduce the energy output rate of fires (Martin et al. 1979) to a point where conventional firefighting methods can be effective (Weatherspoon and Skinner 1996, Alexander 2000). Fuel treatments carried out over large surfaces can reduce both the size and severity of wildfires and their effects on communities and the environment; they can facilitate suppression by providing safe access and egress for firefighters, as well as possible counter-firing opportunities (Martinson and Omi 2003). Furthermore, fuel treatments represent valuable options for landscape management that balance societal preferences with the unavoidable recurrence of wildfires (Martinson and Omi 2003); they also significantly reduce the likelihood of crowning, abate fire severity and moderate environmental damages (Graham and Caffrey 2003, Graham et al. 2004) and redistribute fire-risk on the landscape (Cochrane et al. 2012). "Fire smart" landscapes are obtained by area-wide fuel modification and fuel conversion, rather than by fuel isolation (Fernandes 2010 and 2013, Moreira et al. 2011). As little as 1% of the landscape to be treated per year is required for substantial benefits (Finney et al. 2007) and even modest quantities of landscape fuel treatment (5%) can affect the final size of wildfires (Cochrane et al. 2012).

Fuel management involves modifications on the three layers of live and dead fuels (i.e. surface fuels, ladder fuels, crown fuels) in the structure of a stand, namely: i) removing or modifying surface dead fuels to reduce their flammability; ii) selectively removing or modifying live/dead and ladder fuels to reduce their vertical arrangement and horizontal continuity, thereby reducing the probability of crown fire. The rationale of fuel management is in the fact that three types of factors - weather, fuels (i.e. vegetal combustible materials of various size and type), and terrain (i.e. slope, exposure) - work in concert (Graham and Caffrey 2003) to give origin to fire of given characteristics, under the influence of a given casual factor. But out of such factors, only fuel abundance can be directly influenced through treatments aimed to decrease the amount of fuels in all three layers.

Byram's (1959) definition of fireline intensity (Ryan 2002, Trollope et al. 2004, Alexander and Cruz 2012) explains the close link between fire behavior and fuels: interventions aimed at decreasing the fuel load (which is the potential energy accumulated on the ground or in the canopies), reduce the intensity of a fire. Fireline intensity (I_b , kW m⁻¹) is actually the product of the fuel's net low heat of combustion

(H , kJ kg^{-1}), the mass of fuel consumed in the active flaming front (W_a , kg m^{-2}), and the linear rate of fire spread (r , m s^{-1}) (Byram 1959, Alexander 1982), under the form of the simple expression:

$$I_B = H \cdot W_a \cdot r$$

Fuels treatments, which are defined as the “act or practice of controlling flammability and reducing resistance to control of wildland fuels through mechanical, chemical, biological, or manual means, or by fire, in support of land management objectives” (Xanthopoulos et al. 2006) are designed to reduce the loading and continuity of potential fuels (Cochrane et al. 2012), therefore modifying the rate of spread and intensity of fire. The load and the arrangement of both live and dead fuels (i.e. reducing tree density and canopy cover, decreasing basal area, increasing the height-to-live crown base) can be modified through (Valliant et al. 2009):

- i) horizontal, linear isolation of fuel (through firebreaks, fuel breaks and greenbelts);
- ii) fuel reduction through physical removal, prescribed burning and intensive utilization;
- iii) surface fuel reduction also by prescribed grazing ;
- iv) change of fuel bed compactness by lopping and scattering (manually or by tractor crushing) and chipping;
- v) breaking vertical continuity through pruning;
- vi) change of fuel moisture content through dead fuel removal, even local irrigation (Chandler et al. 1983) and “introduction” of live under-story vegetation (Agee 1996).

In order of effectiveness, the most successful methods to change potential crown fire occurrence and severity are to (Agee and Skinner 2005):

- i) reduce surface fuels;
- ii) increase the canopy base height (CBH);
- iii) reduce canopy bulk density (CBD);
- iv) reduce continuity of the forest canopy.
- v) keep big trees of resistant species.

This multi-tiered approach breaks the continuity of surface, ladder and crown fuels (Van Wagner 1977, Agee et al. 2000) making fire propagation rather difficult (Valliant et al. 2009). Interventions on fuels that modify more than one component of forests or use more than one treatment type are frequently more effective (Valliant et al. 2009).

Silvicultural measures, aimed at reducing fire effects through the reduction of fuel load, have their corner stone in thinning, i.e. the planned removal of excess trees from an overstocked stand. In detail, it reduces canopy bulk density and increases canopy base height, thus making crown fires less likely (Cruz and Alexander 2010). The onset of crowning

can actually occur when the intensity of a surface fire I_B meets or exceeds I_0 (kW m^{-1}), i.e. the critical surface fire intensity for crown combustion, the latter being function of CBH according to the Van Wagner (1977) equation:

$$I_0 = [0.01 \cdot \text{CBH} \cdot (460 + 25.9 \cdot f_{mc})]^{1.5}$$

where f_{mc} is the foliar moisture content in %.

The transition of fire’s spread rate from the initial onset of crowning (i.e. passive crown fire spread) to the point of active crown fire development is based on Van Wagner’s (1977) concept of a critical minimum spread rate for active crowning (R_0 , m min^{-1}):

$$R_0 = \frac{S_0}{\text{CBD}}$$

where S_0 is the critical mass flow rate for solid crown flame ($\text{kg m}^2 \text{min}^{-1}$). Van Wagner (1977) provided one estimate of S_0 , namely $3.0 \text{ kg m}^2 \text{min}^{-1}$. On the basis of this concept, the lower the CBD the higher the critical minimum spread rate.

Unfortunately, there is no one-size-fits-all for fuel treatments: thus, managers must consider many factors when implementing a fire smart forest landscape management plan (Vaillant et al. 2009), along with the relevant effect of some environmental factors (Table 1).

Table 1 - The immediate-term effects of fuel treatments on factors that affect crowning (from Scott 1998 modified and integrated).

Fuel treatment	Surface fuel	Dead fuel load	CBH	Wind speed	CBD moisture
Coppice conversion to high forest	--	--	+	+	--
Understory removal	--	--	+	+	*
Thinning	*	--	+	+	--
Prescribed burning	--	--	+	+	--
Grazing	--	--	+	+	*
Pruning	--	--	+	+	--
Linear Infrastructure	--	--	*	+	*

: + increase, - decrease; * no effect

Thinning practices for the management of forest fuels

Thinning, together with prescribed burning, play the most important role in the silvicultural prevention of wildfires. Basically, thinning is effective in reducing both ladder fuels and crown density (Chianucci and Cutini 2013), while prescribed burning is effective in reducing surface fuels (Agee and Skinner 2005). The decrease in stocking after thinning

reduces competition for resources in the remaining trees, leading to stands with fewer but larger trees, with thicker bark (Leone and Lovreglio 2005), which are therefore more resistant to running fires and able to intercept more light and to use more water and nutrients (Cantore and Iovino 1989, Reich et al. 2006). The increased light, nutrient and water availability enhances tree growth as a result of improved resource-use efficiency and reduced drought stress (Bréda et al. 1995), which is a critical fire-risk in Mediterranean areas, mainly because of summer drought. The higher water availability also reduces the lower heating value of woody debris due to increased fuel moisture content (Dimitrakopoulos and Papaioannou 2001). According to Giordano (1981), the heating value of conifers is on average 18.84 MJ kg⁻¹ when the moisture content is 5%, but it decreases to 15.28 MJ kg⁻¹ (-19%) when the moisture content is 30%, reaching a minimum of 9.84 MJ kg⁻¹ (-48%) when the moisture content is 100%. The biomass removal after thinning subtracts thermal energy, so decreasing the flammability and fire intensity potential, according to the equation:

$$E_{cal} = B_{abv} * HCV$$

where E_{cal} is the thermal energy (kJ m⁻²), B_{abv} is the aboveground biomass (kg m⁻²) and HCV is the higher calorific value (kJ kg⁻¹).

Similarly, the quantity of water theoretically required for fire suppression (A_{H_2O}) can be estimated as

$$A_{H_2O} = \frac{E_{cal}}{\beta \Delta h_w}$$

where β is the efficiency coefficient, defined as the ratio between the quantity of water used for suppression over the total quantity of water provided and Δh_w is the latent heat of evaporation at 100° C (2.440 kJ kg⁻¹). Based on these simple equations, Garfi et al (2014) assumed that in a typical chestnut coppice the average reduction has been quantified as 48,505 kJ m⁻² after an early thinning (4 years after coppicing), which represents 71% of the total energy potentially produced by burnable fuel fraction, and 44,058 kJ m⁻² after an intermediate thinning (10 years after coppicing), which represent 27% of the total energy potentially produced by burnable fuel fraction. Such a reduction in thermal energy implies a theoretical reduction in suppression cost by decreasing the quantity of water required in fire suppression: -49 kg m⁻² after early thinning and -45 kg m⁻² after intermediate thinning. Similar values can be obtained from thinning conifer plantations aged

between 20-50 years old (Garfi et al. 2014).

Thinning is defined by type, intensity, cycle and targeted final desired structure. Thinning type affects vertical fuel continuity and crown fire potential. It includes low (thinning from below), crown (thinning from above) and selective thinning. All the three types reduce average canopy bulk density but their influence on canopy structure differ; for example, low thinning increases the canopy base height, while crown and selective thinning do not (Agee and Skinner 2005). Thinning intensity affects directly the horizontal fuel continuity and indirectly the flammability potential (e.g., by increasing soil water content after tree removal; Compstella and Iovino 2009). Thinning cycle refers to the age of first intervention and the interval between repeated interventions. Early start of thinning is particularly important for stand subject to high wind and fire risk like conifers and very dense stands (e.g., coppices). The early intervention is recommended as younger trees react more promptly to release from competition, therefore allowing the achievement of more stable stand conditions (Cutini et al. 2009). Conversely, late start of thinning will yield a prolonged competition between trees, with resulting higher self-pruning (broadleaves) and lower branch size (conifers). Such option is often considered to reduce felling cost while increasing the economic revenues (larger trees are harvested). The desired distribution of trees is another important issue when performing thinning treatments. A uniform distribution is generally required in situations where timber production represents the priority of the management; however, this assumption may not be valid for forest fires-prevention strategy. There is evidence that a higher diversity in forest ecosystems entails a higher capacity of reducing the spread of disturbing agents, including wildfire (Nocentini and Coll 2013): for example, variable density thinning can be effective to diversify the structure of a stand by creating a diverse range of light environments (Chianucci and Cutini 2013, Gómez-Aparicio et al. 2009, González-Moreno et al. 2011), with consequences on the medium-long run on recruitment, establishment and ecophysiological behaviour of natural regeneration (Cutini et al. 2009); such option therefore should be strongly recommended in artificial plantations to progressively “re-naturalise” these forest types in order to achieve their self-organizing capacity to respond to natural disturbances, including resistance and resilience to fires.

Specific attention should be given to the treatment of coppice woods, a silvicultural system which is largely widespread in Mediterranean countries, where it covers an area of about 23 million of hectares (UN/ECE-FAO, 2000).

According to the Italian National Forest Inventory, about 42% of the total forested area consists of coppices (www.infoc.it), the prevalent species being oak (either deciduous or evergreen oak), hornbeam, chestnut and beech. The key prerequisite for coppice management is the sprouting ability of coppiced tree species, which has been interpreted as a fire-tolerance strategy, i.e. a plant adaptation in ecosystem characterized by frequent crown fire occurrences, as commonly observed in Mediterranean areas (Bond and van Wilgen 1996). This fire-tolerance strategy allows plants to withstand a degree of burning and continue growing despite fire damage, making stand recovery in the coppice system more likely than in other forest types; for example, Providoli et al. (2002) demonstrated that coppicing chestnut stands immediately after fire promotes the rapid recovery of ground vegetation, which in turn reduces the rate of erosion caused by splash transport.

Fuel management and reducing fire-risk in coppice woods is currently a major challenge in Mediterranean countries, where the observed recent changes in forest management perspectives, combined with changing socio-economic conditions and the increasing use of non-renewable raw material have strongly modified the composition and structure of large forest areas previously managed as coppice. These processes resulted in the decline of overall wood exploitation and lengthening of rotation period in coppice woods (Cutini et al. 2013). The interruption of the traditional tending operations and active management has led to substantial biomass accumulation in these forest formations, threatening the conservation of the coppice system from a fire-risk perspective. The abandoning of coppice leads to a slow natural evolution of the stand towards high forest, but a more active management can foster dynamics and the achievement of more mature stand structures, reducing the risk of fire damage, and still allowing economic revenue from silvicultural interventions (Ciancio et al. 2006). Converting coppice to high forest represents an effective option to improve stand conditions and for preventing fire-risk in these forest formations. Various studies have demonstrated that applying low, moderate thinning decreases fire intensity, as they combine relatively low production of dead organic material and good decomposition conditions for it (Zagas et al. 1998, Zagas et al. 2004). It was also previously outlined that low thinning is more suitable for fire prevention than crown and selective thinning, as they are more effective in reducing canopy base height and canopy bulk density (Agee and Skinner 2005, Leone and Lovreglio 2005).

Some potential concerns related to thinning

have to be considered in planning fire prevention treatments. In particular, thinning may increase fire damages and tree mortality (Raymond and Peterson 2005) because of:

- an open understory, that allows surface wind to increase and surface fuels to become drier, and thus may increase fire intensity and rate of spread;
- additional fine wood left from the thinning operation (even when the whole-tree system is applied) and grass and shrubs re-growth most likely cause higher surface fireline intensity, thus contributing to severe scorch of overstory trees.

Fuel treatments intended to minimize tree mortality will be most effective if both ladder and surface fuels are treated, i.e. thinning followed by underburning (prescribed burn) (Pollet and Omi 2002, Stephens and Moghaddas 2005, Agee and Lolley 2006).

Mechanical operations for forest-fires prevention

Mechanical treatments have the potential to recover product value so that treatment costs are partially offset. As mentioned, thinning allows controlling species selection, fuel ladders and canopy density; however, thinning can be problematic when: (i) the value of removed wood does not offset treatment costs; (ii) slash significantly increases surface fuel loads (McIver and Ottmar 2007); (iii) activities are limited by road access, slope steepness, or sensitive soils. The effectiveness of mechanical-only treatments depends on how much surface fuel remains.

While there are several approaches to treat critical surface fuels, a key constrain is the high costs of the interventions. Cutting, processing and hauling large numbers of small-volume pieces is costly and every additional operation further increases the costs (Rummer 2004). This is a particularly crucial issue in situations where a market for biomass products does not exist, while the increasing importance of forest biomass for energy uses (Berndes et al. 2003) may help in reducing the costs of silvicultural treatments.

Three harvesting methods are commonly used in forest operation: cut-to-length system (CTL); tree length system (TLS); whole-tree harvesting (WTH) (Fight et al. 1999, Hartsough et al. 1998, Windell and Bradshaw 2000). Removing the limbs and tops of trees and cutting them into merchantable lengths can occur in the forest or at the landing. In CTL, trees are felled and processed at the stump before being extracted to a landing (Spinelli et al. 2010a). In TLS, trees are felled, delimbed and topped at the stump before being extracted to a landing (Rushton

et al. 2003). In WTH, trees are felled and immediately removed to a landing where they are processed, thereby reducing potential fire severity more than methods which leave slash within the stand (Hart-sough et al. 2008, Marchi et al. 2014, Picchio et al. 2012a). Slash left on ground and deposition of additional fine- to medium-sized surface fuels significantly increase flame length and torching potential (Agee and Skinner 2005).

Biomass bundling is an alternative that allows recovery of forest residues for potential utilization when CTL or TLS are applied (Rummer 2004). However, a complete removal of logging residues can negatively affect post-logging soil erosion (Rice and Datzman 1981, Edeso et al. 1999) and soil fertility (Zabowski et al. 1994), and thus tree growth (Egnell and Valinger, 2003, Ampoorter et al. 2007).

In forest thinning, the main operations are felling, processing, bunching and extraction. Felling and processing can be efficiently carried out by chainsaw (Arno and Fiedler 2005, Stephens and Moghaddas 2005). Chainsaw felling requires a limited capital investment and can be applied in areas where modern forest machinery (harvester and feller) cannot work. However, chainsaw felling is more dangerous for the workers, because they are exposed to numerous risks (Montorselli et al. 2010). Modern machinery like harvester and feller provides greater comfort and safety for workers (Bell 2002). The use of harvester and feller increases productivity and reduces the costs of forest operation, when compared with motor-manual (chainsaw) felling and processing (Wang et al. 1998) (Table 2).

Ground slope and roughness are the main limiting conditions for using these modern machineries (Stampfer 1999). The optimal operating range of mechanized felling and processing is on terrain with a maximum slope of 40%, in areas with high accessibility and where roads and forest tracks are well developed (Spinelli et al. 2008).

In thinning, wood bunching and extraction can

Table 2 - Productivity in felling and processing in forest thinning when cut-to-length (CTL), tree length (TLS), or whole-tree harvesting (WTH) systems are applied.

Harvesting system	Felling/ processing method (m ³ day ⁻¹)	Gross productivity	Reference
CTL	Chainsaw	2.4 – 18	Balimunsi et al. 2012
	Harvester	25 – 40	Spinelli and Stampfer 2002
TLS	Chainsaw	16-18	Baldini and Picchio 2001
WTH	Chainsaw	24-64	Marchi et al., 2012
	Feller/harvester	40 – 80	Spinelli and Nati, 2006; Bergström et al., 2010

Table 3 - Productivities in bunching-extraction in forest thinning when cut-to-length (CTL), tree length (TLS), or whole-tree harvesting (WTH) systems are applied.

Harvesting system	Bunching/ extraction	Gross productivity (m ³ day ⁻¹)	Reference
CTL	Skidding	4.8 – 30	Spinelli et al. 2014, Hippoliti and Piegai 2000
	Forwarding	20 – 90	Spinelli and Magagnotti, 2010, Spinelli et al. 2014
TLS	Skidding	10-40	Spinelli and Nati, 2006
WTH	Skidding	15-50	Picchio et al. 2012a, Spinelli et al. 2014
	Cable yarding	10-20	Spinelli et al. 2010c

be carried out mainly by skidding, forwarding or cable yarding, with different performances in terms of productivity (Table 3). In thinning, the most affordable extraction system is by skidder with winch, due to low effective cost and flexibility. Traditionally, the winch cable is used in bunching logs or trees to skid trail (winching), so that only a limited portion of topsoil of the area is damaged by skidder trafficking (Ampoorter et al. 2012). On slightly sloping terrains, however, skidder with grapple can be used. The hydraulic grapple is operated by the skidder driver, and grabs bundles or logs without requiring further workers (Hunter et al. 2007). In order to maximize the performances of skidding systems, a strategically-planned network of forest trails is necessary to ensure good productivity and minimize the impact on forest soil (Picchio et al. 2011, 2012a, 2012b).

Extraction by forwarder or by tractor and trailer is normally not recommended in the first thinning and in the selective thinning due to the considerable size and weight of these machines, while this extraction method may be applied in geometric or mixed thinning. In the last few years, mini-forwarders have been made available, with size and weight suited for their use in thinning (Spinelli et al. 2010c). In cable yarding, trees are removed via a skyline cable system and can be processed at the stump or at the landing. Cable yarding is generally applied in steep slopes, where the use of ground-based forest equipment is restricted. This extraction system has high direct cost, due to the time for assembling and disassembling the lines. Only simple cable yarder can be used in thinning when a small wood volume has to be extracted (Neri and Piegai 2007a). In WTH, trees are processed at the landing by using a processor, and the residues are usually chipped for biomass production (Neri and Piegai 2007a, 2007b).

Thinning is sometimes not effective in increasing canopy-base height, unless smaller trees and lower limbs are removed as well (Hunter et al. 2007). Low

pruning is usually carried out with manual (hacksaw, loppers, etc.) or motor-manual systems (chainsaw) on branches with < 10 cm (2-4 cm on average) diameter. Pruning is a high labour-intensive and very expensive operation, especially when is not associated with thinning.

Mastication is another mechanical treatment that can be used to reduce fuels in the stand. Small standing trees can be processed using masticators, which grind trees to the stump and disperse the resulting small material on the ground. Mastication is an increasingly common fuel treatment that redistributes “ladder” fuel to the forest floor in order to reduce vertical fuel continuity, crown fire potential, and fireline intensity (Kane et al. 2009, Vitorelo et al. 2009, Kreye et al. 2014). Mastication can be used as a stand-alone treatment (Battaglia et al. 2010, Reiner et al. 2009), but may also be applied following understory thinning (Kane et al. 2009), or prior to prescribed burning (Knapp et al. 2011, Kreye et al. 2013). Masticated debris has a propensity to flame and smolder for long durations; however, improved knowledge to elucidate fire behavior and effects in these treatments is still required (Kreye et al. 2014). Fire burning in masticated fuels behaves in unexpected and contradictory ways, likely because the shredded, compact fuel created when trees and shrubs are masticated contains irregularly shaped pieces in mixtures that are quite different from other woody fuels.

In mechanical treatments for fuel management, the methodologies of felling, processing and extraction have to be planned on a large spatial and temporal scale. They cannot be localized events, and must be framed into the socio-economical and environmental context. Forest operations have to be planned during implementation and execution of the work phases. Therefore they require a schedule

Table 4 - CO₂ emission and energetic input for some forest yards (Heinimann 2012, modified).

Reference	CO ₂ emission (kg m ⁻³)	Energy input (MJ m ⁻³)
Ecoinvent 2012 ¹	12.4	165
ProBas 2012 ¹	17.9	50
Magagnotti e Spinelli, 2011 ²	-	100-200
Magagnotti e Spinelli, 2011 ³	-	9-20
Picchio et al., 2009 ^{2,4}	-	700-900
González-García et al. 2009 ⁵	28-33	175-279
Valente et al. 2011 ⁵	4-6	162
Magagnotti e Spinelli, 2011 ⁶	-	60-150
Picchio et al., 2012 ^{4,7}	-	850

¹With forest road maintenance; ²With loading on truck; ³Bunching-Extraction by horses; ⁴Gross energy requirement methodology; ⁵With transport enclosed; ⁶Skidding; ⁷Chips production

of forest works that integrates all activities of prevision and preparation of infrastructure and resources needed for their proper execution.

An important aspect to be considered in forest operation planning is the impact on the environment, especially on soil and residual trees. During forest operation, the area affected by soil disturbance (compaction, rutting, soil mixing and displacement) may range between 10 and 70% of the total logged stand and the impact on the ecosystem can be substantial (Picchio et al. 2012b). A range of 4-21% of damaged residual trees has been recorded for thinning in conifer and mixed stands (Picchio et al. 2011, Spinelli et al. 2010b, Vasiliauskas 2001).

Other impacts, such as the energy input or CO₂ emissions, should be assessed when planning fire prevention thinning (Table 4). As an example, we compare the values recorded for two thinning yards in conifer stands in Italy (Figure 2– unpublished data), with the values calculated for two levels of suppression activity (low and high) in the same unthinned areas. The results highlight the importance of thinning as fuel treatment, also because the CO₂ emissions caused directly by fire are not included.

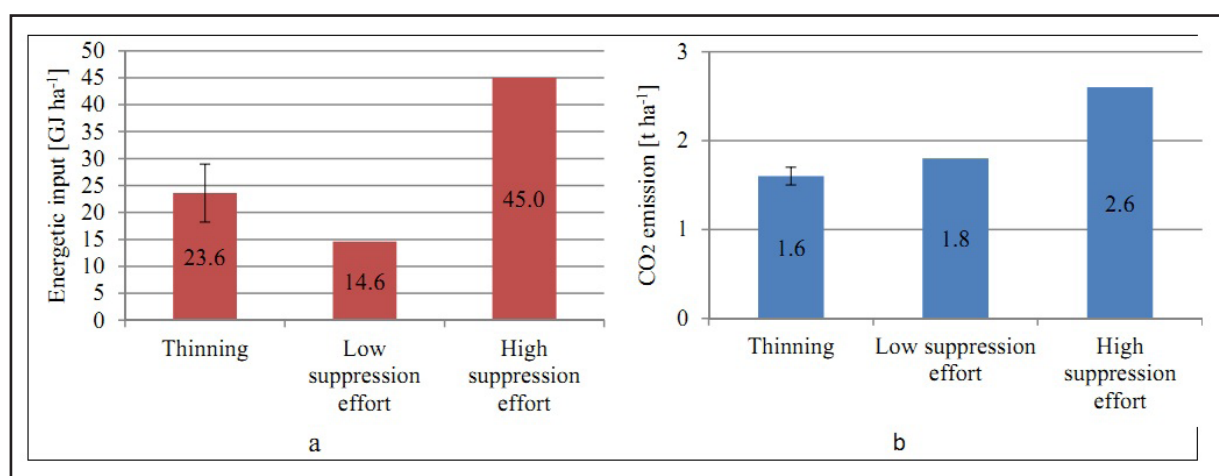


Figure 2 - Energetic input (a) and CO₂ emissions (b) calculated from data measured from two experimental thinning yards (thinning, ± range) and estimated for two levels of fire suppression activity assuming that thinning was not carried out (low and high suppression efforts).

Prescribed burning

Prescribed burning is one of the most common and effective fuel management techniques for fire hazard reduction (Fernandes and Botelho 2003, Boer et al. 2009, Rego et al. 2010, McIver et al. 2013). It is applied to maintain strategic fuel breaks (Fernandes et al. 2013) and buffer zones at the wildland-urban interface (Keeley 2002, Ryan et al. 2013), or for area wide fuel treatments in fire-prone landscapes (Russell-Smith et al. 2013, Ryan et al. 2013, van Wilgen 2013).

In forested areas, low intensity burns (i.e., between 50 and 700 kW m⁻¹), are generally carried out over treatment units of variable size, i.e., 10 - 1000 hectares (Hartsough et al. 2008, Boer et al. 2009, Fernandes et al. 2013) to reduce the load of surface fuels (upper litter, fine dead wood, grasses and low shrubs); these burns may also increase the distance between the base of the tree canopy and understory fuels (McIver et al. 2013) by scorching lower branches of trees, consuming ladder fuels (e.g., epiphytic vegetation), and by thinning elevated shrubs and young trees (Figure 3). In savannas, grasslands and shrublands, prescribed burning is generally planned over larger units in comparison to forested areas (Higgins et al. 2011, Russell-Smith et al. 2013, van Wilgen 2013), to consume accumulated dead material and remove shrub canopy fuels; in these cases, moderate to relatively intense burns (above 1000 kW m⁻¹) are needed to allow crown fire sustainment (Keeley 2002, Castagneri et al. 2013). Prescribed burning is often used in combination with other fuel management techniques such as mastication, thinning, herbicide and grazing (e.g., Kobziar et al. 2009). Mechanical treatment followed by prescribed burning is considered the most effective in reducing stand flammability (McIver et al. 2013).

The popularity of prescribed burning for fire hazard abatement is due to several aspects. Many studies have demonstrated its effectiveness in reducing the fuel complex flammability for several years after treatment, and in mitigating wildfire behaviour and severity at the stand and landscape scale (e.g., Fernandes and Botelho 2003, Finney et al. 2005, Boer et al. 2009, Kobziar et al. 2009, McIver et al. 2013). However, the “leverage” of prescribed burning (the decrease in wildfire area per unit area of prescribed burning) is highly variable (Table 5), depending on the environmental and social aspects which characterize the fire regime of the considered area, the extent, spatial organization and connectivity of treatment units, and the landscape characteristics (Boer et al. 2009, Price et al. 2012a, Fernandes et al. 2013). Prescribed burning leverage is higher in Mediterranean countries of Europe where can

reach values >1 (prescribed burning decreases the total area burned) (Vilén and Fernandes 2011, Price et al. 2015). In France, Portugal and Spain this technique has been adopted since the '80s of the XX century (Fernandes et al. 2013), and recently it has been experimented also in some Italian regions (Ascoli and Bovio 2013). In these countries, prescribed burning is implemented in strategic areas relatively small in size along major pathways of recurrent anthropogenic fires with predictable spread patterns (Castellnou et al. 2010, Fernandes 2013). In addition, in several regions it has been successfully used to assist grazing management and replace the clandestine use of fire by shepherds in high fire danger periods (Coughlan 2014, Fernandes et al. 2013). The above mentioned aspects, together with a fragmented landscape, and a milder fire weather in comparison to other geographical areas (Vilén and Fernandes 2011), contribute to increase prescribed burning leverage in Southern Europe (Fernandes et al. 2013). However, also in areas where prescribed burning programs have a leverage < 1 (prescribed burning increases the total area burned) (Price and Bradstock 2011, Price et al. 2012b), several other benefits are expected in treated areas, such as a higher fire suppression capacity (Fernandes and Botelho 2003), wildfire emissions abatement (Russell-Smith et al. 2013), and more resilient landscapes (Fernandes and Botelho 2003, Boer et al. 2009, Ryan et al. 2013).

One of the main reasons which makes this technique so popular in some countries is that prescribed burning may attain multiple land management goals at the same time, such as ecosystem restoration, increased livestock production, fire-fighters training (Ryan et al. 2013), and can help to solve social conflicts related to traditional fire uses (Fernandes et al. 2013, Valese et al. 2014). In particular, historical fire regime restoration to maintain ecosystem health is a complementary target of most prescribed burning programs for fire hazard reduction (Boer et al. 2009, Russell-Smith et al. 2013, Ryan et al. 2013). Fire has played an important role in shaping many biomes worldwide (Bond and van Wilgen 1996, Pausas and Keely 2009). Consequently, prescribed burning has been the most attractive fuel-reduction practice, for the reason that it is most likely to emulate the natural process that it is designed to replace. This is particularly true in Americas, Australia and South Africa, where colonization by Europeans was a discrete event which produced major changes in historical fire regimes (Pyne 1997). In these geographical areas the target of prescribed burning programs in most cases is to mimic pre-settlement fire regimes as they are considered necessary to ecosystems health (Russell-Smith et al. 2013, Ryan et al. 2013, van Wilgen 2013).

Last, but not least, the financial costs of prescribed burning can be very competitive if compared to other fuel management techniques (Hesseln 2000), depending on the extent of the area treated, and on environmental (e.g., vegetation type, available weather windows) and operative (e.g., training level of fire personnel) aspects. In a comparative study of different fuel treatments throughout western USA, Hartsough et al. (2008) found that the gross costs of prescribed burning were the lowest, but the net costs of mechanical treatments after deducting the values of harvested products were less than those of fire. However, a comprehensive analysis of the economics of prescribed burning must take into account social costs, such as potential damage from escape, air quality, safety issues, and aesthetics (Hesseln 2000), and long term benefits, such as reduced fire control costs, wildfire carbon emission abatement (Vilén and Fernandes 2011, Russel-Smith et al. 2013), and nature conservation (Hartsough et al. 2008).

Despite its popularity, prescribed burning continues to face numerous social-ecological challenges in every geographical area it has been applied (Keeley 2002, Boer et al. 2009, Fernandes et al. 2013). Major impediments are economics, air quality concerns and environmental laws, risk of liability for escaped fires, high costs or lack of insurance availability, lack of adequate personnel and risk-averse policies (e.g., Quinn-Davidson and Varner 2012, Ascoli and Bovio 2013). Several ecological concerns exist; prescriptions reducing fire hazard may not always enhance resource values and sometimes may have a detrimental effect (Keeley 2002, Ryan et al. 2013). The combination of fire with mechanical or grazing treatments may increase the spread of exotic plant species (Lonati et al. 2009, McIver et al. 2013).

Given the complexity in assessing the cost-effectiveness of prescribed burning and its long-term implications on ecosystem services, several planning tools have been developed to assist prescribed burning (e.g., Higgins et al. 2011, Fernandes et al. 2012, Ager et al. 2013). Technology has expanded

Table 5 - Prescribed burning leverage in landscapes with different characteristics. Where leverage >1, prescribed burning treatment leads to a reduction in the total area burnt (by prescribed and wildfires); where leverage <1, treatment increases the total burnt area.

Landscape characteristics	Prescribed burning organization	Leverage	Reference
South Western USA	Spatial organization: random	0	Price et al. 2012a
Mediterranean shrublands	Annual treated area: 1.5-2.7%		
Western Australia	Spatial organization: random	0.25	Boer et al. 2009
Eucalypt temperate forests	Annual treated area: 7-9%		
South Eastern Australia	Spatial organization: random	0.33	Price and Bradstock 2011
Eucalypt temperate forests	Annual treated area: 0.5%		
Northern Australia	Spatial organization: strategic	1	Price et al. 2012b
Eucalypt tropical savannas	Annual treated area: 17.4%		
South Western Europe	Spatial organization: random	1.0-1.8	Vilén and Fernandes 2011
Mediterranean shrublands	Annual treated area: 5%		

the ability to plan prescribed burning. However, to minimize undesired effects and maximize prescribed burning benefits it is necessary an understanding of ecosystem services trade-offs and an evidence-based adaptive approach, applied with scientific rigor and management practicality (Ascoli et al. 2009, Fernandes et al. 2013, Ryan et al. 2013, van Wilgen 2013).

Fuel management in the wildland-urban interface

Fuel management to reduce fire-risk is one of the most crucial issues in densely populated areas adjacent to forested landscapes. These areas, called wildland-urban interfaces (WUIs), have recently received considerable attention because of increases in both the number of structures destroyed and



Figure 3 - Short term (6 months) effects on understory fuel load and structure of prescribed burning (left side) compared to an untreated control area (right side). The burn was carried out in winter in Central Italy in a *Pinus pinaster* stand.

the peri-urban area burned annually by wildfire (Radeloff et al. 2005, Moreira et al. 2011). For this reason, WUIs are a significant issue in terms of fire-risk management (Cohen 2010), and it becomes relevant to identify effective fuel management in WUIs that respond to the needs of society (i.e., to protect structures and human settlements and ensure the efficiency of forest ecosystem) (Elia et al. 2012).

According to Stewart et al. (2007), the term “wildland-urban interface” is almost exclusively used in the context of wildland fire. However, there are different definitions for this term. A wildland-urban interface is an area where houses meet - or intermingle with - undeveloped wildland vegetation (Radeloff et al. 2005, Theobald and Romme 2007). When urban areas are interspersed with forests, wildfire threat to human well-being arises at the interfaces where anthropogenic development merges with wildland areas (Gill and Stephens 2009).

The interconnection space between housing facilities and vegetation is always very tight, yet considerably different from case-to-case. In this regard, numerous studies have analyzed and explored WUI growth dynamics in different countries worldwide (Kaplan e Austin 2004, Radeloff et al. 2005, Nowak e Walton 2005, Zhang e Yang 2008, Lein e Stump 2009). In the United States, the Federal Register (2001) classifies WUIs into three categories: *intermix* where the houses are mixed with dense vegetation (trees and shrubs), *interface* where the houses bordering vegetation fuel are separated by a defined demarcation line, and *occluded* where “islands” of wildland vegetation are present inside a largely urbanized area (Table 6).

Radeloff et al. (2005) estimated that in 2000 the WUIs in the United States covered a surface of 719,216 km² and included approximately 39% of all residential units of the continental United States. Nowak and Walton (2005) have forecasted an increase of urban sprawl from 3.1% to 8.1% by the year 2050. Zhang and Yang (2008) have conducted a research in southeastern United States from 1990 to 2000 and have observed the number of patches

decreased from 1,362 to 1,282 despite a 65% increase in the mean size of WUIs; this suggests that most WUIs merged forming larger patches with average surface increases from 178 km² (1990) to 233 km² (2000). This growth was partially explained by the gradual demographic flows of the population from urban to rural areas (Kaplan and Austin 2004). Population displacement in rural areas has led to the rapid development of peri-urban fringes, which have become an environmentally and culturally relevant local resource (Lein and Stump 2009).

In Europe, especially in the Mediterranean Basin, the urbanization issue has resulted in the expansion of size and number of WUIs. During the last few decades, the constant transformation of peri-urban areas, agricultural land abandonment and “re-naturalization” have led to substantial biomass accumulation in a context of uncontrolled residential growth (Badia et al. 2011). WUIs create an environment in which fire can easily spread from forest fuels to human settlements (Bowman et al. 2009). Therefore, it becomes essential to manage wildland areas close to human developments and, in particular, to create a “defensible space” between buildings and adjacent vegetation (Bovio et al. 2002, Lovreggio et al. 2010). This space is an area where fire can spread from houses to vegetation and vice-versa. Fuel accumulation, the improper use of fire to eliminate waste and harmful animals, and inaccurate fuel management are a few of the many factors causing wildfires in defensible space.

The WUIs are complex areas characterized by a mixture of man-made and vegetation structures and sizes (Stewart et al. 2007). In these contexts human activities are in close contact with forest fuels, resulting mostly in ignition points for potential wildfires. The delineation of WUIs by appropriate maps, at different scales, becomes an essential knowledge-base for landscape planning and fuel managing (Spyratos et al. 2007, Syphard et al. 2007).

Many studies have investigated landscape planning and fuel management in WUI using Geographic Information Systems (GIS) to process remotely

Table 6 - Definition of interface, intermix, and occluded WUIs and resulting areas from the Federal Register (2001), Stewart et al. (2007), and Theobald and Romme (2007). HU, housing units

	Description	Federal register (2001)	Stewart et al. (2003)	Theobald and Romme (2007)
Interface	Clear demarcation between structure and wildland fuels	7.5 HU/ha or >1 person/ha	> 1 HU per 16 ha and < 50% vegetation	> 1 HU per 2 ha and > 10 ha patch
Intermix	Structure dispersed; continuous wildland fuels	>1 HU per 16 ha or 11<people/ha<96	> 1 HU per 16 ha and > 50% vegetation	1 HU per 2 ha to 1 HU per 16 ha
Occluded	Structures surround wildland fuel area	< 400 ha wildlands	Not considered	Not considered
Distance to untreated wildlands*	Not specified	2.4 km	0.8, 1.6 and 3.2 km	

*Untreated wildlands are areas where no fuel treatments have been carried out to mitigate wildland fire-risk in the WUI community

sensed images and lidar data (Zhu and Hejmanowska, 2013). Several authors (Caballero et al. 2007, Dumas et al. 2008, Lein and Stump 2009, Lampin-Maillet et al. 2010, Badia et al. 2011) have described and classified WUIs for wildfires prevention, beginning with the assumption that fire-risk is a function of variables related to man-made activities and the presence/absence of fuel. In particular, these studies consider two categories of variables: biophysical and human. Among biophysical variables are vegetation (fuel) types and their structural attributes (e.g., height, age of the population, diameter at breast height, etc.), topographic features (e.g., altitude, slope, aspect) and climate.

A study on the mapping of fire-risk in WUIs conducted by Lein and Stump (2009) led to the design of an ignition points map in WUIs (Ohio, U.S.) using two types of criteria: environmental, strictly related to fuel flammability, and human, related to ignition (fuel accessibility, proximity to transport infrastructures, population density, etc.). Lampin-Maillet et al. (2010) developed a method for mapping WUIs in the south of France. This method is based on the combination of four spatial classes of urban density (isolated, scattered uniformly, scattered in groups, dense) and three categories of presence/absence of vegetation (low, medium, high). Through a spatial analysis, the map of the 12 WUI types has been then intersected with the map of ignition points and the distribution of burnt areas. Badia et al. (2011) identified a method for determining the likely ignition points in two WUI areas located in Catalonia (northeast Spain); This study integrated multivariate regression analysis, to identify the most significant biophysical and anthropogenic variables affecting wildfire-risk, and the spatial analysis of these variables using data acquired from remote sensing images. Elia et al. (2014) developed a Spatial Allocation Index to determine where and what type of WUI areas may be eligible for fuel removal in southern Italy (Figure 4). The Authors integrated ecological and social factors as a product of natural (i.e., fuel load) and human system (i.e., population, housing, and roads).

The main goals of this research were to identify WUI landscapes in which fires may occur, the points with the highest probability of ignition, and the critical factors causing major events (Amatulli et al. 2007, Romero-Calcerrada and Novillo 2008). After identifying the most critical areas, the best method for reducing risk is to alter the fuel in terms of loadings and stand structure (Shang et al. 2004, Hessburg et al. 2007, Schmidt et al. 2008, Ager et al. 2010, Elia et al. 2014). Much effort has been spent on changing the conditions of WUI fuels through fuel treatments (Conard et al. 2001, Gärtner et al. 2008).

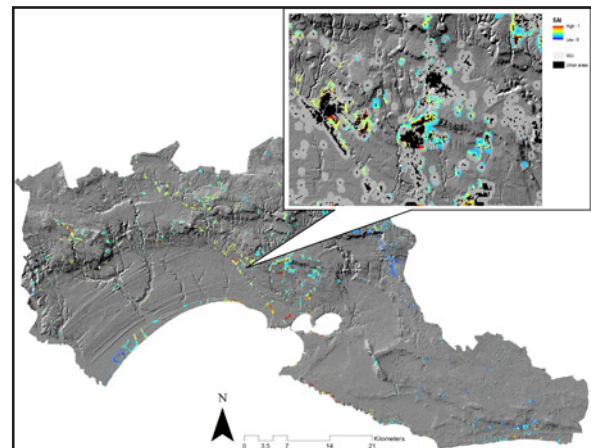


Figure 4 - Map of the Spatial Allocation Index (Elia et al. 2014) by combining 1-hour fuel load, urban density, road density, and population density. The index reveals where and what type of forest areas may be eligible for fuel removal across the WUI interface.

Physics-based models can provide fire behaviour predictions over a broad range of wildland and residential fuel types under a variety of climate and topography conditions. Various models that include sufficient experimental and field measurements could be used to support forest policy-making and fire resource management for WUI fuels and environmental conditions (Thompson et al. 2011, Scott et al. 2013, Laforteza et al. 2013). Although such a program, especially one with large-scale field measurements, would be expensive, the cost of not undertaking it in the long run would be even higher (Whitman et al. 2013).

Forest management planning and fire prevention planning

Fire prevention involves the active management of woodlands while land abandonment promotes the spread of wildfires. Among the tools that foster active forest management, planning is a leading one in order to program and coordinate actions in a given territory. Forest planning can be implemented at various spatial scales; they will be briefly mentioned here, with reference to the Italian context, defining the specific contribution of each of them to fire prevention. Effective land planning needs spatial data and among these fire-risk maps are an indispensable tool to fulfill the fire damage prevention and mitigation objectives. The main characteristics of this important information layer will be outlined in the second part of this paragraph.

Large-scale forest plans in Italy, namely the Regional Forest Plans (RFP), are effective tool for strategic programming in the forest sector. They take into account the multifunctional role of forests and respond to the policy objectives established at national as well as international level. Elements of

reference in their preparation are the criteria for sustainable management. In all the Italian administrative regions, RFRs contain directions to foster silvicultural treatments with experimented positive effects in terms of fire prevention, particularly pre-commercial thinning, thinning and pruning. Additional rules concern planning, building and maintenance of infrastructures, such as roads, skid tracks or bridges, which are important to allow for allowing a more effective forest access for vehicles and people committed to extinguish fires.

A more operational role is given to the Regional Plan Against Forest Fires (RPAFF), specifically dedicated to forecast, prevent and fighting wildfires, which is mandatory for each administrative Region. Starting from the classification and mapping of the territory of each Municipality according to the risk of fire, the plan sets out the actions needed to make fire fighting more timely and effective, also by public participation.

At a territorial scale level intermediate between the RFP plan and management plans for single forest estates, there is the Forest Landscape Plan (FLP), which generally covers forested areas between 50 and 150 thousands of hectares in homogeneous landscapes coinciding with administrative units (e.g., large protected areas, mountain Communities) and comprising both public and private forests. The objectives of this type of plan are: i) defining management guidelines for different parts of the woodland based on the predominant functions to orient forest planning at lower hierarchical level (management plan for single forest ownership); ii) establishing priorities of action also for the purposes of allocation of public funds; iii) promoting synergies and solving conflicts between forest functions also through the participation of stakeholders in decision-making.

FLP incorporates the constraints and rules on the use of forest deriving from higher hierarchical levels of land planning (e.g. regional urban plans, watershed management plans, national park planning). Among the various layers of information to be considered by FLPs, wildfire-risk maps have a special relevance. Maps included in RPAFFs can be transformed at a larger scale detail (1:10,000) if spatially distributed information on local climate, topography, forest types, live and dead biomass, roads, are readily available. Risk of fire is one of the elements to be evaluated in order to decide the priority of implementing silvicultural treatments and building infrastructure to prevent or mitigate the damage of fires. The degree of risk must be correlated to the importance of the functions assigned to the different parts of the wooded area. The attention will concentrate in areas where high fire-risk affects

stands with functions of greater social (protection forests), naturalistic (e.g., priority habitats of the Natura 2000 network) and economic (stands with high stumpage prices) values.

At the lowest hierarchical level of forest planning is the management plan for a single forest estate. It regulates in time and space the application of management prescriptions to forest stands during a period of time which usually does not exceed 10-15 years. Traditional goal of the plan is the optimization of timber production and the income of the owner. Currently, the plan is being conceived as a more flexible and articulated tool than in the past as forest management is increasingly multifunctional and must confront the challenges posed to forest ecosystems by global change. For the purpose of fire prevention, directions of RFP and FLP on silvicultural treatments, their priority and urgency are translated into an action program detailing the type and intensity of interventions based on site conditions and stand structure.

At various spatial scale levels the knowledge of the potential level of fire-risk, in term of magnitude and distribution in the territory, is essential to ensure appropriate fire prevention planning (Bar-Massada et al. 2009). From a methodological point of view, the analysis of risk assessment may differ according to the type of data used and for the detail of cartographic output. In particular, it can be carried out based either only on historical data or on the assessment of predisposing and determinant factors. The analysis of historical data regards the statistics of the fires occurred in the past. Instead, the analysis of predisposing factors requires the morphological, climatic and vegetation characterization, together with the human and natural characterization, for the determinant factors analysis. From a morphological point of view, the different combinations of altitude and aspect, in relation to the slopes, define a different probability of front flame propagation, as well as the climatic characteristics. The different vegetation types may give rise to different kind of fuel loads and spatial distribution and, therefore, to different probability of propagation. Finally the anthropic factor is the main determining factor for a fire ignition (Finney 2005, Hardy 2005).

The vulnerability assessment evaluates the negative fire effects. These effects could be assessed through the , pre- and post-fire, analysis of the socio-economic values (e.g., properties, wood resources, recreational importance, carbon stocks), degradation potential (i.e., soil and vegetation conditions), and landscape value (e.g., uniqueness, conservation status (Hardy 2005, Chuvieco et al. 2010). An example of framework for fire-risk assessment, which includes the aspects mentioned above, is shown

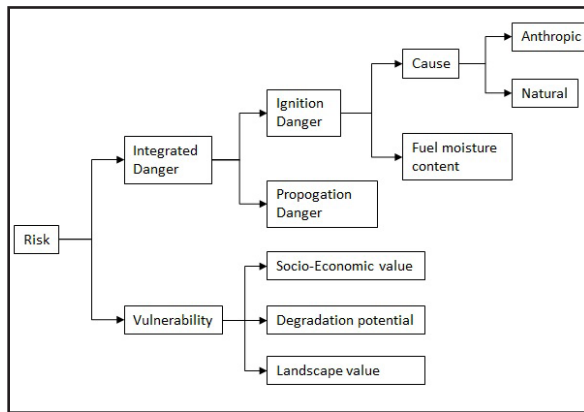


Figure 5 - Framework for fire-risk assessment (Chuvieco et al. 2010 modified).

in Figure 5.

To obtain an operational assessment of fire-risk conditions the following steps are required (Chuvieco et al. 2003, Chuvieco et al. 2010): i) generation of risk factors, using a common geographical unit; a target scale and spatial resolution needs to be defined, in relation to what sources of data are available; ii) conversion of risk factors to a common risk scale; to integrate the input risk variables, the original measurement scale of each input variable should be first converted to a common risk metric; otherwise, we could not generate synthetic indices; iii) development of criteria to integrate risk factors; the different input variables have different impacts on fire-risk conditions; they can be combined in many different ways and using a wider range of techniques: i.e. qualitative cross-tabulation, multi-criteria evaluation, regression techniques or probabilistic models.

Conclusions and perspectives

Successful forest fuel management program is gauged by (i) expansion of wildfire suppression options and effectiveness, and (ii) reduction of environmental and socio-economical impacts of wildfires (Birot 2009). Under this perspective, this review presents a multidisciplinary framework for integrating the ecological, regulatory, procedural and technical aspects of forest management for fires prevention under Mediterranean environments. Accordingly, it represents a resource text for professionals, technicians and government personnel involved in forestry and environmental management.

Active human presence in the forest with appropriate and planned silvicultural interventions is distinctively important in Mediterranean environments, as it is one of the main guarantees against abandonment and consequent increased risk of fire. Therefore, public information and awareness on the importance of fuel management interventions

should be promoted (Raftoyannis et al. 2014), as far as social fire science, including enhanced understanding of the cost and benefits of wildland fires and the organizational effectiveness. It is important to activate research on public interactions, to understand socioeconomic aspects and how human attitudes values and beliefs influence management options and how communities respond to risk in wildlands or rural or urban interface.

Other important and innovative perspectives for fire research concern the ability of scientist to quantify interacting effects of fire and fuel management strategies on ecology and environment, such as: on landscape, at multiple scales; understanding how fuel treatments and post fire rehabilitation affect ecosystems and their functioning; exploring opportunities in biomass utilization. Moreover, methods for new and improved fire danger assessment should be developed, investigating further physical processes that govern multi-scale fire behavior (for decisions support for treating fuels), large spatial and temporal patterns, atmospheric interactions and dynamics, including smoke forecasting systems and carbon balance. Effects of fire on soil and watershed, interactions between fire regime and invasive species, use of fire for restoration ecology should finally be studied with specific reference to Mediterranean environmental and socioeconomic conditions.

Acknowledgments

This paper has been partially produced under the framework of the project MedWildFireLab ("Global Change Impacts on Wildland Fire Behaviour and Uses in Mediterranean Forest Ecosystems, towards a « wall less » Mediterranean Wildland Fire Laboratory") funded by ERANET ForestTerra and coordinated by Francisco Castro Rego. We thank Sofia Bajocco and Marco Ottaviano for helpful comments on an earlier draft.

References

- Agee J.K. 1996 - *The influence of forest structure on fire behavior*: In: Proceedings, 17th Annual Forest Vegetation Management Conference. Redding, CA. January 16-18, 1996:52-68. (http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr292/1996_agee).
- Agee J.K., Bahro B., Finney M.A., Omi P.N., Sapsi D.B., Skinner C.N., van Wagtenonk J.W., Weatherspoon C.P. 2000 - *The use of shaded fuelbreaks in landscape fire management*. Forest Ecology and Management 127(1): 55-66.
- Agee J.K., Skinner C.N. 2005 - *Basic principles of forest fuel reduction treatments*. Forest Ecology and Management 11: 83-96.
- Agee J.K., Lolley M. R., 2006. *Thinning and prescribed fire effects on fuels and potential fire behaviour in an eastern Cascades Forest, Washington, USA*. Fire Ecology 2: 3-19.

- Ager A.A., Vaillant N.M., Finney M.A. 2010 - *A comparison of landscape fuel treatment strategies to mitigate wildland fire risk in the urban interface and preserve old forest structure*. Forest Ecology and Management 259: 1556-1570.
- Ager A.A., Vaillant N.M., McMahon A. 2013 - *Restoration of fire in managed forests: a model to prioritize landscapes and analyze tradeoffs*. Ecosphere 4 (2): art29.
- Alexander M.E. 1982 - *Calculating and interpreting forest fire intensities*. Canadian Journal of Botany 60: 349-357.
- Alexander M.E. 2000 - *Fire behavior as a factor in forest and rural fire suppression*. Forest Research, Rotorua, in association with the National Rural Fire Authority, Wellington. Forest Research Bulletin No. 197, Forest and Rural Fire Scientific and Technical Series, Report No. 5, 30 pp.
- Alexander M.E., Cruz M.G. 2012 - *Interdependencies between flame length and fireline intensity in predicting crown fire initiation and crown scorch height*. International Journal of Wildland Fire 21: 95-113.
- Amatulli G., Pérez-Cabello F., de la Riva J. 2007 - *Mapping lightning/human caused wildfires occurrence under ignition point location uncertainty*. Ecological Modelling 200: 321-333.
- Ampoorter E., Goris R., Cornelis W.M., Verheyen K. 2007 - *Impact of mechanized logging on compaction status of sandy forest soils*. Forest Ecology and Management 241: 162-174.
- Ampoorter E., Schrijver A., Nevel L., Hermy M., Verheyen K. 2012 - *Impact of mechanized harvesting on compaction of sandy and clayey forest soils: results of a meta-analysis*. Annals of Forest Science 69: 533-542.
- Arno S.F., Fiedler C.E. 2005 - *Mimicking nature's fire: Restoring fire-prone forests in the west*. Island Press, Washington, D.C.
- Ascoli D., Beghin R., Ceccato R., Gorlier A., Lombardi G., Lonati M., Marzano R., Bovio G., Cavallero A. 2009 - *Developing an Adaptive Management approach to prescribed burning: a long-term heathland conservation experiment in north-west Italy*. International Journal of Wildland Fire 18: 1-9.
- Ascoli D., Bovio G. 2013 - *Prescribed burning in Italy: issues, advances and challenges*. iForest - Biogeosciences and Forestry 6 (1): 79-89.
- Bachmann A., Allgöwer B. 1999 - *The need for a consistent wildfire risk terminology*. Joint Fire Science Conference and Workshop, Boise Idaho, 15-17 June 1999.
- Badia A., Serra P., Modugno S. 2011 - *Identifying dynamics of fire ignition probabilities in two representative Mediterranean wildland-urban interface areas*. Applied Geography 31: 930-940.
- Bajocco S., Ricotta C. 2008 - *Evidence of selective burning in Sardinia (Italy): which land-cover classes do wildfires prefer?* Landscape Ecology 23 (2): 241-248.
- Bajocco S., Rosati L., Ricotta C. 2010 - *Knowing fire incidence through fuel phenology: a remotely sensed approach*. Ecological Modelling 221: 59-66.
- Baldini S., Picchio R. 2001 - *Primo diradamento con messa a punto di nuove metodologie di lavoro in una pineta dei Cimini*. Linea Ecologica 6: 47-54.
- Balimunsi H., Grigolato S., Picchio R., Nyombi K., Cavalli R. 2012 - *Productivity and energy balance of motor manual harvesting in Uganda*. Forestry Studies in China 14 (4): 276-282.
- Bar-Massada A., Radeloff V.C., Stewart S.I., Hawbaker T.J. 2009 - *Wildfire risk in the wildland-urban interface: a simulation study in northwestern Wisconsin*. Forest Ecology and Management 258: 1990-1999.
- Barbati A., Corona P., D'Amato E., Cartisano R. 2013 - *Is Landscape a Driver of Short-term Wildfire Recurrence?* Landscape Research (early view) doi:10.1080/01426397.2012.761681.
- Battaglia M.A., Rocca M.E., Rhoades C.C., Ryan M.G. 2010 - *Surface fuel loadings within mulching treatments in Colorado coniferous forests*. Forest Ecology and Management 260: 1557-1566.
- Beaver A. 2011 - *Wildland-urban intermix. Disasters by Design*. In: Proceedings of WILDFIRE 2011, the 5th International Wildland Fire Conference, Sun City, South Africa, 9-13 May 2011 [Online]. Available: http://www.wildfire2011.org/material/papers/Al_Beaver.pdf. [25.07.2014]
- Bell J. 2002 - *Changes in logging injury rates associated with the use of feller-bunchers in West Virginia*. Journal of Safety Research 33 (4): 463-471.
- Bergström D., Bergsten U., Nordfjell T. 2010 - *Comparison of boom-corridor thinning and thinning from below harvesting methods in young dense Scots pine stands*. Silva Fennica 44: 669-679.
- Bermdes G., Hoogwijk M., Van den Broek R. 2003 - *The contribution of biomass in the future global energy supply: a review of 17 studies*. Biomass and Bioenergy 25: 1-28.
- Blasi C., Bovio G., Corona P., Marchetti M., Maturani A. 2005 - *Fires and ecosystem complexity. From forest assessment to habitat restoration. Executive summary*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Società Botanica Italiana, Palombi & Partner, Rome.
- Boer M.M., Sadler R.J., Wittkuhn R.S., McCaw L., Grierson P.F. 2009 - *Long-term impacts of prescribed burning on regional extent and incidence of wildfires-evidence from 50 years of active fire management in SW Australian forests*. Forest Ecology and Management 259 (1): 132-142.
- Bond W.J., van Wilgen B.W. 1996 - *Fire and plants*. Population and Community Biology Series 14, Chapman & Hall.
- Bovio G., Camia A., Marzano R. 2002 - *Metodi di indagine a scala regionale e locale. Incendi boschivi in interfaccia urbano-foresta*. Linea Ecologica 34: 34-41.
- Bowman D.M.J.S., Balch J.K., Artaxo P., Bond W.J., Carlson J.M., Cochrane M.A., D'Antonio C.M., DeFries R.S., Doyle J.C., Harrison S.P., Johnston F.H., Keeley J.E., Krawchuk M.A., Kull C.A., Marston J.B., Moritz M.A., Prentice I.C., Roos C.I., Scott A.C., Swetnam T.W., van der Werf G.R., Pyne S.J. 2009 - *Fire in the Earth System*. Science 324: 481-484.
- Bréda N., Granier A., Aussenac G. 1995 - *Effects of thinning on soil and tree water relations, transpiration and growth in an oak forest (Quercus petraea (Matt.) Liebl.)*. Tree Physiology 15: 295-306.
- Byram G.M. 1959 - *Combustion of forest fuels*. In: Davis, K.P. (ed.). Forest fire: control and use. McGraw-Hill, New York: 61-89.
- Caballero D., Beltrán I., Velasco A. 2007 - *Forest Fires and Wildland-Urban Interface in Spain: Types and Risk Distribution*. In: Proceedings of the "IV International Wildfire Conference". Seville, Spain, 13-17 May.

- Cantore V., Iovino F. 1989 - *Effetti dei diradamenti sull'umidità del suolo in popolamenti di douglasia della Catena Costiera (Calabria)*. Annali Istituto Sperimentale per la Selvicoltura XX: 15-35.
- Castagneri D., Esposito A., Bovio G., Mazzoleni S., Seneca U., Catalanotti A.E., Ascoli D. 2013 - *Fuel vertical structure affects fire sustainability and behaviour of prescribed burning in *Spartium junceum* shrublands*. Annals of Forest Science 70 (8): 863-871.
- Castellnou M., Kraus D., Miralles M. 2010 - *Prescribed burning and suppression fire techniques: from fuel to landscape management*. In: Montiel C., Kraus D. (Eds) - Best practices of fire use – prescribed burning and suppression fire programmes in selected case-study Regions in Europe. European Forest Institute Research Report 24: 3-16.
- Chandler C., Cheney P., Thomas P., Traub L., Williams D. 1983 - *Fire in Forestry. Vol. II: Forest fire management and organization*. John Wiley and Sons, New York, 298 pp.
- Chianucci F., Cutini A. 2013 - *Estimation of canopy properties in deciduous forests with digital hemispherical and cover photography*. Agricultural and Forest Meteorology 168: 130-139.
- Chiriaco M.V., Perugini L., Cimini D., D'Amato E., Valentini R., Bovio G., Corona P., Barbati A. 2013 - *Comparison of approaches for reporting forest fire-related biomass loss and greenhouse gas emissions in southern Europe*. International Journal of Wildland Fire 22: 730-738.
- Chuvieco E., Aguado I., Yebra M., Nieto H., Salas J., Martín M. P., Vilar L., Martínez J., Martín S., Ibarra P., de la Riva J., Baeza J., Rodríguez F., Molina J. R., Herrera M. A., Zamora R. 2010 - *Development of a framework for fire risk assessment using remote sensing and geographic information system technologies*. Ecological Modelling 221: 46-58.
- Chuvieco E., Allgöwer B., Salas F.J., 2003 - *Integration of physical and human factors in fire danger assessment*. In: Chuvieco E. (Ed.), "Wildland Fire Danger Estimation and Mapping. The Role of Remote Sensing Data." World Scientific Publishing, Singapore: 197-218.
- Ciancio O., Corona P., Lamonaca A., Portoghesi L., Travaglini D. 2006 - *Conversion of clearcut beech coppices into high forests with continuous cover: a case study in central Italy*. Forest Ecology and Management 224: 235-240.
- Cissel J.H., Swanson F.J., Weisberg P.J. 1999 - *Landscape management using historical fire regimes: Blue River, Oregon*. Ecological Applications 9: 1217-1231.
- Cochrane M.A. 2003 - *Fire science for rainforests*. Nature 421: 913-919.
- Cochrane M.A., Moran C. J., Wimberly M. C., Baer A. D., Finney M. A., Beckendorf K. L., Eidenshink J., Zhu Z. 2012 - *Estimation of wildfire size and risk changes due to fuels treatments*. International Journal of Wildland Fire 21: 357-367.
- Cohen J. 2010 - *The wildland-urban interface fire problem*. Fremontia 38: 16-22.
- Compostella G., Iovino F. 1999 - *Studio sull'umidità del suolo in relazioni ai diradamenti in popolamenti di pino laricio*. L'Italia Forestale e Montana 65: 308-323.
- Conard S.G., Hartzell T., Hillbruner M.W., Zimmerman G.T. 2001 - *Changing fuel management strategies - The challenge of meeting new information and analysis needs*. International Journal of Wildland Fire 10: 1553-166.
- Coughlan M.R. 2014 - *Farmers, flames, and forests: Historical ecology of pastoral fire use and landscape change in the French Western Pyrenees, 1830-2011*. Forest Ecology and Management 312: 55-66.
- Corona P., Ferrari P., Cartisano R., Barbati A. 2014 - *Calibration assessment of forest flammability potential in Italy*. iForest - Biogeosciences and Forestry 7: 300-305.
- Cruz M.G., Alexander M.E. 2010 - *Assessing crown fire potential in coniferous forests of western North America: a critique of current approaches and recent simulation studies*. International Journal of Wildland Fire 19: 377-398.
- Cutini A., Chianucci F., Chirichella R., Donaggio E., Mattioli L., Apollonio M. 2013 - *Mast seeding in deciduous forests of the northern Apennines (Italy) and its influence on wild boar population dynamics*. Annals of Forest Science 70: 493-502.
- Cutini A., Chianucci F., Giannini T. 2009 - *Effetti del trattamento selvicolturale su caratteristiche della copertura, produzione di lettiera e di seme in cedui di faggio in conversione*. Annals of Silvicultural Research 36: 109-124.
- De Angelis A., Bajocco S., Ricotta C. 2012a - *Phenological variability drives the distribution of wildfires in Sardinia*. Landscape ecology 27: 1535-1545.
- De Angelis A., Bajocco S., Ricotta C. 2012b - *Modelling the phenological niche of large fires with remotely sensed NDVI profiles*. Ecological Modelling 228: 106-111.
- Dimitrakopoulos, A.P., Papaioannou K.K. 2001 - *Flammability assessment of Mediterranean forest fuels*. Fire Technology 37: 143-152.
- Dumas E., Jappiot M., Tatoni T. 2008 - *Mediterranean urban-forest interface classification (MUFIC): A quantitative method combining SPOT5 imagery and landscape ecology indices*. Landscape and Urban Plan 84: 183-190.
- Ecoinvent 2012 - *Ecoinvent – Swiss centre for LCI*. www.ecoinvent.org.
- Edeso J.M., Merino A., González M.J., Marauri, P. 1999 - *Soil erosion under different harvesting managements in steep forestlands from northern Spain*. Land Degradation and Development 10: 79-88.
- Egnell G., Valinger E. 2003 - *Survival, growth and growth allocation of planted Scots pine trees after different levels of biomass removal in clear-felling*. Forest Ecology and Management 177: 65-74.
- Elia M., Laforteza R., Tarasco E., Colangelo G., Sanesi G. 2012 - *The spatial and temporal response of fire on insect abundance in Mediterranean forest ecosystems*. Forest Ecology and Management 263: 262-267.
- Elia M., Laforteza R., Colangelo G., Sanesi G. 2014 - *A streamlined approach for the spatial allocation of fuel removals in wildland-urban interfaces*. Landscape Ecology (early view). doi 10.1007/s10980-014-0070-7.
- FAO 2011 - *Community-based fire management. A review*. FAO forestry papers 166, 99 pp.
- Fernandes P.M. 2010 - *Creating fire-smart forests and landscapes*. Forêt Méditerranéenne. XXXI: 417-422.
- Fernandes P.M. 2013 - *Fire smart management of forest landscapes in the Mediterranean basin under global change*. Landscape and Urban Planning 110: 175-182.
- Fernandes P.M., Botelho H.S. 2003 - *A review of prescribed burning effectiveness in fire hazard reduction*. International Journal of Wildland Fire 12: 117-128.
- Fernandes P.M., Davies G.M., Ascoli D., Fernández C., Moreira F., Rigolot E., Stoof C.R., Vega J.A., Molina D. 2013 - *Prescribed burning in southern Europe: developing fire management in a dynamic landscape*. Frontiers in Ecology and the Environment 11: 4-14.

- Fernandes P.M., Loureiro C., Botelho H. 2012 - *PiroPinus: A spreadsheet application to guide prescribed burning operations in maritime pine forest*. Computers and Electronics in Agriculture 81: 58-61.
- Fight R.D., Gicqueau A., Hartsough B.R. 1999 - *Harvesting costs for management planning for ponderosa pine plantations*. General Technical Report PNW-GTR-467. Portland, Oregon. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 8 p.
- Finney M.A., 2005 - *The challenge of quantitative risk analysis for wildland fire*. Forest Ecology and Management 211: 97-108.
- Finney M.A., McHugh C.W., Grenfell I.C. 2005 - *Stand-and landscape-level effects of prescribed burning on two Arizona wildfires*. Canadian Journal of Forest Research 35 (7): 1714-1722.
- Finney M.A., Seli R.C., McHugh C., Ager A.A., Bahro B., Agee J.K. 2007 - *Simulation of long-term landscape level fuel treatment effects on large wildfires*. International Journal of Wildland Fire 16: 712-727.
- Garfi V., Iovino F., Menguzzato G., Nicolaci A., Marziliano P.A. 2014 - *Modalità applicative della prevenzione selvicolturale. Stima della quantità di combustibile eliminabile con interventi selvicolturali*. In: Bovio G., Corona P., Leone V. 2014 "Gestione selvicolturale dei combustibili forestali per la prevenzione degli incendi boschivi." Compagnia delle Foreste, Arezzo, 208 p.
- Gärtner S., Reynolds K.M., Hessburg P.F., Hummel S., Twery M. 2008 - *Decision support for evaluating landscape departure and prioritizing forest management activities in a changing environment*. Forest Ecology and Management 256: 1666-1676.
- Gaylor H.P. 1974 - *Wildfires: Prevention and Control*. Robert J. Brady Company (ed.), Bowie, Maryland. 319 p.
- Gill A.M., Stephens S.L. 2009 - *Scientific and social challenges for the management of fire-prone wildland-urban interfaces*. Environmental Research Letters 4 034014.
- Giordano G. 1981 - *Tecnologia del legno*. UTET ed., Torino.
- Gómez-Aparicio L., Zavala M.A., Bonet F., Zamora R., 2009 - *Are pine plantations valid tools for restoring Mediterranean forests? An assessment along gradients of climatic conditions, stand density and distance to seed sources*. Ecological applications 19: 2124-2141.
- Gonzàles-García S., Berg S., Feijoo G., Moreira M.T. 2009 - *Environmental impacts of forest production and supply of pulpwood: Spanish and Swedish case studies*. The International Journal of LCA 14 (4): 340-353.
- Gonzalez-Moreno P., Quero J.L., Poorter L., Bonet F.J., Zamora R. 2011 - *Is spatial structure the key to promote plant diversity in Mediterranean forest plantations?* Basic and Applied Ecology 12: 251-259.
- Gorte R.W., Bracmort K. 2012 - *Wildfire protection in the wildland-urban interface*. CRS Report for Congress, Congressional Research Service, January 23, 2012.
- Graham R.T., McCaffrey S. M. 2003 - *Influence of forest structure on wildfire behavior and the severity of its effects*. Miscellaneous Publication. Washington, DC: USDA Forest Service, 12 p.
- Graham R.T., McCaffrey S.M., Jain T.B. (Eds.) 2004 - *Science basis for changing forest structure to modify wildfire behavior and severity*. General Technical Report RMRS-GTR-120. Fort Collins, Colorado: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 43 p.
- Hardy C.H. 2005 - *Wildland fire hazard and risk: problems, definition, and context*. Forest Ecology and Management 211: 73-82.
- Hartsough B.R., Abrams S., Barbour R.J., Drews E.S., McIver J.D., Moghaddas J.J., Schwill D.W., Stephens S.L. 2008 - *The economics of alternative fuel reduction treatments in western United States dry forests: Financial and policy implications from the National Fire and Fire Surrogate Study*. Forest Policy and Economics 10 (6): 344-354.
- Hartsough B.R., Gicqueau A., Fight R.D. 1998 - *Productivity and cost relationships for harvesting ponderosa pine plantations*. Forest Products Journal 48 (9): 87-93.
- Hessburg P.F., Reynolds K.M., Keane R.E., James K.M., Salter R.B. 2007 - *Evaluating wildland fire danger and prioritizing vegetation and fuels treatments*. Forest Ecology and Management 247: 1-17.
- Hesseln H. 2000 - *The economics of prescribed burning: a research review*. Forest Science 46 (3): 322-334.
- Higgins A., Whitten S., Slijepcevic A., Fogarty L., Laredo L. 2011 - *An optimisation modelling approach to seasonal resource allocation for planned burning*. International Journal of Wildland Fire 20 (2): 175-183.
- Hippoliti G., Piegai F. 2000 - *Tecniche e sistemi di lavoro per la raccolta del legno* - Compagnia delle Foreste, Arezzo.
- Hunter M.E., Shepperd W.D., Lentile L.B., Lundquist J.E., Andreu M.G., Butler J.L., Smith F.W. 2007 - *A Comprehensive Guide to Fuels Treatment Practices for Ponderosa Pine in the Black Hills, Colorado Front Range, and Southwest*. General Technical Report RMRS-GTR-198. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 93 p.
- Kane J.M., Varner J.M., Knapp E.E. 2009 - *Novel fuel bed characteristics associated with mechanical mastication treatments in northern California and southwestern Oregon, USA*. International Journal of Wildland Fire 18: 686-697.
- Kaplan R., Austin M. 2004 - *Out in the country: sprawl and the quest for nature nearby*. Landscape and Urban Plan 69: 235-243.
- Keeley J.E. 2002 - *Fire management of California shrubland landscapes*. Environmental Management 29 (3): 395-408.
- Keeley J.E. 2009 - *Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage*. International Journal of Wildland Fire 18 (1): 116-126.
- Keeley J.E., Bond W.J., Bradstock R.A., Pausas J.G., Rundel P.W. 2012 - *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Cambridge University Press, 515 p.
- Knapp E.E., Varner J.M., Busse M.D., Skinner C.N., Shestak C.J., 2011 - *Behaviour and effects of prescribed fire in masticated fuel beds*. International Journal of Wildland Fire 20: 932-945.
- Kobziar L.N., McBride J.R., Stephens S.L. 2009 - *The efficacy of fire and fuels reduction treatments in a Sierra Nevada pine plantation*. International Journal of Wildland Fire 18 (7): 791-801.
- Kreye J.K., Kobziar L.N., Zipperer W.C. 2013 - *Effects of fuel load and moisture content on fire behaviour and heating in masticated litter-dominated fuels*. International Journal of Wildland Fire 22: 440-445.
- Kreye J.K., Brewer N.W., Morgan P., Varner J.M., Smith A.M.S., Hoffman C.M., Ottmar R.D. 2014 - *Fire behavior in masticated fuels: A review*. Forest Ecology and Management 314: 193-207.

- Lafortezza R., Corry R.C., Sanesi G., Brown R.D. 2008 - *Cultural determinants of spatial heterogeneity in forest landscapes*. In: Lafortezza R., Chen J.M., Sanesi G., Crow T.R. Eds "Patterns and processes in forest landscapes: multiple use and sustainable management". Springer, Netherlands: 17-32.
- Lafortezza R., Sanesi G., Chen J. 2013 - *Large-scale effects of forest management in Mediterranean landscape of Europe*. iForest - Biogeosciences and Forestry 6: 331-335.
- Lampin-Maillet C., Jappiot M., Long M., Bouillon C., Morge D., Ferrier J.P. 2010 - *Mapping wildland-urban interfaces at large scales integrating housing density and vegetation aggregation for fire prevention in the South of France*. Journal of Environmental Management 91: 732-741.
- Lein J.K., Stump N.I. 2009 - *Assessing wildfire potential within the wildland-urban interface: A southeastern Ohio example*. Applied Geography 29: 21-34.
- Leone V., Lovreggio R. 2005 - *Pre- and post-fire treatments in Aleppo pine stands: prevention silviculture and restoration*. In: Proceedings of the "II Conferencia Internacional sobre Estrategias de Prevención de Incendios en el Sur de Europa. Gestión forestal como herramienta para la prevención de incendios". Barcelona (Spain) 9-11 May 2005. CFC-COSE, USSE Y CTFC, 182 p.
- Lonati M., Gorlier A., Ascoli D., Marzano R., Lombardi G. 2009 - *Response of the alien species *Panicum acuminatum* to disturbance in an Italian lowland heathland*. Botanica Helvetica 119 (2): 105-111.
- Lovreggio R., Leone V., Giaquinto P., Notarnicola A. 2010 - *Wild-fire cause analysis: Four case-studies in southern Italy*. iForest - Biogeosciences and Forestry 3: 8-15.
- Magagnotti N., Spinelli R., 2011 - *Financial and energy cost of low-impact wood extraction in environmentally sensitive areas*. Ecological engineering 37 (4): 601-606.
- Marchi E., Amatangelo G., Verani S., Picchio R. 2012 - *Productivity and energetic analysis in felling operation of pine forest thinning*. In: Proceedings of the 45th International Symposium on Forestry Mechanization, "Forest Engineering: Concern, Knowledge and Accountability in Today's Environment" October 8 - 12, 2012 Dubrovnik (Cavtat) Croatia.
- Marchi E., Picchio R., Spinelli R., Verani S., Venanzi R., Certini G. 2014 - *Environmental impact assessment of different logging methods in pine forests thinning*. Ecological Engineering 70: 429-436.
- Martin R.E., Anderson H.E., Boyer W.D., Dieterich J.H., Hirsch S.N., Johnson V.J., McNab W.H. 1979 - *Effects of fire on fuels: A state-of-knowledge review*. General Technical Report WO-13. Washington, DC: USDA Forest Service.
- Martinez J., Vega-Garcia C., Chuvieco E. 2009 - *Human-caused wildfire risk rating for prevention planning in Spain*. Journal of Environmental Management 90: 1241-1252.
- Martinson E.J., Omi P.N. 2003 - *Performance of fuel treatments subjected to wildfires*. In: Omi P.N., Joyce L.A. editors "Fire, fuel treatments, and ecological restoration: Conference Proceedings", April 16-18, 2002. RMRS-P-29. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station: 7-13.
- McIver J.D., Ottmar R. 2007 - *Fuel mass and stand structure after post-fire logging of a severely burned ponderosa pine forest in northeastern Oregon*. Forest Ecology and Management 238 (1-3): 268-279.
- McIver J.D., Stephens S.L., Agee J.K., Barbour J., Boerner R.E., Edminster C.B., Erickson K.L., Farris K.L., Fettig C.J., Fiedler C.E., Haase S., Hart S.C., Keeley J.E., Knapp E.E., Lehmkuhl J.F., Moghaddas J.J., Otrosina W., Outcalt K.W., Schwilk D.W., Skinner C.N., Waldrop T.A., Weatherspoon C.P., Yaussy D.A., Youngblood A., Zack S. 2013 - *Ecological effects of alternative fuel-reduction treatments: highlights of the National Fire and Fire Surrogate study (FFS)*. International Journal of Wildland fire 22 (1): 63-82.
- Montorselli N. B., Lombardini C., Magagnotti N., Marchi E., Neri F., Picchi G., Spinelli R. 2010 - *Relating safety, productivity and company type for motormanual logging operations in the Italian Alps*. Accident Analysis and Prevention 42 (6): 2013-2017.
- Moreira F., Viedma O., Arianoutsou M., Curt T., Koutsias N., Rigolot E., Barbati A., Corona P., Vaz P., Xanthopoulos G., Mouillot F., Bilgili E. 2011 - *Landscape e wildfire interactions in southern Europe: Implications for landscape management*. Journal of Environmental Management 92: 2389-2402.
- Neri F., Piegai F. 2007a - *Biomass chipping operations: cases study in Tuscany (Central Italy)*. In: Proceedings of Austro2007/FORMEC'07: "Meeting the Needs of Tomorrow Forests: New Developments in Forest Engineering." 07 - 11 October 2007, Vienna.
- Neri F., Piegai F. 2007b - *Produttività e costi di trasformazione nell'utilizzazione di materiale legnoso in biomassa (chips)*. L'Italia Forestale e Montana 62 : 385-398.
- Nocentini S., Coll L. 2013. *Mediterranean Forests: Human Use and Complex Adaptive Systems*. In: Messier C., Puettmann K.J., Coates K.D. "Managing Forests as Complex Adaptive Systems. Building Resilience to the Challenge of Global Change." Routledge, London and New York: 214-243.
- Nowak D.J., Walton J.T. 2005 - *Projected urban growth (2000-2050) and its estimated impact on the US forest resource*. Journal of Forest 103: 383-389.
- Pausas J.G., Keeley J.E. 2009 - *A burning story: the role of fire in the history of life*. BioScience 59 (7): 593-601.
- Picchio R., Maesano M., Savelli S., Marchi E. 2009 - *Productivity and Energy balance in conversion of a Quercus cerris L. coppice stand into high forest in Central Italy*. Croatian Journal of Forest Engineering 30: 15-26.
- Picchio R., Neri F., Maesano M., Savelli S., Sirna A., Blasi S., Baldini S., Marchi E. 2011 - *Growth Effects of Thinning Damage in a Corsican Pine (Pinus Laricio Poiret) Stand in Central Italy*. Forest Ecology and Management 262 (2): 237-243.
- Picchio R., Magagnotti N., Sirna A., Spinelli R. 2012a - *Improved winching technique to reduce logging damage*. Ecological Engineering 47: 83-86.
- Picchio R., Neri F., Petrini E., Verani S., Marchi E., Certini G. 2012b - *Machinery-induced soil compaction in thinning two pine stands in central Italy*. Forest Ecology and Management 285: 38-43.
- Picchio R., Sirna A., Sperandio G., Spina R., Verani S. 2012c - *Mechanized harvesting of eucalypt coppice for biomass production using high mechanization level*. Croatian Journal of Forest Engineering 33 (1): 15-24.
- Pollet J., Omi. P. N. 2002 - *Effect of thinning and prescribed burning on crown fire severity in ponderosa pine forests*. International Journal of Wildland Fire 11: 1-10.

- Price O.F., Bradstock R.A. 2011 - *Quantifying the influence of fuel age and weather on the annual extent of unplanned fires in the Sydney region of Australia*. International Journal of Wildland Fire 20: 142-151.
- Price O.F., Bradstock R.A., Keeley J.E., Syphard A.D. 2012a - *The impact of antecedent fire area on burned area in southern California coastal ecosystems*. Journal of Environmental Management 113: 301-307.
- Price O.F., Pausas J.G., Govender N., Flannigan M., Fernandes P.M., Brooks M.L., Bird R.B. 2015 - *Global patterns in fire leverage: the response of annual area burnt to previous fire*. International Journal of Wildland Fire (early view).
- Price O.F., Russell-Smith J., Watt F. 2012b - *The influence of prescribed fire on the extent of wildfire in savanna landscapes of western Arnhem Land, Australia*. International Journal of Wildland Fire 21 (3): 297-305.
- ProBas 2012 – <http://www.probas.umweltbundesamt.de>.
- Providoli I., Elsenbeerr H., Conedera M. 2002 - *Post-fire management and splash erosion in a chestnut coppice in southern Switzerland*. Forest Ecology and Management 162: 219-229.
- Pyne S.J. 1997 - *Vestal Fire: an Environmental History Told through Fire, of Europe and Europe's Encounter with the World*. University of Washington Press, Seattle, 679 p.
- Quinn-Davidson L.N., Varner J.M. 2012 - *Impediments to prescribed fire across agency, landscape and manager: an example from northern California*. International Journal of Wildland Fire 21 (3): 210-218.
- Radeloff V.C., Hammer R.B., Stewart S.I., Fried J.S., Holcomb S.S., McKeefry J.F. 2005 - *The wildland-urban interface in the United States*. Ecological Applications 15: 799-805.
- Raftoyannis Y., Nocentini S., Marchi E., Calama Sainz R., Garcia Guemes C., Pilas I., Peric S., Amaral Paulo J., Moreira-Marcelino A.C., Costa-Ferreira M., Kakouris E., Lindner M. 2014 - *Perceptions of forest experts on climate change and fire management in European Mediterranean forests*. iForest 7: 33-41.
- Raymond and Peterson 2005 - *Fuel treatments alter the effects of wildfire in a mixed-evergreen forest, Oregon, USA*. Canadian Journal of Forest Research 35: 2981-2995.
- Rego F., Silva J.S., Fernandes P., Rigolot E. 2010. *Solving the Fire Paradox - regulating the wildfire problem by the wise use of fire*. In: Silva J.S., Rego F., Fernandes P., Rigolot E. (Eds.) "Towards Integrated Fire Management - Outcomes of the European Project Fire Paradox." European Forest Institute Research Report 23: 220-228.
- Reich P.B., Tjoelker M.G., Machado J.L., Oleksyn J. 2006 - *Universal scaling of respiratory metabolism, size and nitrogen in plants*. Nature 439: 457-461.
- Reiner A.L., Vaillant N.M., Fites-Kaufman J., Dailey S.N. 2009 - *Mastication and prescribed fire impacts on fuels in a 25-year old ponderosa pine plantation, southern Sierra Nevada*. Forest Ecology and Management 258: 2365-2372.
- Rice R.M., Datzman P.A. 1981 - *Erosion associated with cable and tractor logging in northwestern California*. International Association of Science and Hydrology 132: 362-374.
- Romero-Calcerrada R., Novillo C.J. 2008 - *GIS analysis of spatial patterns of human-caused wildfire ignition risk in the SW of Madrid (Central Spain)*. Landscape Ecology 23: 341-354.
- Rummer B. 2004 - *Technology for treating fuels and small-diameter material. One Forest Under Two Flags*. In: Proceedings of the 2004 SAF National Convention. Society of American Foresters, Bethesda, Maryland.
- Rushton T., Brown S., McGrath T. 2003 - *Impact of tree length versus short - wood harvesting systems on natural regeneration*. Forest Research Report 70, Department of Natural Resources, Halifax, Nova Scotia.
- Russell-Smith J., Cook G.D., Cooke P.M., Edwards A.C., Lendrum M., Meyer C.P., Whitehead P.J. 2013 - *Managing fire regimes in north Australian savannas: applying Aboriginal approaches to contemporary global problems*. Frontiers in Ecology and the Environment 11: 55-63.
- Ryan K.C. 2002 - *Dynamic interactions between forest structure and fire behavior in boreal ecosystems*. Silva Fennica 36 (1): 13-39.
- Ryan K.C., Knapp E.E., Varner J.M. 2013 - *Prescribed fire in North American forests and woodlands: history, current practice, and challenges*. Frontiers in Ecology and the Environment 11: 15-24.
- Schmidt D.A., Taylor A.H., Skinner C.N. 2008 - *The influence of fuels treatment and landscape arrangement on simulated fire behavior; Southern Cascade range, California*. Forest Ecology and Management 255: 3170-3184.
- Schmuck G., San-Miguel-Ayaz J., Camia A., Durrant T., Boca R., Libertà G., Schulte E. 2013 - *Forest Fires in Europe Middle East and North Africa 2012*. Joint Research Centre Technical Report, Publications Office of the European Union, Luxembourg. doi:10.2788/58397.
- Scott J.H. 1998 - *Sensitivity analysis of a method for assessing crown fire hazard in the northern Rocky Mountains, USA*. In: Proceedings of the III International Conference on Forest Fire Research and 14th Conference on Fire and Forest Meteorology, Luso, Portugal. 16/20 November 1998, Vol. II: 2517-2532.
- Scott J.H., Thompson M.P., Calkin D.E. 2013 - *A wildfire risk assessment framework for land and resource management*. General Technical Report RMRS-GTR-315. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 83 p.
- Shang B.Z., He H.S., Crow T.R., Shifley S.R. 2004 - *Fuel load reductions and fire risk in central hardwood forests of the United States: a spatial simulation study*. Ecological Modelling 180: 89-102.
- Silva J.S., Moreira F., Vaz P., Catry F., Godinho-Ferreira P. 2009 - *Assessing the relative fire-proneness of different forest types in Portugal*. Plant Biosystems 143: 597-608.
- Silva J.S., Rego F.C., Fernandes P., Rigolot E. 2010 - *Introducing the Fire Paradox*. In: J.S. Silva, F.C. Rego, P. Fernandes, E. Rigolot (Eds.) "Towards Integrated Fire Management. Outcomes of the European Project Fire Paradox." European Forest Institute Research Report 23: 2-6 and 229.
- Simard A. 1991. *Fire severity, changing scales, and how things hang together*. International Journal of Wildland Fire 1 (1): 23-34.
- Spinelli R., Lombardini C., Magagnotti N. 2014 - *The effect of mechanization level and harvesting system on the thinning cost of Mediterranean softwood plantations*. Silva Fennica 48 (1): 1-15.
- Spinelli R., Magagnotti N. 2010 - *Performance and cost of a new mini-forwarder for use in thinning operations*. Journal of Forest Research 15: 358-364.

- Spinelli R., Magagnotti N., Dellagiacoma F. 2008 - *Meccanizzazione nelle fustaie Alpine. Due diversi sistemi di lavoro*. Sherwood 147: 45-49.
- Spinelli R., Magagnotti N., Picchi G. 2010a - *Deploying mechanized cut-to-length technology in Italy: fleet size, annual usage and costs*. International Journal of Forest Engineering 21: 23-31.
- Spinelli R., Magagnotti N., Nati C. 2010b - *Benchmarking the impact of traditional small-scale logging systems used in Mediterranean forestry*. Forest Ecology and Management 260: 1997-2001.
- Spinelli R., Magagnotti N., Lombardini C. 2010c - *Performance, Capability and Costs of Small-Scale Cable Yarding Technology*. Small-scale Forestry 9: 123-135.
- Spinelli R., Nati C. 2006 - *A Low-Investment Fully Mechanized Operation for Pure Selection Thinning of Pine Plantations*. Croatian Journal of Forest Engineering 30 (2): 89-97.
- Spinelli R., Stampfer K. 2002 - *Un harvester per i primi diradamenti*. Sherwood 75: 39-46.
- Spyratos V., Bourgeron P.S., Ghil M. 2007 - *Development at the wildland-urban interface and the mitigation of forest-fire risk*. In: Proceeding of the National Academy of Science USA 104: 14272-14276.
- Stampfer K. 1999 - *Influence of terrain conditions and thinning regimes on the productivity of a track-based steep-slope harvester*. In: Sessions J., Chung C. (Eds.). Proceedings of the International Mountain Logging and 10th Pacific Northwest Skyline Symposium. 20 March – 1 April 1999, Corvallis, Oregon.
- Stephens S.L., Moghaddas J.J. 2005 - *Experimental fuel treatment impacts on forest structure, potential fire behavior, and predicted tree mortality in a California mixed conifer forest*. Forest Ecology and Management 215: 21-36.
- Stewart S.I., Radeloff V.C., Hammer R.B., Hawbaker T.J. 2007 - *Defining the wildland-urban interface*. Journal of Forestry 105: 201-207.
- Syphard A.D., Radeloff V.C., Keely J.E., Hawbaker T.J., Clayton M.K., Stewart S.I., Hammer R.B. 2007 - *Human influence on California fire regimes*. Ecological Applications 1: 1388-1402.
- Theobald D.M., Romme W.H. 2007 - *Expansion of the US wildland-urban interface*. Landscape Urban Planning 83: 340-354.
- Thompson M.P., Calkin D.E., Finney M.A., Ager A.A., Gilbertson-Day J.W. 2011 - *Integrated national-scale assessment of wildfire risk to human and ecological values*. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment 25 (6): 761-780.
- Trollope W.S.W., De Ronde C., Geldenhuys C.J. 2004 - *Fire Behaviour*. In: Goldammer J.G., De Ronde C. (Eds.) "Wildland Fire Management Handbook for Sub-Sahara Africa. Global Fire Monitoring Center": 27-59.
- Turner B.A. 1976 - *The development of disasters – a sequence model for the origin of disasters*. Sociological Review 24: 753 – 774.
- Vaillant N.M., Fites-Kaufman J.A. and Stephens S.L. 2009 - *Effectiveness of prescribed fire as a fuel treatment in Californian coniferous forests*. International Journal of Wildland Fire 18: 165-175.
- Valente C., Spinelli R., Hillring B.G. 2011 - *LCA of environmental and socio-economic impacts related to wood energy production in the alpine conditions: Valle di Fiemme (Italy)*. Journal of Cleaner Production 19: 1931-1938.
- Valese E., Conedera M., Held A., Ascoli D. 2014 - *Fire, humans and landscape in the European Alpine region during the Holocene*. Anthropocene. DOI: 10.1016/j.ancene.2014.06.006
- Van Wagner C.E. 1977 - *Conditions for the start and spread of crown fire*. Canadian Journal of Forest Research 7: 23-34.
- van Wilgen B.W. 2013 - *Fire management in species-rich Cape fynbos shrublands*. Frontiers in Ecology and the Environment 11: 35-44.
- Vasilias R. 2001 - *Damage to trees due to forestry operation and its pathological significance in temperate forests: a literature review*. Forestry 74 (4): 319-336.
- Verde J.C., Zêzere J.L. 2010 - *Assessment and validation of wildfire susceptibility and hazard in Portugal*. Natural Hazards and Earth System Sciences 10: 485-497.
- Vilén T., Fernandes P.M. 2011 - *Forest fires in Mediterranean countries: CO2 emissions and mitigation possibilities through prescribed burning*. Environmental Management 48 (3): 558-567.
- Vitorello B., Han H.S., Varner J.M. 2009 - *Masticators for fuel reduction treatment: equipment options, effectiveness, costs, and environmental impacts*. In: Proceedings of the 2006 Council on Forest Engineering (COFE) meeting, Lake Tahoe, CA, 11 p.
- Wang J., Greene W.D., Stokes B.J. 1998 - *Stand, harvest, and equipment interactions in simulated harvesting prescriptions*. Forest Products Society 48: 81-85.
- Weatherspoon C.P., Skinner C. N. 1996 - 56. *Landscape-level strategies for forest fuel management in Sierra Nevada Ecosystem Project: Final report to Congress, vol. II, chap. 56*. Davis University of California, Centers for Water and Wildland Resources.
- Whitman E., Rapaport E., Sherren K. 2013 - *Modeling fire susceptibility to delineate wildland-urban interface for municipal-scale fire risk management*. Environmental Management 52: 1427-1439.
- Windell K., Bradshaw S. 2000 - *Understory biomass reduction methods and equipment*. 0051-2828-MTDC. USDA Forest Service, Technology and Development Program, Missoula, MT.
- Xanthopoulos G., Caballero D., Galante M., Alexandrian D., Rigolot E., and Marzano R. 2006 - *Forest Fuels Management in Europe*. In: Andrews P.L., Butler B.W. (Eds.) Proceedings of the Conference on "Fuels Management—How to Measure Success", March 28-30, 2006, Portland, Oregon, USA. USDA Forest Services, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, Colorado. RMRS-P-41: 29-46.
- Xanthopoulos G., Calfapietra C., Fernandes P. 2012 - *Fire hazard and flammability of European forest types*. In: Moreira F., Arianoutsou M., Corona P., De Las Heras G. (Eds.) "Post-fire management and restoration of Southern European forests." Springer, Managing Forest Ecosystems 24: 79-92.
- Zabowski D., Skinner M.F., Rygielwick P.T. 1994 - *Timber harvesting and long-term productivity: weathering processes and soil disturbance*. Forest Ecology and Management 66: 55-68.

- Zagas T.D., Ganatsas P.P., Tsitsoni T.K., Hatzistathis A. 1998 - *Influence of silvicultural treatment on ecology, quality and fire resistance in Quercus ilex coppice stands, in N. Greece*. In: Proceedings of VII International Congress of Ecology (INTECOL), Florence 19-25 July 1998: 473.
- Zagas T. D., Ganatsas P.P., Tsitsoni T.K., Tsakalidimi M. 2004. *Thinning effect on stand structure of holm oak stand in northern Greece*. Proceedings of the 10th MEDECOS Conference, 25th April – 1st May 2004, Rhodes, Greece.
- Zhang Y., He H.S., Yang J. 2008 - *The wildland–urban interface dynamics in the southeastern U.S. from 1990 to 2000*. Landscape Urban Planning 85: 155-162.
- Zhu Q., Hejmanowska B. 2013 - *Analysis of GIS-based spatial variability and risk assessment*. Journal of Chemical and Pharmaceutical Research 5: 372-380.

Structural attributes of stand overstory and light under the canopy

Alice Angelini^{1*}, Piermaria Corona², Francesco Chianucci², Luigi Portoghesi¹

Received 14/12/2014 - Accepted 23/02/2015 - Published online 27/02/2015

Abstract - This paper reviews the literature relating to the relationship between light availability in the understory and the main qualitative and quantitative attributes of stand overstory usually considered in forest management and planning (species composition, density, tree sizes, etc.) as well as their changes as consequences of harvesting. The paper is divided in two sections: the first one reviews studies which investigated the influence of species composition on understory light conditions; the second part examines research on the relationships among stand parameters determined from mensurational field data and the radiation on understory layer. The objective was to highlight which are the most significant stand traits and management features to build more practical models for predicting light regimes in any forest stand and, in more general terms, to support forest managers in planning and designing silvicultural treatments that retain structure in different way in order to meet different objectives.

Keywords - Understory light, structural attributes, overstory stand, forest management

Introduction

The recognition of forest as complex system among scientists and communities (Levin 1998, Kuuluvainen 2009, Ciancio and Nocentini 2011, Puettmann et al. 2013) has increasingly raised the necessity to develop new strategies for managing woodlands and make them more suited to face the challenges of global change (Franklin et al. 2002, Larsen and Nielsen 2007, Millar et al. 2007, Puettmann 2011, O'Hara and Ramage 2013, Wagner et al. 2014). Different approaches, new tools and decision criteria on analyzing forest stands and designing silvicultural systems are being developed and improved (O'Hara 1998, Koch and Skovsgaard 1999, Gamborg and Larsen 2004, Pommerening and Murphy 2004, Meitner et al. 2005, Puettmann et al. 2009, Geldenhuys 2010, Messier & Puettmann 2011, Bradford and Kastendick 2010). Most of proposals aim to get multi-aged, mixed forests with heterogeneous structure consisting of a fine-scale mosaic of cohorts of trees, with different species, size, age and development stage and temporal continuity of natural regeneration of trees. Single and group selection silvicultural systems with very variable retention of live and dead trees, emulating natural disturbance regimes, were proposed in order to modify overstory cover and create spatially differentiated microclimate conditions, particularly in terms of understory light availability. Light directly or indirectly affects

other environmental parameters such as temperature, humidity, wind speed, soil condition, and can be even an effective indicator of the differences in stand structure across forests (Larcher 2003).

Foresters are aware that understory light availability plays a crucial role in driving forest dynamics, since it influences several aspects of plant regeneration and growth processes, such as seed germination, plant recruitment, early establishment of seedlings, young tree survival (Beaudet et al. 2011, Bartemucci et al. 2006). The benefits of managing light levels in the understory also include the control of shrub/herb layers growth either to suppress them as competitors or to promote their richness as source of biodiversity (Lieffers et al. 1999, McKanzie et al. 2000, Whigham et al. 2004, Royo and Carson 2006, Hart and Chen 2006, Gilliam et al. 2007, Moeller et al. 2008, Tinya et al. 2009).

The importance of light in forest ecology justifies the attention that researchers have devoted to it. A considerable work in reviewing knowledge on description and prediction of understory light was done by Lieffers et al. (1999). The paper synthesized much literature relating to light dynamics in northern and boreal forests, considering the factors affecting light transmission through the canopy, instruments and techniques for measurement and models for prediction of light in stands. Objective estimation of light transmission in different stand structures would be very useful to support the ap-

¹ University of Tuscia, Department for Innovation in Biological, Agro-food and Forest systems (DIBAF), Viterbo, Italy

² Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria, Forestry Research Centre (CRA-SEL), Arezzo, Italy

* corresponding author: aliceangelini@hotmail.it

plication of silvicultural treatments that aims to modify light conditions within stands by thinning (Chianucci and Cutini 2012, Drever and Lertzman 2001). However, the high cost of instrumentation and more time-consuming procedures required to estimate factors to use as model inputs (e.g., foliage inclination distribution, foliage clumping, canopy structure and stem mapping) often favoured the use of more readily available mensurational variables as independent variables.

Over the last two decades, several articles have been dedicated to the relationship between light availability in the understory and the main qualitative and quantitative attributes of stand overstorey usually considered in forest management and planning (e.g., species composition, density, tree sizes, etc.) as well as their changes as consequences of harvesting (e.g., Canham et al. 1990, Chianucci and Cutini 2013, Lieffers et al. 1999, Thomas et al. 1999). We reviewed such literature to individuate the most significant stand traits and management features able to predict light regimes in any forest stand; such information would support forest managers in planning and designing silvicultural treatments that retain structure in different way in order to meet different objectives.

The paper is divided in two sections: the first one reviews studies which investigated the influence of species composition on understory light conditions; the second part examines the relationships among stand parameters determined from mensurational field data and the radiation on understory layer.

Forest composition and understory light

Silvicultural practices modify tree species composition, simultaneously modulating overstorey canopy cover and therefore the availability of light under the canopy (Barbier et al. 2008, Chianucci and Cutini 2013).

Light transmittance also varies considerably among tree species, partly because their light demanding strategies (Montgomery and Chadzon 2001), so that the relative proportion of some categories of species (deciduous or coniferous, shade tolerant or intolerant) in mixed stands may explain, at least in part, the spatial and temporal variability of understory light (Hart and Chen 2006, Barbier et al. 2008). Light demanding species (both deciduous and coniferous) transmit more light than shade tolerant species; in terms of canopy attributes, these species generally exhibits lower canopy density, higher between-crowns clumping (canopy nonrandomness) and higher crown porosity (the fraction of gap within crown envelopes; Kucharik et al. 1999). Conversely, shade tolerant species can reach higher

canopy density, less between-crowns clumping and lower crown porosity (Chianucci and Cutini 2013, Macfarlane et al. 2007), with resulting lower light transmittance (Canham et al. 1994, Messier et al. 1998, Messier et al. 1999, Beaudet et al. 2002, Coates et al. 2003, Le Francois et al. 2008).

Forest canopy structure and light transmittance in mixed-species stands are the results of complex interactions which may lead to denser canopy space filling and more complete light interception (Pretzsch and Schütze 2005). However, not all studies came to the same results: Drever and Lertzman (2003), in coastal Douglas-fir stands that varied in abundance and distribution of retained trees after partial cutting of different intensity, found that species composition was only weakly related to the amount of light in the understory. In that case the higher canopy openness than in intact forests dominated by different species (Canham et al. 1994, Hunter et al. 1999) highlighted that in managed forests other structural features affect light availability in the understory.

Among the canopy properties, spatial arrangement of branches and leaves, leaf angle distribution and leaf orientation, leaf size and other optical properties of leaves, play an important role in affecting overstorey transmittance (Valladares and Pearcy 1999, Falster and Westoby 2003, Hardy et al. 2004, Gendron et al. 2006, Barbier et al. 2008) as indicated by the Beer-Lambert's law (Equation 1, based on Nilson 1971):

$$P(\theta) = \exp\left(\frac{-G(\theta) \times L_t \times \Omega(\theta)}{\cos \theta}\right) \quad (1)$$

Where $P(\theta)$ is the radiation transmitted through the canopy, $G(\theta)$ is the foliage projection function, which is dependent on leaf angle distribution, L_t is the plant area index, including foliar and woody vegetation, $\Omega(\theta)$ is the foliage clumping index an $1/\cos(\theta)$ is the path length at zenith angle θ . The inversion of Beer-Lambert law is often used to extract many of these attributes (Chianucci et al. 2014b, Nilson 1999, Monsi and Saeki 2005, Pisek et al. 2013) from optical measurements of radiation.

Aussenac (2000) showed that the inclination angle of leaves with respect to canopy thickness, for *Fagus sylvatica* L. and *Quercus petraea* Liebl., follows Beer's law, and also that beech adapts better to excess and very low radiation than oak. This type of tropism can also be seen in conifers. Species exhibiting more horizontal leaf angle distribution intercept more light than species having more vertical distribution. Some studies (Oker-Blom and Kellomaki 1982, Pisek et al. 2013) have shown that broadleaf species at northern latitude exhibit a planophile leaf angle distribution (i.e., leaves have

predominantly horizontal leaf angle distribution). Hikosaka and Hirose (1997) observed a greater capacity of species with planophile foliage orientation to shade out the species with vertical foliage orientation while simultaneously having a higher foliage tolerance as well. In plants of chaparral vegetation, Valladares and Pearcy (1999) highlighted the influence of leaf orientation on the heterogeneity of the light environments; upper, south-facing leaves intercepted greater daily light than leaves of any other orientation. For many coniferous species (ponderosa pine, Douglas fir and western hemlock), the distribution and arrangement of foliage on shade shoots can greatly increase light interception, and therefore photosynthesis in the lower canopy (Bond et al. 1999). Needle clustering and penumbral effects of small size leaf also affect light penetration, interception, and photosynthesis (Stenberg et al. 1999).

Variation of light resources in the understory environment might also be observed in relation to the leaf phenology due to the seasonality that differs among species (Gendron et al. 1998, Hart and Chen 2006). Before leaf expansion, and following leaf senescence, deciduous canopies have much higher light transmission than all other stand types (Ross et al. 1986). Even for that reason deciduous forests are considered to have a marked seasonal light variability than evergreen forests (Gendron et al. 2001, Yirdaw and Luukkanen 2004).

Komiyama et al. (2001a) reported that differential overstory leaf flushing patterns contributed to the formation of a patchy understory. Also Kato and Komiyama (2002) found that the heterogeneity of light conditions that occurred in a deciduous broad-leaved forest in late spring resulted from the different timing of leaf flushing by different tree species. In particular, heterogeneity is the main cause of the patchy distribution of understory plants. Effectively, direct spring sunlight penetrating should result in a positive correlation in terms of spatial distribution between late-flushing trees and understory plants (Komiyama et al. 2001a).

In general, we can sustain that species-specific attributes, such as crown structure, determine significant effect on the amount, quality and spatial variation of light transmittance (Yirdaw and Luukkanen 2004, Pretzsch et al. 2014) and consequently a simple but profound effect on forest succession (Canham et al. 1994, Canham et al. 1999). For example, crown depth (Canham et al. 1994, Beaudet et al. 2002, Beaudet et al. 2011, Ametzegui et al. 2012) and crown width (Canham et al. 1999), which were higher in shade tolerant species, influences the ratio of PAR to global radiation inside the canopy (Ross and Sulev 2000). Nevertheless, size and spacing of the crowns, or rather canopy openness, regardless

of species, were of primary importance to the inter-specific variation in openness of individual crowns, (Canham et al. 1999, Beaudet et al. 2002), revealing as a good predictor of the below-canopy transmitted diffuse and global solar radiation in old-growth and uneven-aged evergreen forest (Promis et al. 2009).

The crown structure of a tree is even more crucial in mixed stands where different species demonstrate their abilities to acclimate their structures in order to benefit of the resources more efficiently or obstruct the access of competitors to the same resources (Pretzsch 2009, Bayer and Pretzsch 2013). A morphological plasticity may results in crown and canopy structures in mixed stands which differ considerably from those observed in pure stands.

Effectively, in pure stands all individuals compete with similar behavior for the growing space and resources involving a homogenization of canopy structure with low canopy depth and size-asymmetric competition (Grams and Andersen 2007). Differently, in mixed stands the complementarity of species in terms of light ecology allow trees to have more canopy space to occupy without mechanical abrasion or penetration of neighboring crowns (Pretzsch 2014). However, the ability of trees to intercept light decreases with environmental stress (Waring and Schlesinger 1985). In general, light transmission is higher for species of Boreal forests other than for species in warmer and wetter temperate deciduous forests or conifer forests of the Northwestern America (Lieffers et al. 1999).

Mensurational attributes of stands and understory light

Understory light availability, frequently expressed as canopy openness (the proportion of the sky hemisphere not obscured by vegetation when viewed from a single point; Jennings et al. 1999), is a measure of great utility to foresters since it can be used to guide the level of canopy manipulation necessary for successful natural regeneration.

Understory light and its spatial distribution can be manipulated, at least in part, by designing and shaping harvesting according to the overstory structure of a forest stand (Battaglia et al. 2002, Beaudet et al. 2011). Therefore, knowing the interplay between stand structure and light is fundamental for managing forests. An accurate description of allometric functions and their relationships with radiance would provide foresters precious information for silvicultural decisions. Among stand structural attributes determined from readily available field data, those describing stand density, such as sum of DBH, basal area and number of trees, are usually the most considered in similar studies. For

example. Comeau et al. (2001) observed that in white spruce-aspen dominated boreal mixed stands with high initial tree densities, the decline in understory light levels is likely to occur more rapidly, resulting in the potential for substantial reductions in growth and survival of understory spruce due to competition for light and physical damage to spruce as a consequence of aspen mortality by self-thinning. At another level, Drever and Letzerman (2003) found a significant correlation in a coastal Douglas fir forest in British Columbia between light transmittance and stem density, volume of retained trees, summed DBH and summed height. However, the predictive capacity of these variables was much better for high light levels (> 50 % of full sun) than for low levels of light (< 20 % of full sun).

Basal area is frequently used as independent variable to explain light transmittance through the canopy (Nilson et al. 1999), although the radiative transfer may differ between young and old stands and the possible difference of overstory structure and site conditions should be considered (Comeau et al. 2001). In mixed-species forests plot basal area should be not enough informative and separate coefficients should be developed for each species, at least the dominant species: this was the case of mixed aspen-conifer forests in British Columbia (Comeau et al. 2006) where basal area of deciduous species was significantly related to understory light, unlike conifer basal area. This contrasted with results from birch-conifer stands in the same areas, where the inclusion of conifer basal area improves the relationship with light. In another study, Sonohat et al. (2004) found a negative exponential relationship between light transmittance and stand basal area in even-aged stands of Douglas fir, Norway spruce, larch and Scots pine, which explained between 56% and 80% of transmittance variation according to the species, and 82% for all species pooled data.

Such relationship between basal area and canopy transmittance was often explored in relation to silvicultural practices. In the case of Sitka spruce thinned stands, studies have individuated a basal area < 30 m²/ha to provide the minimum light requirements, i.e. 15% of incident light, for the growth of Sitka spruce seedlings (Hale 2001, Hale 2003, Page et al. 2001, Malcom et al. 2001). However, some authors (Beaudet et al. 2011, Battaglia et al. 2002, Sprugel et al., 2009), showed that harvesting in a stand does not necessarily increase light transmission proportionally to the reduction in basal area. In effect, the spatial arrangement of the residual trees (and hence the spatial pattern of harvest) also plays a very important role. Battaglia et al. (2002) demonstrated that increasing the aggregation of residual

basal area, not only increases the mean stand level understory light availability but also increases the variation of light resulting in more heterogeneous understory light environments.

In old growth and second growth forests in low-land Costa Rica, Montgomery and Chadzon (2001) did not find strong relationships between measures of forest structure and light availability, although the strength of these relationships differed between forest types. In both the studied forests, understory light availability at 0.75 m decreased with increased sapling and shrub density, but was not significantly influenced by local tree density or basal area. Similar trends were found in an old-growth and uneven-aged forest of *Nothofagus betuloides* (Promis et al. 2009). However, by combining basal area, crown projection, crown volume, and stand volume, it was possible to explain a large amount of the variability of the below-canopy transmitted, diffuse and global radiation.

A study carried out by Valladares et al. (2006) in the holm oak (*Quercus ilex*) woodlands of the Western Mediterranean basin, characterized by low mean canopy height (2.4 m), high stem density (14,500 stems ha⁻¹) and intermediate basal area, showed that canopy height exhibited a more significant correlation with understory light (particularly with indirect light), than stem density and basal area although only in the tree-dominated zone of the plot. However, since the potential of canopy height as a predictor of understory light was low due to the large fraction of unexplained variance, the incorporation of other canopy features (e.g. leaf angle distribution, leaf and branch clustering) would likely increase significantly the accuracy of the estimation of understory light based on canopy structure.

Results from a study by Heithecker and Halpern (2007) suggested that levels of light at the forest floor within aggregate retained trees can be surprisingly similar to those inside the forest; the aggregates significantly reduced Photosynthetic Photon Flux Density (PPFD) in the adjacent harvested area to distances of 10-30 m.

Therefore, it is evident that spatial aggregation or rather the spatial distribution of stem density for retained trees strongly regulates the abundance and spatial variation of light in the understory (Coates et al. 2003). Changes concern the quantity and quality of light, as well as its directionality, so that more of the forest floor receives direct solar radiation and sunflecks become longer and more intense (Lieffers et al. 1999, Gendron et al. 2001).

Conclusions

The many studies concerning the relationships between transmittance and structural attributes in forest stands carried out over the last two decades confirmed the great interest in predicting understory light conditions by using attributes readily available from field data. Different bioclimatic zones (boreal vs tropical), stands structure (plantation vs natural, even-aged vs uneven-aged, young vs old-growth), species composition (pure vs mixed), and silvicultural treatments (clearcutting vs partial cutting) were taken into account in these studies. However, most of the research was carried out in boreal forests, likely because light was considered one of the most critical factors for successional dynamics in this environment.

On the whole, the results of the examined studies highlighted that different traits of forest overstory affect light intensity in the understory, even more in heterogeneous stands with continuous canopy

cover. Composition, density and structure of overstory are the characteristics mainly correlated to light transmittance (Fig. 1).

The weight of each of them seems to depend on the degree of complexity of the stand. In evenaged, unthinned and monospecific stands with homogeneous canopy covers and regular spatial distribution of trees, understory light conditions much depend on species specific traits such as shade-tolerance, which in turn is strictly linked with crown properties (depth, width, leaf angle distribution, etc.). In regular mixed forests, tree composition controls the amount of radiance under the canopy and the spatial and temporal distribution of light especially if evergreen and deciduous species or deciduous species with different phenology are a significant part of the mixture. In managed forests, canopy openness can be manipulated by silvicultural practices changing stand density attributes; basal area is amongst the most important in predicting light as long as understory radiation fall above 20% and especially

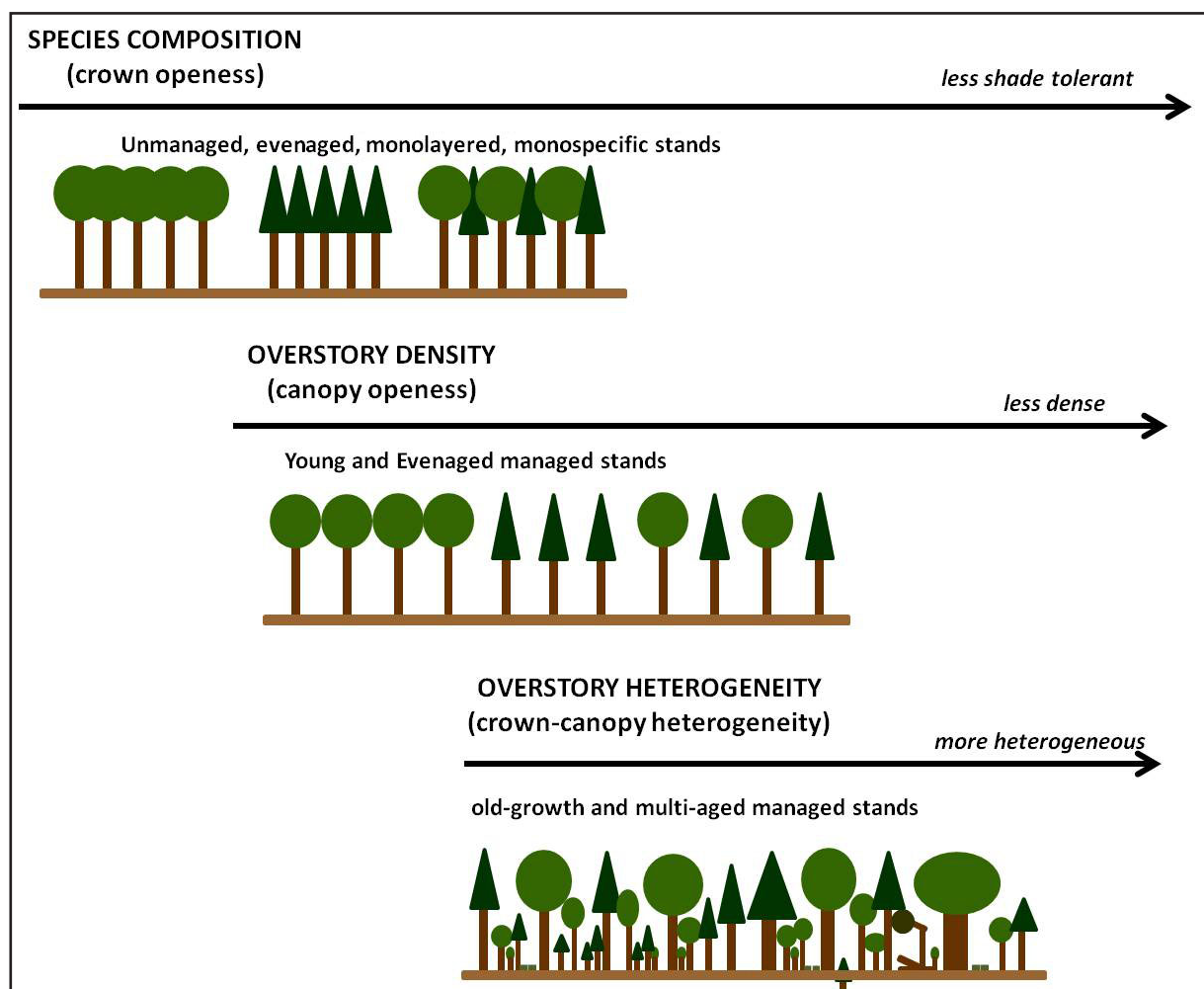


Figure 1: Diagram showing the three stand overstory characteristics affecting understory light. When the stand profile is closed, simple, homogeneous the passage of light through the canopy depends on the characteristics of the crowns, then on tree composition. When silvicultural practices open the crown cover, composition being the same, stand density comes into play too. In forests with heterogeneous structure the light in the understory is the result of the variability in the arrangement of stems in space and their size, which is added to the composition and density. The weight of tree composition is higher in populations of tolerant species, that of density in the more open stands, that of structure in the very heterogeneous forest. The three profiles are staggered to highlight that the three factors add up and interact with increasing diversification of the profile.

in young stands. Harvesting does not necessarily increase light transmission proportionally to the reduction in basal area and spatial arrangement of the residual trees plays a very important role (Beaudet et al. 2011, Battaglia et al. 2002, Sprugel et al. 2009).

For low average light levels typical of uneven-aged and old-growth forests, horizontal and vertical stand structure attributes need to be considered for increasing the accuracy of prediction. In such conditions, light transmission through canopy and the occurrence of patchy or homogeneous understory is controlled by the complex interplay of overstory composition, density and structure.

In conclusion, basal area can be viewed as the preferable light predictor for managing young stands with homogeneous structure. The experiences suggested considering additional parameters descriptive of tree size, such as DBH, height and volume, in order to increase the accuracy of light predictions in case of older stand or in presence of a layer of suppressed trees.

A different and more complex task is providing a significant estimate of radiation below canopy in stands characterized by heterogeneous vertical and horizontal structures. The few studies carried out until now didn't provide a clear overview of appropriate attributes for an accurate prediction of understory light in these types of forest structure. Therefore, considering the increasing importance of creating and maintaining stand structure heterogeneity through silvicultural treatments in order to enhance the resilience of forest ecosystems facing the global change, more research would be necessary to deepen this topic.

The continuous development of technologies is increasingly allowing their access to researchers and forest managers with relative low costs. The use of proximal and remote sensing technologies (Aschoff et al. 2004, Chianucci et al. 2014a, Danson et al. 2007, Maas et al. 2008) could represent in the future a valid solution for improving this type of studies and integrating field data with a more detailed information of canopy structure.

Acknowledgments

The authors want to thank the anonymous reviewers for their helpful suggestions.

References

- Ameztegui A., Coll L., Benavides R., Valladares F., Paquette A. 2012 - *Understory light predictions in mixed conifer mountain forests: Role of aspect-induced variation in crown geometry and openness*. Forest Ecology and Management 276: 52-61. doi:10.1016/j.foreco.2012.03.021
- Aschoff T., Thies M., Spiecker H. 2004 - *Describing forest stands using terrestrial laser scanning*. In: Conference Proceedings ISPRS Conference. ISPRS International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Istanbul, Turkey, 12-23 July, vol. XXXV, Part B: 237-241.
- Astrup R., Larson B. C. 2006 - *Regional variability of species-specific crown openness for aspen and spruce in western boreal Canada*. Forest Ecology and Management 228: 241-250. doi:10.1016/j.foreco.2006.02.048
- Aussenac G. 2000 - *Interactions between forest stands and microclimate: Ecophysiological aspects and consequences for silviculture*. Annals of Forest Science 57: 287-301. doi: 10.1051/forest:2000119
- Barbier S., Gosselin F., Balandier P. 2008 - *Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved-A critical review for temperate and boreal forests*. Forest Ecology and Management 254: 1-15. doi:10.1016/j.foreco.2007.09.038
- Battaglia M.A., Mou P., Palik B., Mitchell R.J. 2002 - *The effect of spatially variable overstory on the understory light environment of an open-canopied longleaf pine forest*. Canadian Journal of Forest Research 32 (11): 1984-1991. doi:10.1139/x02-087
- Bayer D., Seifert S., Pretzsch H. 2013 - *Structural crown properties of Norway spruce (Picea abies [L.] Karst.) and European beech (Fagus sylvatica [L.]) in mixed versus pure stands revealed by terrestrial laser scanning*. Trees 27: 1035-1047. doi: 10.1007/s00468-013-0854-4
- Beaudet M., Messier C., Canham C.D. 2002 - *Predictions of understory light conditions in northern hardwood forests following parameterization, sensitivity analysis, and tests of the SORTIE light model*. Forest Ecology and Management 165: 235-248.
- Beaudet M., Harvey B. D., Messier C., Coates K. D., Poulin J., Kneeshaw D. D., Brais S.,
- Bergeron Y. 2011 - *Managing understory light conditions in boreal mixedwoods through variation in the intensity and spatial pattern of harvest: A modelling approach*. Forest ecology and Management 261: 84-94. doi: 10.1016/j.foreco.2010.09.033
- Bond B. J., Farnsworth B. T., Coulombe R. A., Winner W. E. 1999 - *Foliage physiology and biochemistry in response to light gradients in conifers with varying shade tolerance*. Oecologia 120: 183-192. doi: 10.1007/s004420050847
- Bradford J. B., Kastendick D. N. 2010 - *Age-related patterns of forest complexity and carbon storage in pine and aspen-birch ecosystems of northern Minnesota, USA*. Canadian Journal of Forest Research 40 (3): 401-409. doi: 10.1139/X10-002
- Canham C. D., Denslow J. S., Platt W. J., Runkle J. R., Spies T. A., White P. S. 1990 - *Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forests*. Canadian Journal of Forest Research 205: 620-631.

- Canham C. D., Finzi A. C., Pacala S. W., Burbank D. H. 1994 - *Causes and consequences of resource heterogeneity in forest: interspecific variation in light transmission by canopy trees*. Canadian Journal of Forest Research 24 (2): 337-349. doi: 10.1139/x94-046
- Canham C., Coates K. D., Bartemucci P., Quaglia S. 1999 - *Measurement and modeling of spatially explicit variation in light transmission through interior cedar-hemlock forests of British Columbia*. Canadian Journal of Forest Research 29 (11): 1775-1783. doi: 10.1139/x99-151
- Chianucci F., Cutini A. 2012 - *Digital hemispherical photography for estimating forest canopy properties: current controversies and opportunities*. iForest – Biogeosciences and Forestry 5: 290-295.
- Chianucci F., Cutini A. 2013 - *Estimation of canopy properties in deciduous forests with digital hemispherical and cover photography*. Agricultural and Forest Meteorology 168: 130-139.
- Chianucci A., Cutini A., Corona P., Puletti N. 2014a - *Estimation of leaf area index in understory deciduous trees using digital photography*. Agricultural and Forest Meteorology 198: 259-264
- Chianucci F., Macfarlane C., Pisek J., Cutini A., Casa R. 2014b - *Estimation of foliage clumping from the LAI-2000 Plant Canopy Analyzer: effect of view caps*. Trees (early view) doi: 10.1007/s00468-014-1115-x
- Ciancio O. 2011 - *Systemic silviculture: philosophical, epistemological and methodological aspects*. L'Italia Forestale e Montana 66 (3): 181-190. doi: 10.4129/itm.2011.3.01
- Coates K. D., Canham C. D., Beaudet M., Sachs, D. L. Messier C. 2003 - *Use of a spatially explicit individual-tree model (SORTIE/BC) to explore the implications of patchiness in structurally complex forests*. Forest Ecology and Management 186: 297-310. doi:10.1016/S0378-1127(03)00301-3
- Comeau P. G. 2001- *Relationships between stand parameters and understory light in boreal aspen stands*. BC Journal of Ecosystems and Management 2: 1-8.
- Comeau P. G., Heineman J. L. 2003 - *Predicting understory light microclimate from stand parameters in young paper birch (Betula papyrifera Marsh.) stands*. Forest Ecology and Management 180: 303-315. doi: 10.1016/S0378-1127(02)00581-9
- Comeau P., Heineman J., Newsome T. 2006 - *Evaluation of relationships between understory light and aspen basal area in the British Columbia central interior*. Forest Ecology and Management 226: 80-87. doi:10.1016/j.foreco.2005.12.060
- Danson F. M., Hetherington D., Morsdorf F., Koetz B., Allgöwer B. 2007 - *Forest Canopy Gap Fraction From Terrestrial Laser Scanning*. Geoscience and Remote Sensing Letters, IEEE 4: 157-160. doi: 10.1109/LGRS.2006.887064
- Drever C. R., Lertzman K. P. 2001 - *Light-growth responses of coastal Douglas-fir and western redcedar saplings under different regimes of soil moisture and nutrients*. Canadian Journal of Forest Research 31 (12): 2124-2133. doi: 10.1139/cjfr-31-12-2124
- Drever C. R., Lertzman K. P. 2003 - *Effects of a wide gradient of retained tree structure on understory light in coastal Douglas-fir forests*. Canadian Journal of Forest Research 33 (1): 137-146. doi: 10.1139/X02-167
- Falster D. S., Westoby M. 2003 - *Leaf size and angle vary widely across species: what consequences for light interception?* New Phytologist 158: 509-525. doi: 10.1046/j.1469-8137.2003.00765.x
- Franklin J. F., Spies T. A., Van Pelt R., Carey A. B., Thornburgh D. A., Berg D. R., Lindenmayer D. B., Harmon M. E., Keeton W. S., Shaw D. C., Ken B., Jiquan C. 2002 - *Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example*. Forest Ecology and Management 155: 399-423. doi:10.1016/S0378-1127(01)00575-8
- Gamborg C., Larsen J. B. 2003 - *'Back to nature' - a sustainable future for forestry?* Forest Ecology and Management 179: 559-571. doi: 10.1016/S0378-1127(02)00553-4
- Geldenhuys C. J. 2010 - *Managing forest complexity through application of disturbance-recovery knowledge in development of silvicultural systems and ecological rehabilitation in natural forest systems in Africa*. Journal of Forest Research 15: 3-13. doi: 10.1007/s10310-009-0159-z
- Gendron F., Messier C., Comeau P. G. 1998 - *Comparison of various methods for estimating the mean growing season percent photosynthetic photon flux density in forests*. Agricultural and Forest Meteorology 92: 55-70. doi:10.1016/S0168-1923(98)00082-3
- Gendron F., Messier C., Comeau P. G. 2001 - *Temporal variations in the understory photosynthetic photon flux density of a deciduous stand: the effects of canopy development, solar elevation, and sky conditions*. Agricultural and Forest Meteorology 106: 23-40. doi:10.1016/S0168-1923(00)00174-X
- Gendron F., Messier C., Lo E., Comeau P. G. 2006 - *The angular distribution of diffuse photosynthetically active radiation under different sky conditions in the open and within deciduous and conifer forest stands of Quebec and British Columbia, Canada*. Annals of Forest Science 63: 43-53. doi: 10.1051/forest:2005096
- Gilliam F. S. 2007 - *The ecological significance of the herbaceous layer in temperate forest ecosystems*. BioScience 57 (10): 845-858. doi: 10.1641/B571007
- Grams T.E., Andersen C.P. 2007 - *Competition for resources in trees: physiological versus morphological plasticity*. Progress in Botany 69: 356-381. doi: 10.1007/978-3-540-36832-8_16
- Hale S.E. 2001 - *Light regime beneath Sitka spruce plantations in northern Britain: preliminary results*. Forest Ecology and Management 151: 61-66. doi:10.1016/S0378-1127(00)00696-4
- Hale S. E. 2003 - *The effect of thinning intensity on the below-canopy light environment in a Sitka spruce plantation*. Forest Ecology and Management 179: 341-349. doi:10.1016/S0378-1127(02)00540-6
- Hardy J.P., Melloh R., Koenig G., Marks D., Winstral A., Pomeroy J.W., Link T. 2004 - *Solar radiation transmission through conifer canopies* - Agricultural and Forest Meteorology 126: 257-270. doi:10.1016/j.agrformet.2004.06.012
- Hart S. A., Chen H. Y. H. 2006 - *Understory vegetation dynamics of North American boreal forests*. Critical Reviews in Plant Sciences 25: 381-397. doi: 10.1080/07352680600819286
- Heithecker T. D., Halpern C. B. 2007 - *Edge-related gradients in microclimate in forest aggregates following structural retention harvests in western Washington*. Forest Ecology and Management 248: 163-173. doi:10.1016/j.foreco.2007.05.003
- Hikosaka K., Hirose T. 1997 - *Leaf angle as a strategy for light competition: optimal and evolutionarily stable light-extinction coefficient within a leaf canopy*. Ecoscience 4: 501-507.

- Hunter J.C., Parker V.T., Barbour M.G. 1999 - *Understory light and gap dynamics in an old-growth forested watershed in coastal California*. Madrono 46: 1-6.
- Jennings S.B., Brown N.D., Sheil D. 1999 - *Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures*. Forestry 72 (1): 59–74. doi: 10.1093/forestry/72.1.59
- Kato S., Komiyama A. 2002 - *Spatial and seasonal heterogeneity in understory light conditions caused by differential leaf flushing of deciduous overstory trees*. Ecological Research 17: 687-693. doi: 10.1046/j.1440-1703.2002.00529.x
- Koch N. E., Skovsgaard J.P. 1999 - *Sustainable management of planted forests: some comparisons between Central Europe and the United States*. New Forests 17: 11–22. doi: 10.1023/A:1006520809425
- Komiyama A., Kato S., Teranishi M. 2001a - *Differential overstory leaf flushing contributes to the formation of patchy understory*. Journal of Forest Research 6: 163–171. doi: 10.1007/BF02767088
- Kuuluvainen T. 2009 - *Forest Management and Biodiversity Conservation Based on Natural Ecosystem Dynamics in Northern Europe: The Complexity Challenge*. A Journal of the Human Environment 38 (6): 309-315. doi: http://dx.doi.org/10.1579/08-A-490.1
- Larcher W. 2003 - *Physiological plant ecology – Ecophysiology and stress physiology of functional groups*. 4th Edition. Springer, 513 p.
- Larsen J.B., Nielsen A.B. 2007 - *Nature-based forest management - Where are we going? Elaborating forest development types in and with practice*. Forest Ecology and Management 238: 107–117. doi:10.1016/j.foreco.2006.09.087
- Lefrançois M.L., Beaudet M., Messier C. 2008 - *Crown openness as influenced by tree and site characteristics for yellow birch, sugar maple, and eastern hemlock*. Canadian Journal of Forest Research 38 (3): 488-497. doi :10.1139/X07-177
- Levin S. A. 1998 - *Ecosystems and the biosphere as complex adaptive systems*. Ecosystems 1: 431-436. doi: 10.1007/s100219900037
- Lieffers V.J., Messier C., Stadt K.J., Gendron F., Comeau P.G. 1999 - *Predicting and managing light in the understory of boreal forests*. Canadian Journal of Forest Research 29 (6): 796-811. doi: 10.1139/x98-165
- Maas H.G., Bienert A., Scheller S. Keane E. 2008 - *Automatic forest inventory parameter determination from terrestrial laser scanner data*. International Journal of Remote Sensing 29: 1579-1593. doi: 10.1080/01431160701736406
- Macfarlane C., Hoffman M., Eamus D., Kerp N., Higginson S., McMurtrie R., Adams M.A. 2007 - *Estimation of leaf area index in eucalypt forest using digital photography*. Agricultural and Forest Meteorology 143: 176–188.
- Malcom D. C., Mason W. L., Clarke G. C. 2001 - *The transformation of conifer forests in Britain-regeneration, gap size and silvicultural systems* - Forest Ecology and Management 151: 7-23. doi:10.1016/S0378-1127(00)00692-7
- McKenzie D., Halpern C. B., Nelson C. R. 2000 - *Overstory influences on herb and shrub communities in mature forests of western Washington, U.S.A.* Canadian Journal of Forest Research 30 (10): 1655-1666. doi: 10.1139/x00-091
- Meitner M. J., Sheppard S. R.J., Cavens D., Gandy R., Picard P., Harshaw H., Harrison D. 2005 - *The multiple roles of environmental data visualization in evaluating alternative forest management strategies*. Computers and Electronics in Agriculture 49: 192-205. doi:10.1016/j.compag.2005.03.002
- Messier C., Parent S., Bergeron Y. 1998 - *Effects of overstory and understory vegetation on the understory light environment in mixed boreal forests*. Journal of Vegetation Science 9: 511-520. doi: 10.2307/3237266
- Messier C., Doucet R., Ruel J.C., Claveau Y., Kelly C., Lechowicz, M.J. 1999 - *Functional ecology of advance regeneration in relation to light in boreal forests*. Canadian Journal of Forest Research 29 (6): 812-823. doi: 10.1139/x99-070
- Messier C., Puettmann K. 2011 - *Forest as complex adaptive systems: implications for forest management and modeling*. Italian Journal of Forest and Mountain Environments 66 (3): 249-258. doi: 10.4129/ifm.2011.3.11
- Millar C. I., Stephenson N. L., Stephens S. L. 2007 - *Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty*. Ecological Applications 17: 2145-2151. http://dx.doi.org/10.1890/06-1715.1
- Molder A., Bernhardt-Romermann M., Schmidt W. 2008 - *Herb-layer diversity in deciduous forests: raised by tree richness or beaten by beech?* Forest Ecology and Management 256: 272-281. doi:10.1016/j.foreco.2008.04.012
- Monsi M., Saeki T. 2005 - *On the factor light in plant communities and its importance for matter production*. Annals of Botany 95: 549–567. doi:10.1093/aob/mci052
- Montgomery R. A., Chadzon R. L. 2001 - *Forest structure, canopy architecture, and light transmittance in tropical wet forests*. Ecology 82 (10): 2707-2718.
- Nilson T. 1999 - *Inversion of gap frequency data in forest stands*. Agricultural and Forest Meteorology 98-99: 437-448. doi:10.1016/S0168-1923(99)00114-8
- Oker-Blom, P., Kellomäki S. 1982 - *Theoretical computations on the role of crown shape in the absorption of light by forest trees*. Mathematical Biosciences 59: 291-311.
- O'Hara Kevin L. 1998 - *Silviculture for structure diversity – a new look at multiaged systems*. Journal of Forestry 96: 4-10.
- O'Hara Kevin L., Ramage Benjamin S. 2013 - *Silviculture in an uncertain world: utilizing multi-aged management systems to integrate disturbance*. Forestry 86 (4): 401-410. doi: 10.1093/forestry/cpt012
- Page L.M., Cameron A.D., Clarke G.C. 2001- *Influence of overstorey basal area on density and growth of advance regeneration of Sitka spruce in variably thinned stands*. Forest Ecology and Management 151: 25–35. doi:10.1016/S0378-1127(00)00693-9
- Pisek J., Sonnentag O., Richardson A. D., Möttus M. 2013 - *Is the spherical leaf inclination angle distribution a valid assumption for temperate and boreal broadleaf tree species?* Agricultural and Forest Meteorology 169: 186–194. doi:10.1016/j.agrformet.2012.10.011
- Pommerening A., Murphy S.T. 2004 - *A review of the history, definitions and methods of continuous cover forestry with special attention to afforestation and restocking*. Forestry 77 (1): 27-44. doi: 10.1093/forestry/77.1.27
- Pretzsch H., Schütze G. 2009 - *Transgressive overyielding in mixed compared with pure stands of Norway spruce and European beech in Central Europe: Evidence on stand level and explanation on individual tree level*. European Journal of Forest Research 128: 183-204. doi: 10.1007/s10342-008-0215-9
- Pretzsch H. 2014 - *Canopy space filling and tree crown morphology in mixed-species stands compared with monocultures*. Forest Ecology and Management 327: 251-264. doi:10.1016/j.foreco.2014.04.027

- Pretzsch H., Schütze G. 2005 - *Crown allometry and growing space efficiency of Norway spruce (Picea abies [L.] Karst.) and European beech (Fagus sylvatica L.) in pure and mixed stands*. Plant Biology 7 (6): 628-639.
- Promis A., Schindler D., Reif A., Cruz G. 2009 - *Solar radiation transmission in and around canopy gaps in an uneven-aged Nothofagus betuloides forest*. International Journal of Biometeorology 53: 355-367. doi:10.1007/s00484-009-0222-7
- Puettmann K. J., Coates K. D., Messier C. 2009 - *A critique of silviculture: managing for complexity*. Island Press, Washington, D.C., USA, 189 p.
- Puettmann K. 2011 - *Silvicultural challenges and options in the context of global change: "simple" fixes and opportunities for new management approaches*. Journal of Forestry 109 (6): 321-331.
- Puettmann K. J., Messier C., Coates K. D. 2013 - *Managing forests as complex adaptive systems: introductory concepts and applications*. In: Messier C., Puettmann K. J., Coates K. D.: "Managing forests as complex adaptive systems. Building resilience to the challenge of global change". Routledge, Abingdon: 3-16
- Ross M. S., Flanagan L. B., La Roi G. H. 1986 - *Seasonal and successional changes in light quality and quantity in the understory of boreal forest ecosystems*. Canadian Journal of Botany 64 (11): 2792-2799. doi:10.1139/b86-373
- Ross J., Sulev M. 2000 - *Sources of errors in measurements of PAR*. Agricultural and Forest Meteorology 100: 103-125. doi: 10.1016/S0168-1923(99)00144-6
- Royo A. A., Carson W. P. 2006 - *On the formation of dense understory layers in forests worldwide: consequences and implications for forest dynamics, biodiversity, and succession*. Canadian Journal of Forest Research 36 (6): 1345-1362. doi: 10.1139/x06-025
- Sonohat G., Balandier P., Ruchaud F. 2004 - *Predicting solar radiation transmittance in the understory of even-aged coniferous stands in temperate forests*. Annals of Forest Science 61 (7): 629-641. doi: 10.1051/forest:2004061
- Sprugel D.G., Rascher K.G., Gersonde R., Dovciak M., Lutz J.A., Halpern C.B. 2009 - *Spatially explicit modeling of overstory manipulations in young forests: effects on stand structure and light*. Ecological Modelling 220: 3565-3575. doi:10.1016/j.ecolmodel.2009.07.029
- Stenberg P., Kangas T., Smolander H., Linder S. 1999 - *Shoot structure, canopy openness, and light interception in Norway spruce*. Plant, Cell & Environment 22: 1133-1142. doi: 10.1046/j.1365-3040.1999.00484.x.
- Thomas S. C., Halpern C. B., Falk D. A., Liguori D. A., Austin K. A. 1999 - *Plant diversity in managed forests: understory responses to thinning and fertilization*. Ecological Applications 9: 864-879.
- Tinya F., Márialigeti S., Király I., Németh B., Ódor P. 2009 - *The effect of light conditions on herbs, bryophytes and seedlings of temperate mixed forests in Orség, Western Hungary*. Plant Ecology 204: 69-81. doi: 10.1007/s11258-008-9566-z
- Valladares F., Pearcy R.W. 1999 - *The geometry of light interception by shoots of Heteromeles arbutifolia: morphological and physiological consequences for individual leaves*. Oecologia 121:171-182. doi: 10.1007/s004420050919
- Valladares F., Guzman B. 2006 - *Canopy structure and spatial heterogeneity of understory light in an abandoned Holm oak woodland*. Annals of Forest Science 63 (7): 749-761. doi:10.1051/forest:2006056
- Wagner S., Nocentini S., Huth F., Hoogstra-Klein M. 2014 - *Forest management approaches for coping with the Uncertainty of Climate Change: trade-offs in service provisioning and adaptability*. Ecology and Society 19 (1): 32. http://dx.doi.org/10.5751/ES-06213-190132
- Waring R. H., Schlesinger W. H. 1985 - *Forest ecosystems. Concepts and management*. Academic Press London, 340 p.
- Whigham D. F. 2004 - *Ecology of woodland herbs in temperate deciduous forests*. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 35: 583-621. doi: 10.1139/x00-091
- Yirdaw E., Luukkanen O. 2004 - *Photosynthetically active radiation transmittance of forest plantation canopies in the Ethiopian highlands*. Forest Ecology and Management 188: 17-24. doi:10.1016/j.foreco.2003.07.024

Early and long-term impacts of browsing by roe deer in oak coppiced woods along a gradient of population density

Francesco Chianucci^{1*}, Luca Mattioli², Emilio Amorini¹, Tessa Giannini¹, Andrea Marcon³, Roberta Chirichella³, Marco Apollonio³, Andrea Cutini¹

Received 13/10/2014 - Accepted 1/12/2014 - Published online 20/01/2015

Abstract - Over the last few decades, wild ungulate populations have exhibited relevant geographic and demographic expansion in most European countries; roe deer is amongst the most widespread ungulate species. The increasing roe deer densities have led to strong impact on forest regeneration; the problem has been recently recognized in coppice woods, a silvicultural system which is widespread in Italy, where it amounts to about 56% of the total national forested area.

In this study we investigated the effect of roe deer browsing on the vegetative regeneration of Turkey oak few years after coppicing, along a gradient of roe deer density. A browsing index revealed that browsing impact was high at any given roe deer density but increased at higher density, with the browsing rate ranging from 65% to 79%. We also analyzed the long-term impact of browsing six and eleven years after coppicing under a medium roe deer density. Results indicated the early impact are not ephemeral but produced prolonged impacts through time, with an average reduction in volume of -57% and -41% six and eleven years after coppicing, respectively. Based on these results we proposed integrating browsing monitoring with roe deer density estimation to allow identifying ungulate densities which are compatible with silvicultural and forest management objectives. The proposed browsing index can be regarded as an effective management tool, on account of its simplicity and cost-effectiveness, being therefore highly suitable for routine, large scale monitoring of browsing impact.

Keywords - *Capreolus capreolus*, Turkey oak, forest damage, stool, coppice forest

Introduction

The coexistence of ungulates and forest ecosystems has gaining growing attention, mainly because of the steady increase in wild ungulate populations observed in the last few decades. This is a particularly relevant issue for roe deer (*Capreolus capreolus* L.), i.e., the most widespread European deer species, with an estimated 10 million individuals occurring in the continent (Apollonio et al. 2010, Linnell et al. 1998). Roe deer population densities have been growing notably during the last few decades (Cederlund et al. 1998, Gill 1990) due to the abandonment of rural areas, changes in human land use, restocking and lack of predators (Apollonio et al. 2010). In addition, changes in silvicultural systems have entailed a general decline in wood exploitation, improving productivity, biomass accumulation and structural complexity of forest ecosystems (Cutini et al. 2013). The reduced pressure on wood also resulted in a lower human disturbance on ungulates in general and roe deer in particular.

The increasing roe deer densities have led to

conflicting interests between game and forest management (Apollonio et al. 2010, Cutini et al. 2011, Gill 1992). A land-owner aiming at silviculture and wood production may see his goals frustrated by high densities of ungulates permitted on neighbouring grounds (Kramer et al. 2006). The problems of deer browsing have long been recognized in conifer species (Gill 1992, Motta 1996, Mysterud and Østbye 1999). Recently, the problem of deer impact has also been observed in coppice woods (Cutini et al. 2011), a silvicultural system which is widespread over Mediterranean countries. In Italy, coppice is the most frequently adopted silvicultural system in private forests, and it amounts to about 56% of the total forested areas in Italy (National Forest Inventory, www.infc.it). Deciduous Turkey oak (*Quercus cerris* L.) occupies the intermediate vegetation belt between sclerophyllous and mountain broadleaved forest over one million hectares (Di Matteo et al. 2014). This species represent an economically relevant species with regard to coppice management and also a potentially key food resource for roe deer (Cutini et al. 2011). Despite such a large diffusion

¹ Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria, Forestry Research Centre (CRA-SEL), Arezzo, Italy

² Province of Arezzo, Arezzo, Italy

³ Department of Sciences for Nature and Environmental Resources, University of Sassari, Sassari, Italy

* corresponding author: francesco.chianucci@entecra.it

and importance, few studies have focused on roe deer browsing on coppice wood, probably because the problem of deer impact on coppice regeneration in Italy is relatively recent (Cutini et al. 2011). After coppicing, stems are cut down close to ground level, where the growing shoots are exposed to deer browsing, especially during the early years following cutting. Because the browsing incidence can heavily be influenced by ungulate density (Chevrier et al. 2011) it is important to evaluate density-related effects of browsing. In addition, because browsing can delay the growth of vegetative regeneration (Motta 2003), it is important to evaluate the long-term browsing influence on coppice growth. Indeed, as browsing impact are expected to be limited to the early phase of coppice rotation, since shoots are more exposed to browsing, an important question is whether the effects of browsing are likely to be permanent, or simply ephemeral due to changes associated with stand maturity (Gill and Beardall, 2001).

The objective of this study is twofold:

- i) to assess the effects of roe deer browsing on vegetative regeneration of Turkey oak (stands after coppicing, along a gradient of ungulate density;
- ii) to evaluate the long-term effects of browsing through time (i.e., six and eleven years after coppicing).

Both information are nowadays strongly needed for sustainable planning of deer density and for assessing economic impact of deer on coppice (e.g., for refunding purposes).

Material and Methods

The study was carried out in the Province of Arezzo (Tuscany, Italy). Suitable study areas were individuated by integrating a series of information on roe deer densities and forest data available in the Province. Roe deer densities were obtained by means of drive censuses conducted by the Fish and Wildlife Service of the Province of Arezzo (Cutini et al. 2013, Mattioli et al. 2004, Davis et al. 2012). Data were collected from 2011 to 2013 on a network of 187 permanent sample plots (43.9 ± 26.0 S.D. ha of mean surface and 8116 ha of total area) uniformly distributed along the Province. Roe deer density at local scale was calculated by spatial interpolation using the inverse distance weighting method (Li and Heap 2008) in ARCMAP 9.2 ESRI package. The setting used was: $p = 2$ and the minimum number (n) of sampled points used for estimation was 5, within a radius of 5 Km, and the pixel size of the output was 1 ha. Roe deer density was calculated for each study area as a mean of the values of each hectare

included in the area, and for each plot inside the study areas was calculated as a mean of the values in a buffer of 1 km around the centre of the plot. Data of geographical distribution and size of coppiced areas were obtained from “ARTEA” dataset of Regional Administration (www.artea.toscana.it).

Study areas were only deemed suitable if other deer species influence was absent. Also, a similar wooded and coppice coverage were considered to ensure comparability between the study areas; this was a major determinant in the choice of study areas and consequently after experimental design. Three study areas were selected representing a gradient of roe deer population densities which was representative of hilly and mountain areas of Central Italy (hereafter scenarios; Tab. 1). The observed mean roe deer densities were comparable to that indicated by the Italian National Institute for Environmental Protection and Research (ISPRA) as low (i.e., between 10 and 15 individuals per km^2), medium (i.e., between 20 and 25 individuals per km^2) and high (i.e., more than 25 individuals per km^2) roe deer densities in Apennines and Mediterranean environments.

Within each study area, a number of oak coppice stands aged 0-2 years with minimum size of 2500 m^2 were individuated. Within these plots, we randomly sampled 744 stools, of which half stools were located near the centre of each stand and half stools were located along the border of each stand. The observation period ran between October 15 and November 15, i.e. close to the end of the growing season. For each stool, we recorded the number of sprouts, top height of sprouts (i.e., the height of the tallest sprout of each stool), and number of recently browsed sprouts. The cover area of each stool was estimated by the geometric mean of the maximum and minimum diameter of projected area (assuming an elliptical shape). The browsing index was calculated as the ratio of browsed sprouts over the total number of sprouts for each surveyed stool. Browsing estimates were then averaged for each plot. Differences in oak browsing, top height, and cover area in the three different scenarios were compared by means of ANOVA. If ANOVA indicated that a significant difference existed between them in the variable of interest then Tukey's pair-wise comparison test was used to compare results from the three scenarios. We used R version 3.0.2 (R Development Core Team 2013).

To evaluate the impact of browsing on

Table 1 - Study areas

Study area	Average roe deer (n km^{-2})	Scenario
Valdambra	38.3 (2.6)	High
Alpe di Poti	13.9 (0.9)	Low
Alpe di Catenaiia	22.6 (0.5)	Medium

Table 2 - Mean value of browsing ratio, top height and cover area in the different roe deer density scenarios.

Roe deer density	Browsing	Top height (cm)	cover area (m ²)
Low	0.65 (0.02)	110.0 (3.3)	1.28 (0.1)
Medium	0.77 (0.01)	88.1 (3.2)	1.18 (0.1)
High	0.79 (0.01)	90.2 (3.0)	0.99 (0.1)

Table 3 - Main mensurational parameters in protected (P) and non-protected (NP) Turkey oak coppiced areas.

Year	area	N (shoots)	dm (cm)	hm (m)	G (m ² ha ⁻¹)	V (m ³ ha ⁻¹)
2008	P	6768	3.8 (0.1)	3.5 (0.2)	8.83 (0.10)	27.61 (2.23)
	NP	3330	3.8 (0.1)	3.2 (0.3)	3.75 (0.07)	11.95 (1.27)
2013	P	6907	5.6 (0.1)	6.5 (0.2)	18.11 (0.22)	57.07 (5.12)
	NP	4826	6.0 (0.1)	6.2 (0.2)	14.23 (0.13)	33.76 (3.51)

the long term, additional data were collected from permanent monitoring plots previously established in the Alpe di Catenaiia (Cutini et al. 2011), i.e., the medium density scenario. The permanent plots were located within three 1-ha stands dominated by Turkey oak, which were coppiced in 2002. Two sampling plots sized about 200 m² were established within each stand, one of which was fenced (protected, P), while the other was left accessible to browsing (non-protected, NP). Within each plot, we measured diameter at breast height and total height of sprouts. Volume was then estimated by applying a formula developed in a previous study for Turkey oak coppices in Tuscany (Amorini et al. 1998). We compared difference in growing stock (basal area and volume) between P and NP by two inventories made in 2008 (i.e., 6 years after coppicing) and 2013 (11 years after coppicing).

Results

The incidence of ungulate browsing was high in all the three different scenarios. The percentage of browsed sprouts ranged from 65% to 79% (Table 2). Damage was not uniformly distributed over all height classes of sprouts, but rather concentrated in those at the browsing height, i.e. between 20 and 130 cm (Figure 1). Moreover, browsing was negatively correlated with top height ($r=-0.46$, $p<0.001$) and cover area ($r=-0.35$, $p<0.001$).

ANOVA and Tukey's test indicated that browsing was significantly higher and height and cover area were significantly lower in the higher density scenario, compared with the others (Tukey's HSD test, $p < 0.05$). By contrast, medium and higher density scenarios did not exhibit significant differences in these attributes (Table 2).

Analysis of browsing impact 6 years after coppicing in Alpe di Catenaiia (2008) revealed that growing stock in not-fenced areas was lower than that in fenced areas, with an average reduction in basal

area and volume of -58% and -57% respectively, a consequence of the steady reduction in the number of shoots (Table 3). These differences were lower 11 years after coppicing (2013), even though browsing still reduced basal area and volume by -21 % and -41 %, respectively (Table 3).

Discussion

The study revealed that browsing by roe deer has a significant impact on oak during the early years after coppicing. The observed browsing pressure was noticeably high even at lowest deer density, in which about two third of the sprouts were browsed. The browsing impact showed a density-dependency because significantly higher impacts were observed at medium and high density, compared with the low density scenario. Results are in agreement with previous studies, which reported a strict relationship between browsing and deer density (Chevrier et al. 2011). The negative relationship trend observed between browsing incidence and top height of sprouts further confirmed that the early years after coppicing are particularly critical, because the emerging shoots grow beneath the browsing height and are therefore exposed to sustained and prolonged impacts (Rooke et al. 2004).

On the other hand, we demonstrated that the effects of early browsing were not ephemeral but produced prolonged impacts through time; although the trend decreased between 2008 and 2013, the average reduction in volume observed eleven years after coppicing is noticeably high to heavily retard shoot growth, with relevant ecological as well as economic consequences. Based on the observed

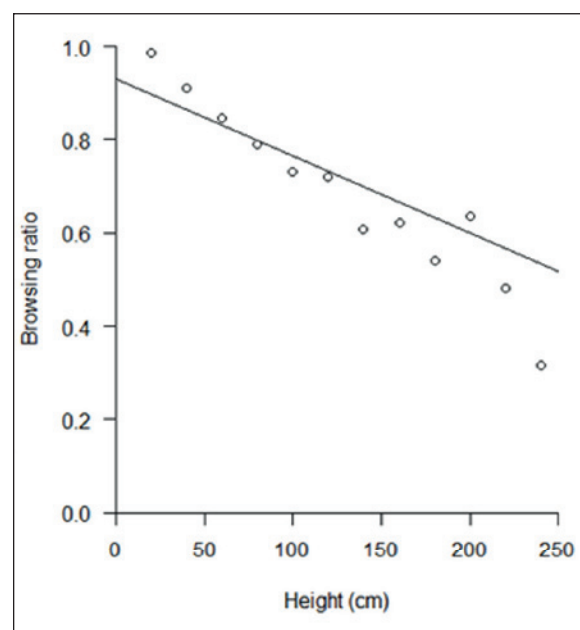


Figure 1 – Relationship between browsing ratio and top height of stools.

impacts and trends we could expect a reduction of -25% in volume at the end of the coppice rotation period, which may also imply a prolongation in the minimum rotation period (which is 18 years in Tuscany according to regional laws) to achieve a profitable harvesting, under the observed medium roe deer density.

Regardless economic considerations, both the early and long-term results indicated the browsing impacts are sustained in a range of roe deer density regarded as “normal” (ISPRA 2013) and regularly occurring in Apennines. In addition, roe deer in Italy is frequently sympatric with other deer species, e.g., fallow deer and red deer; hence, taking into account the current deer densities and their browsing pressure, we could expect that browsing intensity can seriously compromise forest dynamics in coppice woods. In these situations, the sustainable planning of ungulate densities should consider all the deer species on the whole. For example, Mattioli (2010) proposed a general ungulate density threshold based on roe-deer-equivalent conversion factors. The author individuated a maximum carrying capacity of 18 roe-deer equivalent individuals in Apennines, with red deer and fallow deer having a roe-deer-equivalent factor of 4.5 and 2.3, respectively (i.e., 1 red deer = 4.5 roe deer; 1 fallow deer = 2.3 roe deer. However, as Reimoser and Putman (2011) correctly noted, if a relationship between deer density and browsing impacts exists, the relationship is complex and not linear, making the identification of a critical ungulate density complex. Indeed, at any given deer density, sustained impact levels are affected by a wide range of other factors such as site conditions, landscape mosaic, availability and quality of alternative food resources, ungulate sympatry etc. (Ward et al. 2008, Gill and Morgan 2010, Reimoser and Putman 2011). Therefore, it is important to move beyond single-factor approach (e.g., ungulate density) to embrace the complexity of fauna-forest interactions (Weisberg and Bugmann 2003). An integrated forest-fauna management is frequently advocated by many authors as an effective way to consider the interactions among ungulates and vegetation (Bianchi et al. 2014, Cutini et al. 2013, Weisberg and Bugmann 2003). To accomplish this purpose, there is a need for rapid and objective indicators to monitor the impact of roe deer on vegetation (Reimoser et al. 1999). The browsing index proposed in this study can be regarded as an useful management tool on account of its fast, simple and cost-effective procedures, it being therefore highly suitable for large scale monitoring of the effects of deer browsing on vegetative regeneration. Integrating browsing monitoring with deer density estimation can be regarded therefore as an effective option for sustainable forest-fauna

management (Cutini et al. 2013), i.e., to determine whether the relationships between ungulates and forest ecosystems are consistent with meeting silvicultural and forest management targets (Keigley and Frisina 2011, Reimoser et al. 1999). We also advocate the need to collect information on deer impact over large areas because ungulate effects on forests cannot be generalized to the spatial and temporal scales that are relevant to management. Integrating information on deer impact and deer density in e.g., regional and national forest inventory alongside with the definition of rigorous and systematic long-term monitoring programs to measure the interaction forest-ungulates can be a decisive step towards the definition of appropriate protection measures in landscape and large scale planning.

Acknowledgments

The study was supported by the Research Project “Valutazione del disturbo arrecato alla vegetazione forestale da popolazioni di capriolo di differente densità” funded by the Province of Arezzo. Field assistance by Umberto Cerofolini is greatly acknowledged.

The authors want also to thank the anonymous reviewer for his suggestions.

References

- Amorini E., Brandini P., Fabbio G., Tabacchi G. 1998 – *Modelli di previsione delle masse legnose e delle biomasse per i cedui di cerro della Toscana centro-meridionale*. Annali dell'Istituto Sperimentale per la Selvicoltura 29: 41-56.
- Apollonio M., Andersen R., Putman R. 2010 - *European ungulates and their management in the 21th century*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Berquist J., Orlander G. 1998 - *Browsing damage by roe deer on Norway spruce seedlings planted on clearcuts of different ages. 1. Effect of slash removal, vegetation development, and roe deer density*. Forest Ecology and Management 105: 283-293.
- Bianchi L., Bartoli L., Paci M., Pozzi D. 2014 - *Impatto degli ungulati selvatici sui boschi cedui della Val di Bisenzio (Prato)*. Forest@ 11: 116-124 [Online] Available: <http://www.sisef.it/forest@/contents/?id=efor1259-011> [2014].
- Cederlund G., Bergqvist J., Kjellander P., Gill R.M.A., Gaillard J.M., Boisabert B., Ballon P., Duncan P. 1998 - *Managing roe deer and their impact on the environment: maximising the net benefits to society*. In: Andersen R., Duncan P., Linnell J.D.C. -Eds- The European Roe Deer: The Biology of Success, Scandinavian University Press, Oslo: 337-372.
- Chevrier T., Saïd S., Widmer O., Hamard J. P., Saint-Andrieux C., Gaillard, J. M. 2012 - *The oak browsing index correlates linearly with roe deer density: a new indicator for deer management?*. European Journal of Wildlife Research 58 (1): 17-22.
- Cutini A., Bongi P., Chianucci F., Pagon N., Grignolio S., Amorini E., Apollonio M. 2011 - *Roe deer (Capreolus capreolus L.) browsing effects and use of chestnut and Turkey oak coppiced areas*. Annals of Forest Sciences 68: 667-674.

- Cutini A., Chianucci F., Chirichella R., Donaggio E., Mattioli L., Apollonio M. 2013 - *Mast seeding in deciduous forests of the northern Apennines (Italy) and its influence on wild boar population dynamics*. *Annals of Forest Sciences* 70: 493-502.
- Davis M.L., Stephens P.A., Willis S.G., Bassi E., Marcon A., Donaggio E., Capitani C., Apollonio M. 2012 - *Prey selection by an apex predator: the importance of sampling uncertainty*. *PLOS One* 7 (10) : 1-10.
- Di Matteo G., Tunno I., Nardi P., De Angelis P., Bertini G., Fabbio G. 2014 - *C and N concentrations in different compartments of outgrown oak coppice forests under different site conditions in Central Italy*. *Annals of Forest Science* (Early view): doi: 10.1007/s13595-014-0390-4.
- Gill R.M.A. 1990 - *Monitoring the status of European and North American cervids*. The global environment monitoring system -GEMS- UNEP, Nairobi.
- Gill R.M.A. 1992- *A review of damage by mammals in north temperate forests: 1 Deer*. *Forestry* 65: 145-169
- Gill R.M.A., Beardall V. 2001 - *The impact of deer on woodlands: the effects of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition*. *Forestry* 74 (3): 209-218
- Gill R.M.A., Morgan G. 2010 - *The effects of varying deer density on natural regeneration in woodlands in lowland Britain*. *Forestry* 83: 53–63.
- ISPRA (2013) *Linee guida per la gestione degli ungulati*. Manuali e Linee Guida 91/2013, 221 pp.
- Keigley R.B., Frisina M.R. 2011 - *Process to monitor and manage ungulate browsing pressure*. *Natural Resources and Environmental Issues* 16: article 29 [Online] Available: <http://digitalcommons.usu.edu/nrei/vol16/iss1/29> [2014].
- Kramer K., Groot Bruinderling G.W.T.A., Prins H.H.T. 2006 - *Spatial interactions between ungulate herbivory and forest management*. *Forest Ecology and Management* 226: 238-247
- Kuiters A.T., Slim P.A. 2002- *Regeneration of mixed deciduous forest in a Dutch forest-heatland, following a reduction of ungulate densities*. *Biological Conservation* 105: 65-74.
- Li J., Heap A.D. 2008 - *A Review of Spatial Interpolation Methods for Environmental Scientists*. Geoscience Australia, Record 2008/23, 137 p.
- Linnell J.D.C., Duncan P., Andersen R. 1998- *The European roe deer: a portrait of a successful species*. In: Andersen R., Duncan P., Linnell J.D.C (Eds). *The European Roe Deer: The Biology of Success*, Scandinavian University Press, Oslo: 1-22.
- Mattioli L. 2010 - *La fauna come fattore di disturbo del bosco*. In: Mercurio R. "Restauro della foresta mediterranea." Clueb Ed., 368 pp.
- Mattioli L., Capitani C., Avanzinelli E., Bertelli I., Gazzola A., Apollonio M. 2004- *Predation by wolves (Canis lupus) on roe deer (Capreolus capreolus) in North eastern Apennine*. *Italy Journal of Zoology* 264 (3): 249-258.
- Motta R. 1996 - *Impact of wild ungulates on forest regeneration and tree composition of mountain forests in the Western Italian Alps*. *Forest Ecology and Management* 88 (1): 93-98.
- Motta R. 2003 - *Ungulate impact on rowan (Sorbus aucuparia L) and Norway spruce (Picea abies (L) Karst) height structure in mountain forests in the eastern Italian Alps*. *Forest Ecology and Management* 181 (1): 139-150.
- Mysterud A., Østbye E. 1999 - *Cover as a habitat element for temperate ungulate: effects on habitat selection and demography*. *Wildlife Society Bulletin* 27: 385-394.
- Putman R., Langbein J., Green P., Watson P. 2011 - *Identifying threshold densities for wild deer in the UK above which negative impacts may occur*. *Mammal Review* 41 (3): 175-196.
- R Development Core Team 2011 - *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna (Austria).
- Reimoser F., Armstrong H., Suchant R. 1999 - *Measuring forest damage of ungulates: what should be considered*. *Forest Ecology and Management* 120 (1): 47-58.
- Reimoser F., Putman R.J. 2011 - *Impact of large ungulates on agriculture, forestry and conservation habitats in Europe*. In: Putman R.J., Apollonio M., Andersen R. (eds). "Ungulate Management in Europe: Problems and Practices." Cambridge University Press, Cambridge, UK: 144–191.
- Rooke T., Danell K., Bergström R., Skarpe C., Hjalten J. 2004 - *Defensive traits of savanna trees – the role of shoot exposure to browsers*. *Oikos* 107: 161-171
- Ward A.I., White P.C.L., Walker N.J., Critchley C.H. 2008 - *Conifer leader browsing by roe deer in English upland forests: Effects of deer density and understorey vegetation*. *Forest Ecology and Management* 256: 1333–1338.
- Weisberg P.J., Bugmann H. 2003 - *Forest dynamics and ungulate herbivory: from leaf to landscape* *Forest Ecology and Management* 181: 1-12.

Research paper

Selezione di habitat nella fase di post rilascio da parte di *Capreolus capreolus italicus* (Festa, 1925) in un'area protetta dell'Italia meridionale

Giovanni Argenti^{1*}, Andrea Ciulla¹, Sandro Nicoloso², Alessandro Brugnoli³, Nicolina Staglianò¹

Received 13/12/2013 - Accepted 14/10/2014 - Published online 20/01/2015

Riassunto - Scopo del presente lavoro è quello di analizzare il comportamento di esemplari di *Capreolus capreolus italicus* (Festa 1925) nella fase di post-rilascio in un'area e valutare l'influenza delle caratteristiche ambientali e vegetazionali sulla selezione dell'habitat da parte degli animali monitorati. A tal fine, 14 individui di capriolo, differenziati per età e sesso, sono stati marcati mediante radio collari GPS-GSM (Vectronics®) per monitorare il comportamento post-rilascio. Il campione fa parte di un contingente di 75 animali catturati in Toscana ed utilizzati come fondatori per un progetto di reintroduzione nel Parco Nazionale dell'Aspromonte (Calabria). La frequenza delle localizzazioni variava da 30 minuti (nel primo mese) a 6 ore (successivamente), coprendo un periodo variabile da 90 a 563 giorni. I fix, riportati in ambiente GIS, sono stati analizzati per ottenere informazioni sulla selezione dei diversi habitat da parte degli animali. All'interno di griglie differenziate per intensità di frequentazione sono stati eseguiti rilievi per la caratterizzazione del soprassuolo arboreo, le fitocenosi erbacee ed il possibile rifugio visivo offerto dall'ambiente. I risultati hanno evidenziato che la scelta delle aree frequentate è altamente correlata con le caratteristiche degli habitat forestali, essendo nettamente preferiti quelli costituiti da conifere e con altezza dell'inserzione della chioma compresa tra 1 e 2 m, generalmente con assenza di rinnovazione. Le aree a copertura erbacea maggiormente utilizzate sono invece quella a copertura di graminacee e quelle a più alto valore foraggero. Inoltre, anche il rifugio visivo è risultato correlato positivamente con la selezione dello spazio da parte degli animali. La ricerca ha quindi dimostrato, per molti dei parametri studiati, indici di preferenza in grado di fornire una buona base per la validazione del modello utilizzato per lo studio di fattibilità e di individuare le caratteristiche ottimali delle aree di rilascio del capriolo.

Parole chiave - Radiotracking, habitat, valore pastorale, capriolo, home range

Abstract - Post-release habitats' selection of *Capreolus capreolus italicus* (Festa 1925) in a protected area in southern Italy - The purpose of this study was to analyze the post-release behavior of individuals of *Capreolus capreolus italicus* (Festa 1925) and to evaluate the influence of environmental and vegetation characteristics on habitat selection by monitored animals. With these aims, 14 individuals of roe deer (a sample of 75 animals released in total), differentiated by age and sex, were caught in areas of southern Tuscany (central Italy) and released in suitable areas of the Aspromonte National Park (Calabria, southern Italy). Each animal was monitored by GPS-GSM tracking radio collar (Vectronics®) with frequency of location ranging from 30 minutes (in the first month) to 6 hours (later), and covering a period ranging from 90 to 563 days. Each fix, reported in a GIS environment, was analyzed to get information on habitat selection performed by tracked animals. Data collection implemented forest area, herbaceous resources characterization and the evaluation of possible visual refuge offered to the animals by the environment, to assess the effect of these attributes on the selection of grounds. Results showed that the choice of a particular habitat is highly correlated with forests' characteristics, the areas covered by conifers and with height of crown insertion between 1 and 2 m, generally with absence of regeneration, being clearly preferred. Most attended herbaceous areas are those with a high presence of grasses and with a high pastoral value. Visual refuge affects also remarkably the selection of habitats by animals. The study showed that the observed parameters can provide a good basis for the validation of the model used for the feasibility study and to identify the optimal characteristics of the areas for future releases.

Keywords - Radiotracking, habitat, pastoral value, roe deer, home range

Introduzione

Le trasformazioni dell'ambiente agrario e forestale avvenute nell'ultima metà del secolo scorso sono state molteplici e sostanziali (Zechmeister et al. 2003). Il progresso tecnologico ed il graduale esodo dal mondo rurale hanno portato alla banalizzazione dell'ambiente di pianura ed all'abbandono delle

zone più difficili ed isolate in molte zone marginali e montane (Peeters 2008). Le conseguenze dei mutamenti sulla fauna selvatica sono state notevoli: infatti, in pianura l'aumento delle dimensioni degli appezzamenti e dei blocchi monoculturali, il sempre più massiccio impiego di fitofarmaci e la riduzione di siepi e filari, hanno ridotto i siti di rifugio e di alimentazione per la piccola selvaggina, hanno aumentato

¹ DiSPAA, Dipartimento di Scienze delle Produzioni Agroalimentari e dell'Ambiente, Università degli Studi di Firenze

² D.R.E.Am Italia

³ Associazione Cacciatori Trentini

* corresponding author: giovanni.argenti@unifi.it

i rischi diretti di incidenti durante le operazioni agronomiche e hanno determinato la contrazione numerica delle specie più sensibili ed esigenti e l'aumento, viceversa, delle popolazioni delle specie più adattabili (Payne e Bryant 2004). Questi squilibri numerici delle popolazioni possono portare a notevoli conseguenze sugli habitat utilizzati (Côté et al. 2004, Genghini e Capizzi 2005). Alle trasformazioni ambientali si aggiunge inoltre la pressione venatoria, che ha spesso portato alla rarefazione di popolazioni che erano già in grave difficoltà.

Di fronte alla riduzione numerica ed alla scomparsa di specie un tempo abbondanti, l'uomo ha reagito con l'immissione nel territorio di soggetti delle stesse specie, attraverso operazioni gestionali note come "ripopolamenti" e "reintroduzioni" (AA. VV. 2007), ma raramente ha provveduto ad eliminare le cause che hanno portato a tale diminuzione/scomparsa, riducendo e condizionando negativamente - in modo purtroppo spesso determinante - le possibilità di successo di tali interventi. Nella maggior parte dei casi le finalità degli interventi di ripopolamento sono state di tipo venatorio e non conservazionistico, e questo ha fatto sì che fosse privilegiato l'aspetto quantitativo piuttosto che l'aspetto qualitativo degli stessi interventi. Anche per queste motivazioni è quindi generalmente importante analizzare il comportamento degli individui immessi in operazioni di questo tipo nella fase successiva al rilascio, per valutare adeguatamente l'effetto delle componenti ambientali sull'utilizzo dello spazio a disposizione per gli animali reintrodotti spesso in aree anche molto lontane da quelle di reperimento (Morellet et al. 2009), anche se studi preliminari sulla vocazionalità del territorio potrebbero ridurre gli insuccessi dei ripopolamenti/reintroduzioni e fornire indicazioni utili per individuare le aree più adatte ad accogliere gli animali rilasciati.

Come per altre specie (Casanova e Sorbetti Guerri 2003), anche per il capriolo recenti ricerche hanno messo in luce la necessità di attuare dei piani di conservazione tesi a mantenere vitali le popolazioni del genotipo autoctono definito "italico" (*Capreolus capreolus italicus*, Festa 1925), come previsto nel Piano d'azione nazionale del Capriolo italico messo recentemente a punto dall'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale e dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (Focardi et al. 2009).

Lo scopo del presente lavoro è stato quello di analizzare il comportamento di alcuni esemplari di capriolo italico, catturati in un'area della Toscana meridionale, nella fase di post-rilascio in relazione alla reintroduzione della specie in un'area protetta della Calabria, analizzando, in particolare, le caratteristiche vegetazionali degli habitat forestali

ricadenti negli home range, e ricercando i parametri ambientali che maggiormente influenzano le scelte di utilizzo dello spazio vitale da parte del capriolo all'interno dell'area studiata.

Materiali e metodi

La ricerca è stata svolta nel Parco Nazionale dell'Aspromonte, che si estende per circa 65.000 ha all'estrema propaggine della Calabria. La montagna più alta (Montalto) raggiunge i 1.956 m s.l.m., ed il clima è molto variabile in funzione dell'esposizione, più xerica e calda nel settore orientale che si affaccia sul Mare Ionio, mentre il versante tirrenico presenta maggiori precipitazioni. La fascia montana è dominata da boschi puri di faggio (*Fagus sylvatica* L.) o misti con abete bianco (*Abies alba* Mill.) e da formazioni di pino calabrese (*Pinus nigra* Arnold ssp. *calabrica*). Nella fascia montana è molto ridotta la presenza di praterie o fasce con vegetazione arbustiva, che si ritrovano soltanto su alcune aree cacuminali dove la faggeta non riesce ad insediarsi (Spampinato 2002).

In alcune zone del Parco, dove in precedenza erano state individuate le aree ad elevata vocazionalità sulla base di uno specifico studio di fattibilità (Nicoloso e Orlandi 2004), sono stati reintrodotti tra novembre 2008 e novembre 2011, 75 individui di capriolo italico monitorati singolarmente dal punto di vista genetico provenienti dalla Toscana meridionale (province di Siena e Grosseto). Tra questi, 14 individui (3 maschi e 11 femmine, differenziati per classi di età, con prevalenza degli individui adulti) appartenenti ai nuclei di fondatori utilizzati tra il 2008 e il 2010, sono stati muniti di radio collare GPS-GSM (Vectronics®). Le principali caratteristiche relative agli animali analizzati durante questa ricerca sono riportate in Tab. 1.

Gli animali rilasciati e radio-collari sono stati monitorati in modo da disporre della relativa localizzazione spaziale (fix) con frequenze predeterminate (Gottardi et al. 2010): in particolare, durante il primo mese dopo il rilascio, è stato possibile ottenere una localizzazione ogni 30 minuti, per un totale di 48 localizzazioni al giorno. Dal secondo mese in poi le localizzazioni si sono susseguite ogni 6 ore, per un totale di 4 localizzazioni al giorno. Il periodo di monitoraggio considerato non è uguale per tutti gli animali esaminati, variando da un minimo di 90 giorni per una femmina adulta (rilasciata il 27 febbraio 2010) ad un massimo di 563 giorni per un giovane maschio (rilasciato il 16 novembre 2008). In totale ogni animale ha trasmesso da un minimo di 168 ad un massimo di 2.036 localizzazioni.

Per il calcolo degli home range degli animali studiati sono stati utilizzati i dati delle localizzazioni

Tabella 1 - Caratteristiche degli animali rilasciati e monitorati con radio collare.

N.	Sesso	Classe età	Età	Data rilascio	Data inizio monitoraggio	Data fine monitoraggio	Giorni monitorati	N. fix
1	F	Adulta	2	16/11/2008	14/12/2008	13/11/2009	335	1309
2	F	Adulta	2	16/11/2008	14/12/2008	13/11/2009	335	1308
3	M	Giovane	1	16/11/2008	14/12/2008	29/06/2010	563	1930
4	M	Adulto	2	16/11/2008	14/12/2008	13/11/2009	335	790
5	F	Adulta	3-4	02/03/2009	02/04/2009	29/06/2010	454	1597
6	F	Adulta	3-4	02/03/2009	02/04/2009	30/08/2009	151	2036
7	F	Adulta	2-3	20/03/2009	20/04/2009	13/11/2009	208	740
8	M	Piccolo	0	20/03/2009	20/04/2009	18/09/2009	152	554
9	F	Adulta	3	10/02/2010	11/03/2010	30/06/2010	108	405
10	F	Adulta	2	10/02/2010	22/03/2010	26/06/2010	97	168
11	F	Adulta	2	10/02/2010	11/03/2010	16/06/2010	98	287
12	F	Adulta	2-3	10/02/2010	11/03/2010	23/06/2010	105	361
13	F	Adulta	2-3	27/02/2010	02/03/2010	29/06/2010	120	353
14	F	Adulta	3	27/02/2010	01/04/2010	29/06/2010	90	332

ricevute ad esclusione di quelli ottenuti nel primo mese di rilevazione: infatti, in questo primo periodo, i movimenti degli animali sono significativamente influenzati dalla scarsa conoscenza del territorio in cui si muovono piuttosto che da reali preferenze dettate dalle condizioni ambientali. Gli home range, anziché riferirsi a metodologie tradizionali (come Minimo Poligono Convesso o stimatori kernel, cfr. White e Garrott 1990, Laver e Kelly 2008), sono stati individuati utilizzando una nuova tecnica che prevede di calcolare le traiettorie tra successive localizzazioni di ogni animale, ed un buffer di 100 m da queste, in quanto - essendo le localizzazioni molto ravvicinate nel tempo - si può ipotizzare che l'animale non si sia discostato molto dalla traiettoria lineare nell'intervallo di tempo intercorrente tra due fix successivi. Le elaborazioni per il calcolo degli home-range sono state eseguite utilizzando il software ArcGIS 9.2 (ESRI) e l'applicativo "Animal movement" per ArcView, riportando sulla cartografia digitale le traiettorie prodotte dagli animali e materializzate dalle localizzazioni e creando un buffer di 100 m per lato lungo le traiettorie (cfr. Kie et al. 2010).

Per indagare le preferenze ambientali degli animali, ossia per valutare quali fattori fossero maggiormente correlati con la frequentazione di particolari aree rispetto a tutte quelle a disposizione, si è proceduto alla sovrapposizione di una maglia con reticolo di 100 m di lato e successivamente sono state estratte le maglie che intersecavano almeno parzialmente il buffer (home range) precedentemente creato. Per ogni animale sono state individuate tre classi di frequentazione in base al numero di localizzazioni presenti in ogni maglia:

- classe di frequentazione 1 (CF1): maglie all'interno delle quali non sono state rilevate localizzazioni (0 fix);
- classe di frequentazione 2 (CF2): maglie con un numero di localizzazioni maggiore o uguale a 6 (n. fix >=6);
- classe di frequentazione 3 (CF3): essa è stata attribuita alle due maglie per animale con il maggior numero di localizzazioni.

Le maglie con un numero di localizzazioni com-

preso tra 1 e 5 sono state escluse perché il numero di localizzazioni non è stato giudicato sufficiente per ritenere tali aree regolarmente frequentate. La numerosità e la relativa percentuale delle maglie per classe di frequentazione, di quelle escluse e il totale per ogni animale monitorato sono riportati in Tab. 2.

La suddivisione in classi di frequentazione ha permesso di individuare aree non frequentate, mediamente frequentate e molto frequentate dagli animali. Per valutare le caratteristiche delle aree nelle diverse classi di frequentazione stati eseguiti approfondimenti sulle caratteristiche ambientali e vegetazionali in un campione di maglie appartenenti alle tre classi. In particolare i punti di campionamento sono stati scelti effettuando delle estrazioni casuali, per singolo animale, maglie di 10 m di raggio, che ricadevano all'interno degli home range come

Tabella 2 - Numero delle maglie della prima (CF1) e della seconda (CF2) classe di frequentazione e valore delle localizzazioni della terza classe di frequentazione (CF3); numero delle maglie escluse dalla classificazione e numero totale di maglie. I numeri fra parentesi rappresentano, per ogni animale, la percentuale di maglie rispetto al totale.

N. animale	N. maglie CF1	N. maglie CF2	Valore delle maglie più frequentate (CF3)	N. maglie escluse	N. maglie totali
1	670 (80,6)	42 (5,0)	98-99 (0,2)	118 (14,2)	832
2	279 (78,3)	37 (10,4)	97-122 (0,6)	39 (10,9)	357
3	3581 (89,8)	57 (1,4)	142-154 (0,1)	346 (8,7)	3986
4	1244 (88,0)	22 (1,6)	73-128 (0,1)	145 (10,3)	1413
5	487 (72,9)	80 (12,0)	80-83 (0,3)	99 (14,8)	668
6	498 (81,8)	37 (6,1)	274-310 (0,3)	72 (11,8)	609
7	660 (78,9)	34 (4,1)	35-39 (0,2)	140 (16,8)	836
8	917 (85,7)	26 (2,4)	27-29 (0,2)	125 (11,7)	1070
9	191 (83,8)	13 (5,7)	44-45 (0,9)	22 (9,6)	228
10	234 (88,6)	4 (1,5)	27-59 (0,8)	24 (9,1)	264
11	199 (82,6)	11 (4,6)	39-46 (0,8)	29 (12,0)	241
12	1955 (91,5)	9 (0,4)	10-13 (0,1)	171 (8,0)	2137
13	260 (88,7)	14 (4,8)	43-48 (0,7)	17 (5,8)	293
14	261 (67,6)	12 (3,1)	12-14 (0,5)	111 (28,8)	386

sopra definiti: 5 estrazioni sono state effettuate tra le maglie della prima classe di frequentazione, 5 tra quelle appartenenti alla seconda ed a queste si sono poi aggiunte le 2 maglie con il maggiore numero di localizzazioni, ovvero le maglie appartenenti alla terza classe, per un totale di 12 siti di campionamento per singolo animale e 168 complessivi. Per rafforzare statisticamente il campionamento, aumentando il numero delle aree di saggio senza appesantire troppo il lavoro sul campo, per le maglie appartenenti alla seconda classe di frequentazione si è proceduto alla verifica della classe di frequentazione delle maglie adiacenti a quelle estratte casualmente e nel caso in cui queste presentassero lo stesso valore di frequentazione sono state aggiunte al campione secondo la metodologia dell'adaptive sampling (Schwarz e Seber 1999). In conseguenza di ciò, in totale sono state individuate 186 maglie, rispettivamente 68 tra quelle appartenenti alla prima classe di frequentazione, 90 tra quelle appartenenti alla seconda e tutte le 28 maglie appartenenti alla terza.

In tutti i siti di campionamento individuati sono state quindi eseguite aree di saggio circolari di 10 m, collocate al centro della maglia di riferimento ed individuate con dispositivo GPS (Garmin Etrex Vista). I rilievi eseguiti hanno riguardato alcune caratteristiche vegetazionali dello strato legnoso arboreo: percentuale di copertura, percentuale per tipologie di specie, altezza media, altezza inserzione della chioma, presenza di rinnovazione, origine della fitocenosi. Per lo strato erbaceo è stata eseguita l'analisi per categorie di piante proposta da Argenti et al. (2006) per la pianificazione pastorale nell'ambito della gestione forestale. Durante questo lavoro è stata infatti stimata visivamente la percentuale di copertura delle seguenti categorie: graminacee pabulari, GP; graminacee non pabulari, GN; leguminose, LE; altre specie (ossia non appartenenti alle graminacee e alle leguminose), AL; specie spinose o velenose, SV. In questo modo è stato possibile ottenere, oltre alla composizione vegetazionale per classi, il valore pastorale che rappresenta un importante parametro di gestione in grado di descrivere la qualità dell'offerta foraggera (Daget e Poissonet 1971, Cavallero et al. 2007). Anche se il valore pastorale calcolato in questo contesto è stato ottenuto utilizzando indici specifici messi a punto per animali domestici, che hanno un comportamento molto diverso dai selvatici (Argenti et al. 2012), esso è in grado di fornire con una certa approssimazione la qualità globale di una risorsa foraggera anche per gli animali selvatici, per i quali non è ancora stata stilata una tabella specifica di indici di qualità foraggera (Ponzetta et al. 2010).

Infine, durante la ricerca si è tentato anche di stimare l'effetto del mascheramento visivo offerto

dalla vegetazione, per valutare se la selezione degli habitat possa essere influenzata anche da questo aspetto. A tal fine, è stata posizionata al centro di ogni area di saggio indagata una sagoma di capriolo che successivamente è stata fotografata a distanza di 10 m e di 25 m secondo quattro direzioni principali e ortogonali tra loro. In tal modo è stato possibile valutare la capacità di mascheramento offerta dalla vegetazione in ogni area di rilievo.

Tutti i dati raccolti sono stati suddivisi per classe di frequentazione (CF1, CF2 e CF3). Le differenze di frequenza relativa tra le classi di frequentazione e rispetto alla disponibilità teorica del territorio sono state verificate mediante l'indice di selezione di Manly (Manly et al. 2002): tale indice fornisce una valutazione della tendenza alla selezione (che può essere positiva, negativa o nulla) di una data variabile in funzione del rapporto tra la frequenza percentuale del dato osservato e la frequenza percentuale del dato disponibile o atteso e il numero delle classi considerate:

$$\text{Indice di Manly} = \left[\frac{r}{n} \right] \times \frac{1}{\sum \left(\frac{r}{n} \right)}$$

dove r è la frequenza osservata della variabile analizzata e n è la frequenza attesa. Se l'indice di Manly per una data classe è maggiore di un valore soglia α (con α pari al reciproco del numero della classi in cui è suddivisa la variabile in questione) significa che tale classe è stata selezionata positivamente dagli animali, mentre se è inferiore a tale valore tale classe è stata selezionata negativamente. Se il valore dell'indice e del valore soglia α sono uguali significa che la classe in questione risulta indifferente alle scelte dell'animale.

L'analisi dei dati della vegetazione erbacea è stata effettuata tramite l'analisi parametrica della varianza (Fowler e Cohen 2002). Con tale indagine sono state così evidenziate le eventuali differenze significative tra le diverse classi di frequentazione per quanto riguarda la percentuale di presenza di ogni classe individuata e il valore pastorale, utilizzando a tal fine il test di Tukey. Le analisi sono state condotte utilizzando il pacchetto software IBM SPSS Statistics, versione 19.

Risultati e discussione

Di seguito vengono riportate a titolo di esempio le figure delle elaborazioni GIS di un animale (numero 1). I passi successivi necessari per la suddivisione in griglie e per la creazione degli home range (Fig. 1) sono stati i seguenti:

1. localizzazione dei diversi fix dell'animale (Fig. 1, A);

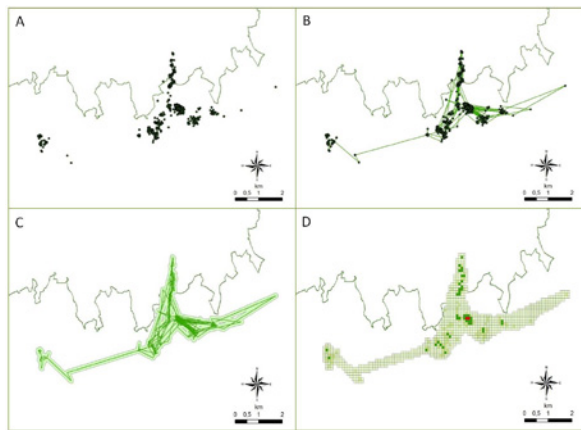


Figura 1 - Elaborazione dei dati ottenuti per un animale campione (n.1). Localizzazione dei fix (A), determinazione delle traiettorie (B), creazione del buffer di 100 m (C), creazione ed estrazione delle maglie di rilevamento (D: verde chiaro=CF1, verde scuro=CF2, rosso=CF3).

2. traiettorie percorse tra un fix e il successivo (Fig. 1, B);
3. creazione del buffer di 100 metri a partire dalle traiettorie (Fig. 1, C);
4. creazione delle maglie di 100 metri di lato ed estrazione delle maglie campione (Fig. 1, D).

In Figura 2 sono riportati tutti i dati riferiti all'intero campione dei 14 animali considerato, ed in particolare: le localizzazioni con le traiettorie di tutti gli animali (Fig. 2, A), l'home range complessivo, che è stato utilizzato per le analisi statistiche territoriali (Fig. 2, B), le maglie campionate rispetto a tutte le maglie ricadenti nell'home range complessivo (Fig. 2, C). Le aree frequentate dopo il rilascio sono in numero assai ridotto rispetto al totale, a dimostrazione della bontà delle scelta dei siti di rilascio e della ridotta mobilità seguente alle operazioni di reintroduzione: nella media dei 14 animali monitorati, infatti, la distanza tra baricentro dell'home range calcolato per individuo e sito di rilascio è risultata pari a 2465 m. Gli spostamenti maggiori si sono verificati solo per individui di sesso maschile, ed in particolare per un giovane che ha compiuto tre spostamenti esplorativi su lunghe distanze, tornando poi nei pressi del sito di rilascio e per un altro maschio che allo stesso modo ha compiuto un lungo trasferimento per poi rientrare comunque all'interno dell'home range della popolazione neo-insediata. I dati di mobilità sono concordanti con quanto rilevato in studi pregressi per individui di capriolo reintrodotti in ambiente mediterraneo (Calenge et al. 2005).

Per quanto riguarda i parametri dello strato arboreo rilevati durante le osservazioni in campo, sono state riscontrate delle differenze nel tipo di selezione tra le diverse tipologie ambientali disponibili (Tab. 3). In particolare l'indice di Manly ha evidenziato che il campione di animali analizzato ha mostrato

una notevole predisposizione a frequentare aree con elevata copertura di specie arboree sempreverdi (copertura compresa tra 75 e 100%): in queste condizioni probabilmente l'animale trova maggiori disponibilità trofiche anche nel periodo invernale, sia per la ridotta copertura nevosa dovuta alla presenza di conifere che per il maggior mascheramento visivo offerto da tali formazioni, come evidenziato in studi condotti sulla stessa specie animale in Scandinavia (Mysterud et al. 1997).

D'altra parte a questo risultato fa riscontro una selezione negativa significativa per le aree a prevalente o totale copertura di specie forestali caduci-

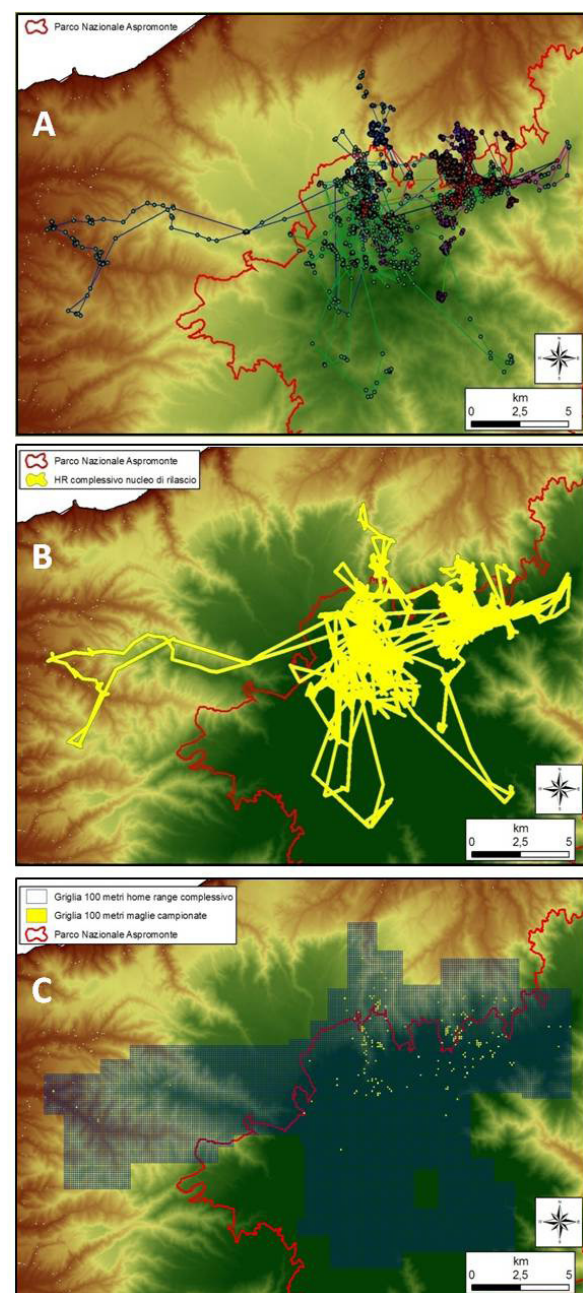


Figura 2 - Creazione degli home range per gli animali monitorati: fix di tutti gli animali monitorati (A), home range complessivo del totale degli animali monitorati (B), creazione ed estrazione delle maglie campionate rispetto all'home range complessivo (C).

Tabella 3 - Caratteristiche dello strato arboreo selezionate positivamente o negativamente dagli animali rilasciati sulla base dell'indice di Manly.

Caratteristica indagata	Selezione significativa secondo l'indice di Manly
Copertura forestale (%)	Nessuna
Copertura specie sempreverdi (%)	Selezione positiva per copertura compresa fra 75% e 100%
Copertura specie caducifoglie (%)	Selezione negativa per copertura compresa fra 75% e 100%
Altezza media soprassuolo (m)	Nessuna
Altezza media dell'inserzione della chioma (m)	Selezione positiva per altezza dell'inserzione della chioma compresa tra 1 e 2 m
Presenza di rinnovazione forestale	Selezione positiva per aree in cui la rinnovazione è assente o sporadica
Origine della fitocenosi	Nessuna

foglie. Una selezione positiva è risultata anche per le aree in cui l'altezza di inserzione delle chiome è compresa tra 1 e 2 m e per quelle dove non è elevata la presenza di rinnovazione forestale, probabilmente in quanto in queste situazioni gli animali trovano un giusto compromesso tra possibilità di movimento, opportunità di trovare alimento e riparo visivo. Nessuna selezione di rilievo è stata invece registrata per le altre variabili indagate (copertura forestale, altezza media del soprassuolo e origine della fitocenosi) per le quali si deve supporre che la frequentazione delle aree sia del tutto casuale.

L'analisi dei dati raccolti per quanto riguarda la componente erbacea (Tab. 4) ha permesso di evidenziare come le aree frequentate presentino alcune caratteristiche diverse da quelle nelle quali non sono state registrate presenze degli animali.

In particolare gli animali hanno dimostrato di prediligere aree dove siano presenti in misura significativamente superiore le graminacee pabulari, indicando con questo termine quelle che presentano un valore di indice specifico diverso da 0 (Cavallero et al. 2002, Roggero et al. 2002) quindi particolarmente appetite dal bestiame. Anche le graminacee ritenute non pabulari e le specie spinose e velenose sono presenti nelle aree massimamente frequentate dagli animali in misura superiore rispetto alle aree non frequentate, mentre un comportamento opposto è stato rilevato per le specie appartenenti alle altre famiglie, presenti in misura superiore nelle aree non frequentate (CF1). Per le leguminose invece non sono risultate differenze significative. In definitiva il valore pastorale, anche se calcolato con metodo speditivo (Argenti et al. 2006), è risultato significativamente più alto nelle zone frequentate rispetto a quelle non frequentate, a dimostrazione di una selezione positiva per le fitocenosi erbacee ritenute di migliore qualità alimentare. In precedenti lavori tuttavia non era stato trovato uno stretto rapporto tra qualità dell'erba e utilizzazione animale (Ponzetta et al. 2010) e questo può essere messo in relazione con un diverso comportamento della fauna selvatica rispetto a quella domestica (Cervasio et al. 2009), in

Tabella 4 - Percentuale di presenza delle categorie erbacee indagate e valore pastorale stimato nelle diverse classi di frequentazione. GP: graminacee pabulari; GN: graminacee non pabulari; LE: leguminose; AL: altre specie; SV: specie spinose o velenose

Classe di frequentazione	GP	GN	LE	AL	SV	VP stimato
CF 1	23,1 b	1,3 b	1,2	73,0 a	1,4 b	9,5 b
CF 2	25,2 b	2,6 b	2,2 ns	65,8 b	4,2 a	12,3 a
CF 3	32,1 a	6,7 a	0,8	55,4 b	5,0 a	13,9 a

Valori nella stessa colonna caratterizzati dalla stessa lettera non sono significativamente diversi al test di Tukey per $P=0,05$; (ns=non significativo).

quanto è stato notato che alcuni animali selvatici (come il cervo) hanno spesso un elevato grado di apprezzamento di specie vegetali ritenute non pabulari da parte dei domestici: ad esempio, questo comportamento è stato riscontrato da vari autori per *Cytisus scoparius*, *Galium cruciata*, *Ranunculus acris*, *Viola tricolor* (Prior 1983, Mattiello et al. 2007, Cervasio et al. 2009, Ponzetta et al. 2010). Tale aspetto è da tenere presente in quanto può portare a distorsioni nella stima del reale potenziale foraggero delle formazioni erbacee quando si considerano specie selvatiche rispetto ai domestici per i quali sono comunemente reperibili indici di qualità foraggera e, per ovviare a tali criticità, è stato proposto di elaborare liste specifiche di qualità alimentare per la fauna selvatica (Argenti et al. 2012).

Dal rilievo fotografico è emerso che le aree selezionate positivamente dai caprioli monitorati sono quelle che permettono di avere un elevato riparo visivo anche a breve distanza (Fig. 3).

I dati mostrano che, in oltre il 75% dei casi, le aree maggiormente frequentate sono state quelle dove la sagoma dell'animale non era visibile (classe di visibilità 0), con un elevato indice di Manly rispetto al teorico atteso (indice=0,41 rispetto alla soglia teorica $\alpha=0,20$). Tale dato subisce un forte incremento considerando anche la visibilità a distanza più elevata (25 m) per la quale tutte le griglie massimamente frequentate erano quelle in cui la sagoma dell'animale non era assolutamente visibile da nessun lato, con un indice di Manly ancora più alto che nel caso precedente (indice=0,53 rispetto a $\alpha=0,20$) a dimostrazione che nella scelta delle aree frequentate la selezione di habitat in cui l'animale può facilmente trovare rifugio visivo è di importanza assolutamente notevole, al pari di alcune variabili ambientali. In tal senso i risultati confermano quelli di ricerche condotte anche su altre specie selvatiche, come nel caso del cervo mulo (Rahme 1991). Va considerato come i dati presentati in questo lavoro, che si riferiscono alla superficie di un Parco Nazionale, sono anche esenti dall'influenza dell'attività venatoria, in quanto su specie sottoposte a prelievo venatorio

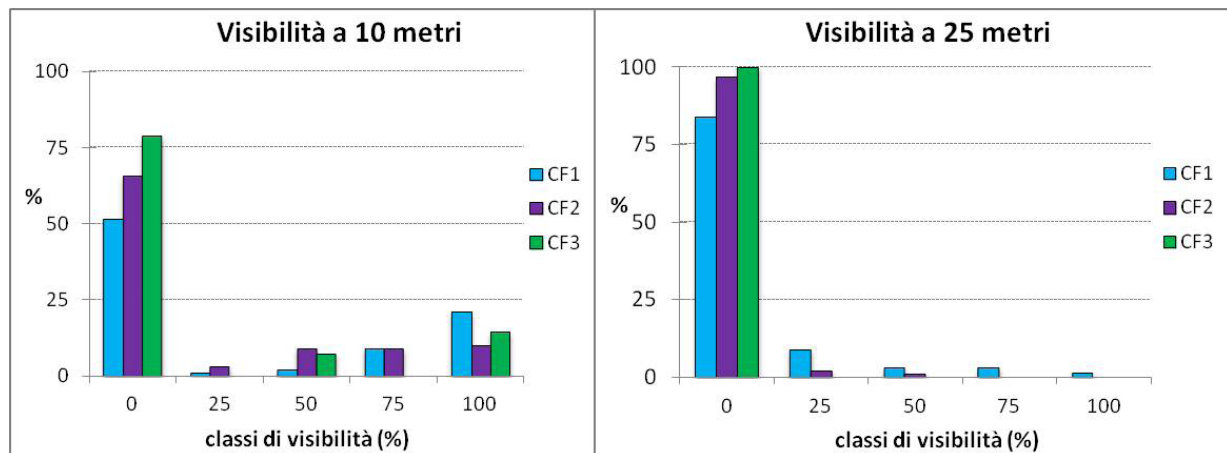


Figura 3 - Frequentazione delle maglie campionate in funzione della visibilità da una distanza di 10 m (a sinistra) e di 25 m (a destra)

l'effetto di tale attività antropica può condizionare notevolmente il comportamento degli animali: nel capriolo è stato sperimentato infatti un aumento del livello di vigilanza degli animali che hanno ridotto il tempo dedicato alla brucatura e influenzato la scelta dell'habitat indipendentemente dalla ricchezza di foraggio presente (Benhaïem et al. 2008).

Conclusioni

Il presente lavoro ha permesso di valutare l'influenza dei parametri ambientali sulla scelta d'uso dello spazio da parte di caprioli reintrodotti nella fase di post-rilascio e, contestualmente, di dare un primo giudizio sulla riuscita del progetto di reintroduzione. Lo studio di fattibilità aveva infatti evidenziato come ottimali per la specie le aree poi individuate per i siti di rilascio, e il fatto che gli animali non si siano allontanati in maniera notevole da essi, se non per brevi e localizzate escursioni esplorative, conferma la bontà del modello utilizzato per l'individuazione delle zone di rilascio. La caratteristica di ubiquitarità della specie ha quindi permesso al gruppo di fondatori considerati di adattarsi perfettamente all'ambiente di reintroduzione.

I parametri ambientali studiati per analizzare le scelte dell'uso dello spazio del capriolo sono stati suddivisi in diversi gruppi, prendendo in considerazione caratteristiche delle fitocenosi, offerta pabulare e rifugio visivo fornito dalla vegetazione presente.

Le caratteristiche vegetazionali possono essere collegate sia alla possibilità di trovare alimento che a quella di rifugio termico offerto dalla copertura arborea. Le analisi condotte hanno evidenziato, infatti, la tendenza dei caprioli a frequentare zone con una copertura arborea di specie sempreverdi compresa tra il 75% e il 100%. Tale copertura, intercettando le precipitazioni nevose e riducendo l'accumulo della stessa al suolo, garantisce condizioni migliori dal punto di vista termico agli animali nella stagione invernale, oltre a permettere l'accesso alle risorse

alimentari offerte dallo strato erbaceo ed arbustivo.

Dall'indagine condotta è emerso inoltre che alcune caratteristiche della fitomassa erbacea influenzano in parte la scelta di uso dello spazio degli animali considerati, ma spesso senza differenze significative fra variabili o con comportamenti non sempre facilmente comprensibili. Questo può essere spiegato dalle abitudini alimentari della specie, in quanto il capriolo è un brucatore selezionatore di concentrati (Hofmann 1989) e le scelte alimentari possono dipendere, oltre che dal tipo di specie erbacea presente e dalla sua qualità foraggera, anche dallo stadio fenologico della pianta, adattandosi anche a specie ricche di tannini selezionate negativamente da altre specie selvatiche o dai domestici. L'impiego del valore pastorale, calcolato sulla base degli indici specifici messi a punto per i domestici, che comunque nel nostro caso è risultato più elevato nelle aree a maggiore frequentazione, deve essere utilizzato con particolare cautela come evidenziato in precedenza (Ponzetta et al. 2010) ma rappresenta al momento l'unico parametro in grado di dare un giudizio globale sul potenziale foraggero di una risorsa pastorale (Cavallero et al. 2007).

Le differenze più significative si sono riscontrate analizzando i dati riferiti al rifugio visivo. Le zone maggiormente frequentate presentano, infatti, un'inserzione della chioma delle specie arboree compresa tra 1 e 2 metri di altezza. Il rilievo fotografico ha confermato quando dimostrato dalle analisi vegetazionali. La visibilità a 10 metri è risultata essere sempre maggiore nelle aree non frequentate rispetto a quelle frequentate, e ad una distanza di 25 metri sono stati ottenuti risultati ancora più evidenti, in quanto in tale situazione non era mai possibile vedere la sagoma di capriolo nelle aree a maggior frequentazione.

In definitiva, la ricerca ha dimostrato per molti parametri ambientali e vegetazionali indici di preferenza negativa e positiva che forniscono una ottima base per la validazione del modello utilizzato per lo

studio di fattibilità, oltre che per calibrare le scelte future dei siti di reintroduzione del capriolo negli ambienti dove è scomparso in tempi storici.

Ringraziamenti

Gli autori desiderano ringraziare la D.ssa Francesca Cagnacci (Fondazione Edmund Mach) per il suo contributo alla definizione del disegno sperimentale adottato nel presente lavoro e i revisori per la rilettura critica del testo.

Bibliografia

- AA.VV. 2007 - *Linee guida per l'immissione di specie faunistiche*. Quaderni Conservazione Natura 27, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica, 58 p.
- Argenti G., Bianchetto E., Ferretti F., Stagliano N. 2006 - *Proposta di un metodo semplificato di rilevamento pastorale nei piani di gestione forestale*. Forest@ 3: 275-280.
- Argenti G., Cervasio F., Ponzetta M.P. 2012 - *Control of bracken (*Pteridium aquilinum*) and feeding preferences in pastures grazed by wild ungulates in an area of the Northern Apennines (Italy)*. Italian Journal of Animal Science 11: 336-341.
- Benhaïem S., Delon M., Lourtet B., Cargnelutti B., Aulagnier S., Hewison A.J.M., Morellet N., Verheyden H. 2008 - *Hunting increases vigilance levels in roe deer and modifies feeding site selection*. Animal Behaviour 76: 611-618.
- Calenge C., Maillard D., Invernizzi N., Gaudin J.C. 2005 - *Reintroduction of roe deer *Capreolus capreolus* into a Mediterranean habitat: female mortality and dispersion*. Wildlife Biology 11: 153-161.
- Casanova P., Sorbetti Guerri F. 2003 - *La caccia in Toscana negli ultimi settanta anni*. Ed. Polistampa, Firenze, 528 p.
- Cavallero A., Rivoira G., Talamucci P. 2002 - *Pascoli*. In: "Coltivazioni erbacee. Foraggiere e tappeti erbosi". Baldoni R., Giardini L. eds., Patron Ed., Bologna: 239-294.
- Cavallero A., Aceto P., Gorlier A., Lombardi G., Lonati M., Martinasso B., Tagliatori C. 2007 - *I tipi pastorali delle Alpi piemontesi*. Alberto Perdisa Editore, Bologna, 467 p.
- Cervasio F. 2009 - *Recupero e valorizzazione della potenzialità pabulare di aree aperte in zone collinari e montane dell'Appennino*. Tesi di Dottorato, Università di Firenze, 84 p.
- Cervasio F., Ponzetta M.P., Argenti G., Di Leo V., Crocetti C. 2009 - *Feeding evaluation of spontaneous species used by wild ungulates*. Italian Journal of Animal Science 8: 286-288.
- Côté S.D., Rooney T.P., Tremblay J., Dussault C., Waller D.M. 2004 - *Ecological Impacts of Deer Overabundance*. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 35: 113-147.
- Daget P., Poissonet J. 1971 - *Une méthode d'analyse phytologique des prairies. A phyto-sociologic method of analysis for pastures*. Annales Agronomiques 22: 5-41.
- Focardi S., Montanaro P., La Morgia V., Riga F. (a cura di) 2009 - *Piano d'azione nazionale per il Capriolo italiano (*Capreolus capreolus italicus*)*. Quaderni Conservazione Natura 31, Min. Ambiente, ISPRA, 177 p.
- Fowler J., Cohen L. 2002 - *Statistica per ornitologi e naturalisti*. Franco Muzzio editore Padova, 240 p.
- Genghini M., Capizzi D. 2005 - *Habitat improvement and effects on brown hare *Lepus europaeus* and roe deer *Capreolus capreolus*: a case study in northern Italy*. Wildlife Biology 11: 319-329.
- Gottardi E., Tua F., Cargnelutti B., Maublanc M., Angibault J., Said S., Verheyden H. 2010 - *Use of GPS activity sensors to measure active and inactive behaviours of European roe deer (*Capreolus capreolus*)*. Mammalia 74: 355-362.
- Hofmann R.R. 1989 - *Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system*. Oecologia 78: 443-457.
- Kie J.K., Matthiopoulos J., Fieberg J., Powell R. A., Cagnacci F., Mitchell M.S., Gaillard J.M., Moorcroft P.R. 2010 - *The home-range concept: are traditional estimators still relevant with modern telemetry technology?* Philosophical Transactions of the Royal Society B. 365: 2221-2231.
- Laver P.N., Kelly M.J. 2008 - *A critical review of home range studies*. Journal Wildlife Management 72: 290-298.
- Manly B.F.J., McDonald L.L., Thomas D.L., McDonald T.L., Erickson W.P. 2002 - *Resource selection by animals - Statistical design and analysis for field studies*. Second edition London, Kluwer Boston, Massachusetts, 222 p.
- Mattiello S., Redaelli W., Bianchi A. 2007 - *Il Cervo nelle Alpi Retiche ed Orobiche*. Elaphus Ed., Sondrio, 232 p.
- Morellet N., Verheyden H., Angibault J.M., Cargnelutti B., Lourtet B., Hewison M.A.J. 2009 - *The effect of capture on ranging behaviour and activity of the European roe deer (*Capreolus capreolus*)*. Wildlife Biology 15: 278-287.
- Mysterud A., Bjørnsen B.H., Ostbye E. 1997 - *Effects of snow depth on food and habitat selection by roe deer *Capreolus capreolus* along an altitudinal gradient in south-central Norway*. Wildlife Biology 3: 27-33.
- Nicoloso S., Orlandi L. 2004 - *Studio di fattibilità per la reintroduzione del capriolo (*Capreolus capreolus*) e monitoraggio e gestione della popolazione di cinghiale (*Sus scrofa*) nel Parco Nazionale dell'Aspromonte*. Parco Nazionale dell'Aspromonte. D.R.E.Am Italia, Soc. Coop. Agr. For, 169 p.
- Payne N.F., Bryant F.C. 2004 - *Techniques for wildlife habitat management of uplands*. Mc Graw-Hill Inc, New York, 840 p.
- Peeters A. 2008 - *Challenges for grasslands, grassland-based systems and their production potential in Europe*. In: Proceedings 22nd General Meeting of European Grassland Federation. Uppsala, 9-12 June 2008: 9-24.
- Ponzetta M.P., Cervasio F., Crocetti C., Messeri A., Argenti G. 2010 - *Habitat improvements with wildlife purposes in a grazed area on the Apennine mountains*. Italian Journal of Agronomy 5: 233-238.
- Prior R. 1983 - *Trees and deer. How to cope with deer in forest, field and garden*. B.T. Batsford Ltd. Publ., London, 208 p.
- Rahme A.H. 1991 - *Visual cover and site selections by mule deer*. MSc thesis, Simon Fraser University, BC, 102 p.
- Roggero P.P., Bagella S., Farina R. 2002 - *Un archivio dati di Indici specifici per la valutazione integrata del valore pastorale*. Rivista di Agronomia 36: 149-156.
- Schwarz C.J., Seber G.A.F. 1999 - *Estimating animal abundance: review III*. Statistical Science 14: 427-456.
- Spampinato G. 2002 - *Guida alla flora dell'Aspromonte*. Parco

Nazionale Aspromonte, Laruffa Editore, Reggio Calabria,
355 p.

White G.C., Garrott R.A. 1990 - *Analysis of Wildlife Radiotracking Data*. Academic Press, San Diego, 383 p.

Zechmeister H.G., Schmitzberger I., Steurer B., Peterseil J.,
Wrbka T. 2003 - *The influence of land-use practices and
economics on plant species richness in meadows*. Biological
Conservation 114: 165-177.

Research paper

Prove di diradamento in impianti di bosco planiziale della Pianura veneta orientale

Mario Pividori^{1*}, Enrico Marcolin¹, Alberto Marcon², Nadia Piccinin³

Received 17/01/2014 - Accepted 21/06/2014 - Published online 27/06/2014

Riassunto - In Veneto negli ultimi 20 anni sono stati realizzati oltre 234 ettari di nuovi impianti di boschi planiziali. In molti di questi è ora necessario provvedere agli opportuni diradamenti per i quali mancano però adeguate esperienze. Scopo del lavoro è avviare una sperimentazione su tipi diversi di diradamento. La prova è stata condotta nel Bosco San Marco, comune di Cessalto (VE), in un querceto-carpinetto misto artificiale di 16 anni con copertura più che colma. Nel 2010, su di una superficie complessiva di 9 ettari, sono state realizzate 3 prove di diradamento: geometrico (34% di massa asportata), libero (15%), misto (30%) e un'area di controllo. A tre anni dal taglio gli incrementi diametrici delle specie principali (farnia e carpino bianco) non evidenziano differenze significative, ad eccezione del diradamento geometrico. Tale risultato offre al selvicoltore ampia scelta del tipo di primo diradamento precoce in condizioni di elevata densità.

Parole chiave - Diradamento, impianti misti, querceto-carpinetto, farnia, carpino bianco

Abstract - More than 234 hectares of new plantations of lowland mixed forest have been realized in the last 20 years in the Veneto Region (North-eastern Italy). In many of these is now needed to start thinning operations, but there is a lack of experience about this topic. Aim of this work was to undertake an experimentation on different types of thinnings. The thinning trial has been performed at Bosco San Marco forest, municipality of Cessalto (Venice), in a very dense hornbeam-oak plantation aged 16. In 2010, three different thinning types were implemented on 9 hectares according to the following layout: geometrical (34% of woody mass removed), selective (15%), mixed geometrical-selective (30%), control plot. Three years later no significant differences between thinning trials in term of diametric growth, geometrical thinning excepted, were observed. These results provide a suite of solutions to the forest manager for choosing the early thinning type in high tree density condition.

Keywords - Thinnings, plantations, lowland mixed forest, English oak, hornbeam

Introduzione

La pianura Padana era, in passato ricoperta da foreste, la cosiddetta "Selva Fetontea". In questa foresta, semplificando al massimo, si può ipotizzare che il Carpino Bianco (*Carpinus betulus* L.), l'Olmo (*Ulmus minor* Mill.) e l'Ontano nero (*Alnus glutinosa* Gaertn.) si dispongano nello spazio secondo un gradiente crescente di disponibilità idrica del suolo. La Farnia (*Quercus robur* L.), che ha una valenza più ampia si sovrappone sia al Carpino Bianco, sia all'Olmo, mentre raramente si mescola con l'Ontano. Là dove la disponibilità idrica è elevata si forma l'Alneto di Ontano Nero, dove il livello di falda è piuttosto superficiale è presente il Querceto di Farnia con l'Olmo (senza Carpino Bianco), mentre dove il livello di falda è più basso compare il Querceto - Carpineto (con poco o niente Olmo) (Bracco e Marchiori 2001).

A contatto con i fiumi è presente invece il Sali-

ceto, soprattutto Salice Bianco (*Salix alba* L.), con frequente comparsa di Pioppo Nero (*Populus nigra* L.) e Pioppo Bianco (*Populus alba* L.); gli Alneti sono alle basi delle scarpate che delimitano le valli su suoli sempre riforniti di acqua proveniente dalle falde idriche sospese.

Nei boschi Veneti e Friulani questi cambiamenti di struttura del bosco avvengono in spazi ristrettissimi (alcune decine di metri). Infatti, sotto la linea delle risorgive, l'acqua tende a risalire in superficie, ma dove il contenuto d'argilla nel suolo aumenta, questa ristagna e si muove lentamente. La saturazione è massima nelle lievi bassure, dove l'acqua persiste nel tempo divenendo talora permanente, mentre è solo parziale e temporanea nei micro rilievi.

A complicare questo quadro è opportuno ricordare che le formazioni forestali della regione planiziale sono fortemente "inquinata" dalle specie esotiche che in varie epoche sono state introdotte dall'uomo; in particolare Robinia (*Robinia pseudacacia*

¹ Dipartimento Territorio e Sistemi Agro Forestali TESAF, Università di Padova, Italy

² Regione del Veneto, Settore Forestale di Treviso e Venezia, Italy

³ Ricercatore indipendente

* corresponding author: mario.pividori@unipd.it

L.) e Ciliegio tardivo (*Prunus serotina* Ehrh.) che creano particolari problemi dato il loro alto potere contaminante (Del Favero 2000).

È da queste foreste miste disetanee d'alto fusto del tardo Mesolitico che dopo decine di generazioni sono derivati i querceti odierni, passati, attraverso lo sfruttamento delle etnie Euganee, Celtiche, Paleovenete, Etrusche e Romane, ad una nuova espansione nell'alto Medioevo in concomitanza con le invasioni barbariche grazie anche ad una delle oscillazioni climatiche in senso caldo-umido, fino alla gestione (in particolare in Veneto) da parte della Repubblica di Venezia che dopo la metà del 1400, cominciò a prendersene sistematicamente cura. Erano di regola boschi cedui, semplici o composti, di scarsa densità, atti alla produzione di legna da ardere, al pascolo e alla caccia ed a fornire gli assortimenti legnosi di cui l'Arsenale aveva bisogno (Susmel 1994).

Nel XX secolo avviene una radicale trasformazione dell'uso del suolo realizzata con opere di bonifica, in un processo di grande espansione e sviluppo dell'agricoltura, che determina la trasformazione del paesaggio e porta a definire la Pianura Padana "steppa a cereali" (Giacomini e Fenaroli 1958).

Oggi le formazioni boscate della pianura padana sono ridotte a poche superfici relitte, spesso con estensioni di pochi ettari (fanno eccezione il Bosco della partecipazione di Trino Vercellese di 1068 ha e il Bosco Fontana di Mantova di 233 ha). In Veneto, in particolare esse non superano complessivamente i 60 ettari, presentando anomalie sia strutturali che funzionali (Bellio e Pividori 2009).

A partire dal secondo dopoguerra, mentre in montagna e collina il fenomeno dell'abbandono ha portato all'espansione dei boschi, in pianura, solamente a partire dagli anni ottanta, si è constatato un crescente interesse volto soprattutto alla tutela dei boschi esistenti ed all'ampliamento delle loro superfici, in particolare per iniziativa di soggetti pubblici intenzionati a creare boschi urbani e periurbani. Parallelamente, la politica europea del *set-aside* iniziata nel 1985, proseguita poi con il regolamento (CEE) n. 2080/92 e con il Piano di Sviluppo Rurale, ha determinato la riconversione di numerosi terreni agricoli in terreni a "bosco", soprattutto da parte degli imprenditori agricoli ma anche da parte di enti pubblici (Colletti 2001, Magnani et al. 2005, Alberti et al. 2006, Lassini et al. 2004). Nella regione Veneto, nel 2007 erano presenti oltre 234 ettari di nuovi impianti di "boschi planiziali" (Bellio e Pividori 2009). Tuttavia questi imboschimenti, realizzati più per gli incentivi offerti o per questioni di visibilità "politica" che per altre motivazioni, oltre a numerosi problemi derivanti soprattutto da errori di progettazione e da carenze culturali, soffrono anche della mancanza di modelli di gestione forestale. Un caso

esemplificativo sono i diradamenti: molti di questi impianti stanno raggiungendo lo stadio di perticaia, età comprese tra i 15 ed i 20 anni e poche sono le esperienze maturate (Corazzesi et al. 2009-2010), soprattutto in Pianura Padana (Pelleri et al. 2001, Ebone et al. 2011, Terzuolo 1998).

In Europa una certa esperienza è stata invece sviluppata in Spagna (Barrio Anta e Gonzalez 2005, Castedo-Dorado et al. 2009) e già in passato in Danimarca e Svezia (Barret e Holmsgaard 1964, Savill e Spilsbury 1991). In questo quadro, il presente lavoro ha come obiettivo la sperimentazione di tre diversi modelli di diradamento e la valutazione degli effetti sul popolamento arboreo e sui singoli alberi.

L'area di studio

L'area di studio, è localizzata nel Comune di Cessalto (VE), località Santa Maria di Campagna (45°42'23"N, 12°34'41"E) (Fig. 1). La quota è prossima al livello del mare e la morfologia completamente pianeggiante. Il substrato è composto da alluvioni sabbiose calcareo-dolomitiche (Zanetti 1985). Il suolo è generalmente profondo (50-100 cm) con tessitura tendenzialmente fine (da argillosa ad argillosa sabbiosa) a reazione alcalina, moderatamente calcareo, con drenaggio lento, falda profonda (> 150 cm) e regime idrico udico (ARPAV 2005). Clima: il regime delle precipitazioni è intermedio tra l'oceánico ed il continentale, equinoziale, con circa 1000 mm medi annui e 200 mm nel trimestre estivo; la neve è rara (< 10 cm all'anno). La temperatura media è di 13,2° C, quella del mese più freddo di 3° C e quella del mese più caldo di 24° C. Data la vicinanza al mare Adriatico, assumono una certa importanza ecologica i venti di Scirocco e di Bora (Regione Veneto-Arpav).



Figura 1 - Localizzazione dell'area di studio.

Tabella 1 - Composizione specifica del piano arboreo dominante (Zamboni e Novak 1995).

Specie	%
<i>Quercus robur</i> L.	40
<i>Carpinus betulus</i> L.	15-20
<i>Fraxinus oxycarpa</i> M. Bieb.	10-15
<i>Acer campestre</i> L.	10-15
<i>Ulmus minor</i> Mill.	4-7
<i>Tilia cordata</i> Mill.	4-6
<i>Fraxinus ornus</i> L.	2-4
<i>Alnus glutinosa</i> Gaertn.	2-4

Tabella 2 - Le specie del piano arbustivo (Zamboni e Novak 1995).

Specie	%
<i>Corylus avellana</i> L.	8-10
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	8-10
<i>Prunus spinosa</i> L.	8-10
<i>Frangula alnus</i> Mill.	5-8
<i>Malus sylvestris</i> Mill.	5-8
<i>Pyrus pyraeaster</i> Burgsted	5-8
<i>Rhamnus catharticus</i> L.	5-8
<i>Rosa canina</i> L.	5-8
<i>Sambucus nigra</i> L.	5-8
<i>Viburnum lantana</i> L.	5-8
<i>Viburnum opulus</i> L.	5-8
<i>Cornus mas</i> L.	< 5
<i>Cornus sanguinea</i> L.	< 5
<i>Euonymus europaeus</i> L.	< 5
<i>Ligustrum vulgare</i> L.	< 5

L'impianto

Il progetto iniziale poneva come obiettivo il rimboschimento di due lotti di terreno situati in località Santa Maria di Campagna, territorio comunale di Cessalto, per una superficie complessiva di 34,7 ha. Tali terreni ospitavano fino ai primi anni del secolo il "Bosco San Marco"; all'epoca dell'impianto erano coltivati a seminativi e gestiti in economia dall'Amministrazione comunale. Il progetto di rimboschimento ha interessato al momento una superficie complessiva di 24,5 ha. Il lotto interessato dalla sperimentazione interessa un'area di 9 ha ed è stato realizzato nel 1994.

L'analisi storica effettuata al tempo della pianificazione del rimboschimento e considerando la vicinanza di uno dei più importanti boschi planiziali relitti del Veneto, il "Bosco dell'Olmè", ha permesso di definire come obiettivo principale la ricostruzione di un bosco planiziale da attuarsi con precisi criteri tecnico-scientifici basati sul modello della situazione climax del *Quercus-Carpinetum boreoitalicum* (Pignatti 1953).

Oltre a dare precise indicazioni sul tipo di impianto avvalendosi delle più recenti tecniche a disposizione nel periodo (primi anni 90'), in fase progettuale ed esecutiva si è prestata molta attenzione anche al materiale di provenienza: età dei soggetti da trapiantare, coltivazione in contenitori idonei (IssaPot). Si è ritenuto inoltre opportuno verificare che tutto il materiale di propagazione utilizzato provenisse dall'area Veneto-Friulana, con preferenza per i semenzali raccolti nelle stazioni forestali relitte

più vicine al territorio oggetto di intervento.

È stata pianificata anche una preparazione adeguata del terreno, in particolare la pacciamatura (effettuata con film plastico) per assicurare una maggiore trattenuta dell'umidità nel terreno, evitare danni durante i periodi siccitosi e contro lo sviluppo di erbe infestanti.

Nella scelta delle specie da utilizzare per la composizione dello strato arboreo e arbustivo, tenendo in considerazione anche l'esempio fornito dal "Bosco dell'Olmè", si è deciso di utilizzare le specie tipiche dei boschi planiziali (Tab. 1).

Nelle aree marginali sono state invece impiegate le specie: salice bianco, pioppo nero e pioppo bianco, con una percentuale complessiva non superiore al 2% del totale. Anche nella scelta del piano arbustivo si è cercato di attenersi alle specie tipiche dei boschi di pianura (Tab. 2).

Per agevolare le operazioni di manutenzione da svolgere nei primi anni dall'impianto, le piante sono state messe a dimora con sesto regolare. Per ridurre la geometricità degli allineamenti è stato adottato un sesto a file sinusoidali equidistanti (Fig. 2).

Le specie arboree sono state poste a dimora con un sesto d'impianto rettangolare con distanza 3x2,80 m per 1.200 alberi ha⁻¹, di cui 480 di farnia. Le specie arbustive sono state messe a dimora intercalate a quelle arboree, per un totale di almeno 700 arbusti ha⁻¹. Quindi in totale circa 1.900 piante ha⁻¹.

Sono state previste inoltre in fase di progettazione anche le cure colturali. Le direttive specificano che: "si dovrà operare in modo che i primi anni dopo la piantagione non venga arrecato alcun tipo di disturbo alle piantine da parte delle infestanti. Nei primi cinque anni dovranno essere effettuate almeno tre operazioni annue di sfalcio dell'interfila rilasciando in loco il materiale forestale. Se necessario dovrà essere eseguito il diserbo lungo i bordi del film pacciamante e dovrà essere assicurata adeguata protezione intorno al colletto delle piante messe a dimora. Le giovani piante infatti dovranno

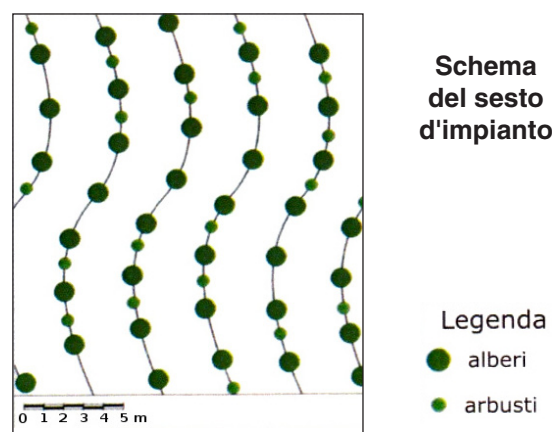


Figura 2 - Schema d'impianto adottato (Servizi Forestali di Treviso e Venezia).



Figura 3 - Area di studio con evidenziate le parcelle relative alle diverse prove di diradamento. Fonte: ESRI Basemap, USGS (http://goto.arcgisonline.com/maps/World_Imagery).

essere libere da qualsiasi infestante.” (Zamboni e Novak 1995).

È stato infine previsto anche il risarcimento delle fallanze dopo il primo anno, se superiori del 20% nel complesso e per singola specie.

Materiali e metodi

Il diradamento

Il settore di 9 ha scelto per la sperimentazione è stato suddiviso in 4 aree di dimensioni differenti, ma comunque con estensione maggiore di 1 ettaro (Fig. 3, Tab. 3). Ad ognuna è stato associato un diverso tipo di intervento:

Area A: diradamento geometrico per file, con eliminazione di una fila ogni 3. Obiettivo di questo tipo di diradamento, oltre quello colturale, è di semplificare al massimo le operazioni di taglio ed esbosco.

Area B: diradamento geometrico per file, con eliminazione di una fila ogni 6 e diradamento libero con circa 100 alberi scelti ad ettaro (*sensu* Piussi 1994) nelle file rilasciate. Obiettivo di questo diradamento, oltre quello colturale, è di facilitare l'esbosco del materiale legnoso.

Area C: diradamento libero con circa 100 alberi scelti ad ettaro. Obiettivo di questo diradamento è essenzialmente colturale (*sensu* Piussi 1994).

Area D: controllo, nessun diradamento.

Il diradamento è stato eseguito nell'inverno 2010-2011, a 16 anni dall'impianto, con struttura monoplana e copertura più che colma. I lavori sono stati eseguiti in economia dal personale dei Servizi Forestali della Regione Veneto. Il materiale è stato abbattuto e depezzato in loco in topi di circa 2 metri di lunghezza con diametro minimo di 5 cm. Cimali e ramaglia sono stati cippati e rilasciati in loco. I topi sono stati esboscati in un imposto a fianco strada per le aree A e B, dove sono stati messi in vendita dalla

proprietà comunale, mentre sono stati rilasciati in bosco nell'area C.

Il rilievo

All'interno di ciascuna area è stata delimitata una parcella sperimentale, circa rettangolare, composta da 15 file di piante (parcelle A, B, C). Le tre parcelle sono quindi di superficie simile; la parcella D (controllo) è composta da sole 10 file (Tab. 4).

In ogni parcella sono stati eseguiti tre rilievi: il primo nell'autunno 2010 prima dell'intervento, il secondo immediatamente dopo il taglio nel tardo inverno 2011 ed il terzo nell'estate 2013, ad accrescimento diametrico pressoché concluso, dopo tre stagioni vegetative. Nei primi due rilievi sono stati misurati i diametri di tutte le piante presenti con una soglia di cavallettamento di 3 cm. Sono state individuate le specie e contati tutti gli individui arbustivi al di sotto della soglia di cavallettamento. Al primo e terzo rilievo, essendo il popolamento molto omogeneo, sono state individuate e stimate tre altezze di riferimento, per il piano dominante, per quello dominato e per i pioppi, da utilizzare poi per la stima dei volumi. Questi sono stati calcolati utilizzando le Tavole di cubatura dell'IFNI (Castellani et al. 1984). Dato che il popolamento definitivo previsto è una fustaia, in caso di fusto policormico, è stato preso in considerazione solo quello con diametro a petto d'uomo di dimensioni maggiori.

Analisi statistiche

Per verificare eventuali differenze negli accrescimenti, sono stati comparati i diametri delle piante arboree misurati al primo rilievo (autunno 2010, prima del diradamento) nelle 4 parcelle: il confronto ha riguardato dapprima l'intero popolamento arboreo, poi i soli diametri di farnia, quindi quelli relativi al carpino. Tale verifica è stata ripetuta, per evidenziare l'effetto dei trattamenti sull'incremento diametrico (dati misurati al terzo rilievo, estate 2013): sul totale delle piante arboree, sulle sole piante di farnia, quin-

Tabella 3 - Le dimensioni delle aree associate ai diversi tipi di diradamento adottati.

Area	Superficie (ha)
A	1,73
B	3,08
C	3,45
D	0,82

Tabella 4 - Sesti di impianto, densità e superficie delle parcelle sperimentali.

Parcella	Sesto impianto (m x m)	N piante (n)	Superficie (m ²)
A	3,7 x 1,5	1.245	6.910
B	3,7 x 1,5	1.312	7.282
C	3,7 x 1,5	1.179	6.544
D	3,7 x 1,5	602	3.341

Tabella 5 - Parametri dendrometrici.

	A	B	C	D
piante contate (n ha ⁻¹)	1.802	1.802	1.802	1.802
piante vive (n ha ⁻¹)	1.762	1.763	1.771	1.781
fallanze (n ha ⁻¹)	40	39	31	21
alberi (n ha ⁻¹)	1.259	1.200	1.149	1.146
arbusti (n ha ⁻¹)	503	563	622	635
area basimetrica (m ² ha ⁻¹)	14,5	12,3	12,3	14,0
volume (m ³ ha ⁻¹)	62,3	50,1	48,6	56,9
diametro medio (cm)	10,3	8,5	9,0	8,9

di sui dati relativi al carpino, nonché sui cosiddetti alberi scelti. A causa della non-normalità dei dati e delle differenze nel numero dei campioni testati si è utilizzato un test statistico non parametrico (Kruskal-Wallis).

Per le elaborazioni statistiche si è utilizzato STATGRAPHICS (Statgraphics Centurion XVI, 2010). I dati geografici-territoriali sono stati elaborati per mezzo di ArcMap (ESRI ArcGIS 10.1).

Risultati

La situazione iniziale

Nel complesso delle 4 parcelle sperimentali sono state contate 1.802 piante ha⁻¹ con una percentuale media di fallanze pari all'1,8% (33 individui ha⁻¹) (Tab. 5). Il 68% delle piante vive è composto da alberi ed il 32% da arbusti. L'area basimetrica totale è di 13,27 m²: il 97% sono alberi. Il diametro medio è 9,2 cm, il volume è pari a 54,47 m³·ha⁻¹. Esso varia dai 62,3 m³·ha⁻¹ dell'area A ai 48,6 m³·ha⁻¹ dell'area C; con un possibile gradiente negativo di fertilità complessiva da sud-est verso nord-ovest (Fig. 3). Non vi sono tuttavia differenze significative nel numero totale di piante. Gli accrescimenti in diametro del popolamento complessivo e delle querce nello specifico, evidenziano valori inferiori nell'area B rispetto alle altre aree (Kruskal-Wallis: sul totale n = 2879; *post hoc* H = 35,4; gdl = 3; p < 0,05; sulle querce n = 1089; *post hoc* H = 7,1; gdl = 3; p < 0,05). Nessuna differenza significativa invece relativamente al carpino (Kruskal-Wallis, n = 492; gdl = 3; p > 0,05).

La composizione specifica non cambia in modo significativo nelle quattro aree sperimentali (Tab. 6), comprendendo la presenza di 12 specie arboree, dominate da farnia (23,8 - 27,8%), carpino bianco (9,5 - 12,9%), frassino (8,5 - 11,3%), acero campestre (6,2 - 8,1%) e olmo (3,2 - 5,7%). Le specie arbustive presenti sono 14, e la specie più frequente è il biancospino.

Situazione dopo il taglio

Il taglio nei diversi tipi di diradamento realizzati (trattamenti) ha avuto maggiore intensità nella tesi A ed in quella B (33,4 - 28,3%) per numero di piante (Tab. 7) e volume (34,3 - 29,6 m³·ha⁻¹) (Tab. 8). La tesi C (diradamento libero), come prevedibile, impatta molto meno con l'eliminazione del 9,6% in numero

di piante che diventa il 15,3% in volume perché i concorrenti rimossi sono in genere piante di grosso diametro.

Per quanto riguarda le due specie principali del quercio-carpineto (Tab. 9), l'intervento A ha asportato circa un terzo dei soggetti di farnia, quello B incrementa il prelievo sulla specie fino al 43%, aggiungendo alle querce tolte sulle file eliminate, anche i concorrenti diretti delle piante scelte. Per la stessa ragione, il diradamento è stato notevole anche su frassino ed olmo. Nell'intervento C la percentuale maggiore di alberi asportati ha riguardato il frassino, considerato spesso come competitore della farnia, specie selezionata nella maggior parte dei casi. Percentuali elevate di carpino sono state prelevate nei tagli A e B, totalmente o parzialmente geometrici. Viceversa, nel trattamento C, il carpino è stato praticamente non toccato perché considerato indifferente e popolamento accessorio a protezione laterale delle giovani querce.

Per quanto concerne i diametri interessati al taglio, nel complesso del popolamento la tesi A ha eliminato circa un terzo delle piante in tutte le classi diametriche (Fig. 4a); così pure nel trattamento B in cui si sono prelevati più individui nelle classi intorno al diametro medio (Fig. 4b). Il diradamento C ha eliminato pochi alberi in ogni classe diametrica, incrementando il prelievo intorno alle classi medie (Fig. 4c). Nello specifico della farnia, si osserva un andamento di prelievo (Fig. 5a-b-c) analogo a quanto evidenziato in precedenza, che però nel trattamento C sposta il taglio verso le classi medio-grandi (concorrenti delle piante scelte).

I volumi calcolati nelle aree A e B sono compati-

Tabella 6 - Percentuale di presenza delle diverse specie.

%	A	B	C	D
acero	8,1	6,6	7,4	6,2
biancospino	4,6	7,9	5,2	9,8
carpino	12,9	9,6	9,5	11,6
corniolo	2,6	2,7	8,0	4,0
farnia	27,8	23,8	25,4	25,3
frangola	1,7	2,5	2,4	3,0
frassino	8,5	11,3	10,4	10,6
fusaggine	0,7	1,6	2,5	3,0
ligustro	2,5	1,9	0,9	0,5
melo	2,5	6,1	2,1	2,2
nocciolo	3,9	2,6	4,6	2,0
olmo	5,7	4,6	3,9	3,2
ontano	0,5	0,9	0,8	0,0
pioppo	0,9	0,5	0,5	0,3
piracanta	1,2	0,0	0,0	0,0
prugnolo	2,8	5,0	5,3	6,7
rosa1,2	1,5	1,0	1,3	
sambuco	0,5	0,7	0,5	0,5
sanguinella	1,0	1,6	1,2	1,5
sorbo	0,5	1,7	0,3	1,3
spino cervino	3,4	1,5	2,3	0,3
tiglio4,1	2,7	3,2	3,2	
viburno	1,9	2,5	2,1	2,9
ibisco	0,1	0,0	0,0	0,0
roverella	0,1	0,0	0,0	0,0
salice	0,2	0,2	0,3	0,3
totale	100,0	100,0	100,0	100,0

Tabella 7 - Intensità del diradamento.

N alberi	2010 ante (n ha ⁻¹)	2010 post (n ha ⁻¹)	2010 prelievo (n ha ⁻¹)	prelievo %
A	1.259	839	420	33,4
B	1.200	861	339	28,3
C	1.149	1.039	110	9,6
	1.146	1.146	-	0

Tabella 8 - Volume della massa legnosa asportata con il diradamento.

Volume alberi	2010 ante massa tot (m ³ ha ⁻¹)	2010 post massa princ. (m ³ ha ⁻¹)	2010 massa int. (m ³ ha ⁻¹)	prelievo %
A	58,4	38,4	20,0	34,3
B	42,3	29,8	12,5	29,6
C	44,4	37,6	6,8	15,3
D	49,7	49,7	-	0

Tabella 9 - Percentuale di prelievo (numero) per le principali specie.

Specie	A	Prelievo (%) B	C
acero	62,4	22,4	12,4
carpino	56,7	22,0	0,9
farnia	30,1	42,6	17,1
frassino	26,1	57,2	33,1
olmo	60,6	42,4	11,1
ontano	87,5	0,0	22,2
pioppo	37,5	14,3	0,0
salice	0,0	33,3	100,0
tiglio	52,0	40,0	2,6

bili con la massa in topi da legna da ardere effettivamente venduta dal Comune di Cessalto, pari a 805,5 quintali. Tale quantità, ottenuta su di una superficie complessiva di 4,81 ettari (per una resa di poco superiore a 160 q.li-ha⁻¹), corrisponderebbe ad un volume stimato di 73,1 m³, cui vanno però aggiunti i fusti soprannumerari delle piante policormiche ed i fusti utilizzabili dei grandi arbusti come il nocciolo, entrambi non conteggiati in questo studio.

Situazione dopo tre stagioni vegetative

I risultati presentati si limitano al complesso del popolamento, alle due specie principali presenti (farnia e carpino bianco, intendendo tutte le altre specie come transitorie o sporadiche nel futuro bosco), e alle piante di farnia scelte.

Mortalità

A tre anni dall'intervento, il numero di alberi è diminuito in tutte e quattro le diverse tesi, con valori minimi nella tesi B (5,2%) e massimi in quella C (26,2%). Nelle tesi A e D (controllo), la mortalità complessiva si è attestata rispettivamente al 9,8% e 6,5% (Tab. 10). Per le Querce, i valori risultano inferiori nei trattamenti A, B e D (3,8%, 4,2% e 3,3%), superiori nella tesi C (28,3%). Il Carpino presenta una mortalità più elevata nelle tesi C e D (19,8% e 10,1%), dove le densità si sono mantenute maggiori o massime, mentre risulta ridotta in A (8,6%) e nulla nella tesi B.

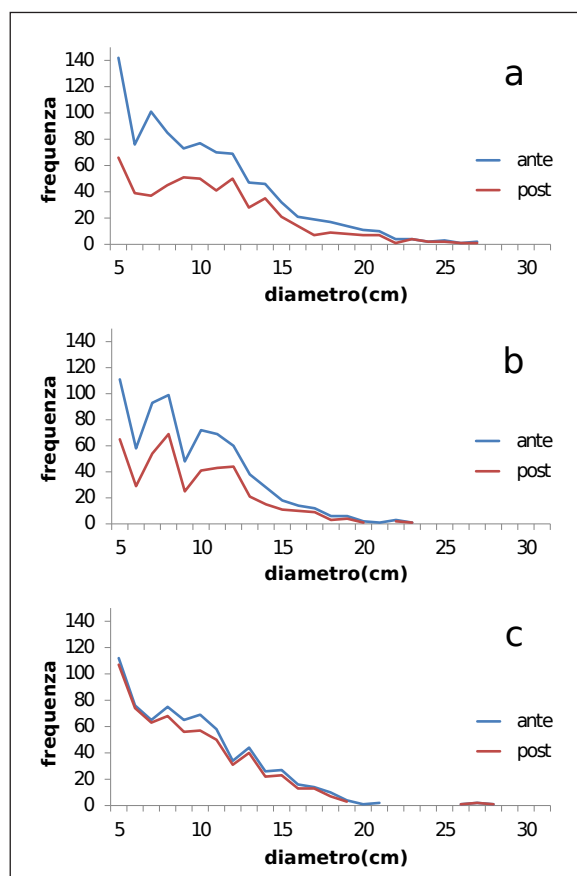


Figura 4 a,b,c - Distribuzione diametrica prima e dopo il taglio nelle aree A, B, C.

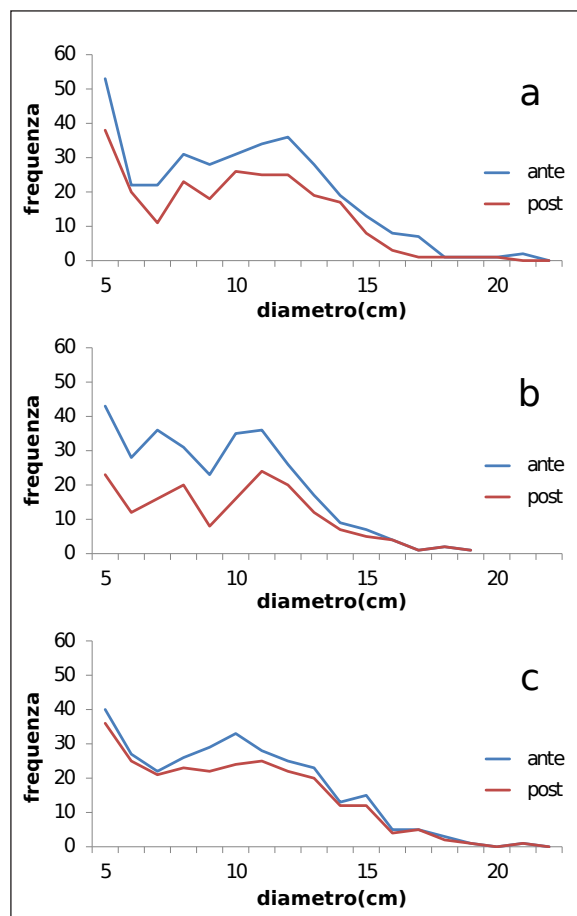


Figura 5 a,b,c - Distribuzione diametrica delle querce prima e dopo il taglio nelle aree A, B, C.

Tabella 10 - Variazione del numero complessivo di alberi vivi e specifico di Farnia e Carpino b., tre anni dopo il diradamento.

N alberi	2010 post (n ha ⁻¹)	2013 (n ha ⁻¹)	Mortalità (%)
A	839	757	9,8
B	861	816	5,2
C	1.039	767	26,2
D	1.146	1.072	6,5

Farnia	2010 post (n ha ⁻¹)	2013 (n ha ⁻¹)	Mortalità (%)
A	344	331	3,8
B	261	250	4,2
C	394	281	28,7
D	449	434	3,3

Carpino b.	2010 post (n ha ⁻¹)	2013 (n ha ⁻¹)	Mortalità (%)
A	139	127	8,6
B	140	140	0,0
C	167	134	19,8
D	207	186	10,1

Diametro medio

Nello stesso periodo, il diametro medio dell'intero popolamento si è incrementato del 30,8% nella tesi A (Tab. 11) e del 23,6% nella tesi B, raggiungendo il valore massimo nella tesi C (35,5%) e, sorprendentemente, il 32% in quella D (controllo). La situazione cambia se si considera la sola farnia: in questo caso l'incremento diametrico triennale passa a valori compresi tra il 23% (B) e il 33% (C), dove il diradamento ha liberato gli alberi scelti. È il carpino tuttavia a mostrare gli incrementi maggiori, compresi tra il 28% e il 38%. Nella tesi B gli incrementi diametrici misurati a 3 anni dall'intervento risultano nel complesso inferiori, tranne che per il carpino. Per quanto riguarda gli individui scelti, si evidenzia un incremento diametrico nel triennio piuttosto simile nelle tesi B, C e D (controllo) (20,9% - 22,8%), mentre nella tesi A questo si attesta su un livello significativamente superiore (27,4%). Il confronto fra i diametri misurati (Tab. 11) ha mostrato valori significativamente inferiori nella tesi B rispetto alle altre prove, sia per quanto riguarda il popolamento complessivo (Kruskal-Wallis, $n = 1977$; *post hoc* test $H = 58,3$; $gdl = 3$; $p < 0,05$) che per la sola farnia (Kruskal-Wallis, $n = 740$; *post hoc* test $H = 6,7$; $gdl = 3$; $p < 0,05$). Inoltre, differenze significative sono emerse nel confronto fra i diametri misurati delle piante scelte, con valori superiori nelle prove A e C (Kruskal-Wallis, $n = 280$; *post hoc* test $H = 30,9$; $gdl = 3$; $p < 0,05$). Nessuna differenza riscontrata fra i diametri misurati del carpino nelle diverse aree (Kruskal-Wallis, $n = 340$; $gdl = 3$; $p > 0,05$).

Volumi

La tesi A (Tab. 12) ha prodotto i migliori risultati in termini di massa, con una produzione totale di circa 68 m³ nei 19 anni dall'impianto e un

incremento triennale percentuale dopo il diradamento del 24%. Segue la tesi di controllo, con una produzione di oltre 52 m³, ma con un incremento percentuale nel triennio dopo l'intervento del 5%; poi, il trattamento C con circa 49 m³ e infine la tesi B con 44 m³. Da notare come le tesi C e A abbiano già recuperato in tre anni rispettivamente il 62% ed il 46% di quanto tolto, mentre la tesi B risulta in ritardo (solo il 18%).

Per quanto attiene alle sole querce, in tutte e tre le prove di diradamento dopo tre anni la provvigione iniziale post-taglio è stata più che recuperata (Tab. 12), con accrescimenti in volume che superano in tutte le tesi la massa prelevata e con incremento percentuale nei tre anni decisamente superiore a quello del popolamento.

Come la quercia, il carpino bianco ha recuperato in tre anni la massa asportata col diradamento, con incrementi percentuali del triennio che variano dal 34% al 52% nelle tesi A e B, mentre tale incremento percentuale si ferma al 30% nella tesi C e nel controllo (D).

Discussione

Condizioni iniziali della sperimentazione: l'impianto di bosco "naturaliforme" ha evidenziato risultati molto soddisfacenti, con una percentuale di fallanze estremamente ridotta (1,8%) ed un incremento medio (alberi + arbusti) nei 16 anni di 3,4 m³ · h⁻¹ · anno⁻¹.

Tabella 11 - Variazione del diametro medio complessiva del popolamento e specifica di Farnia e Carpino b., tre anni dopo il diradamento. Le lettere indicano differenze significative (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$).

D medio alberi	2010 ante (cm)	2010 post (cm)	2013 (cm)	inc. p.* (cm)	inc. p.* %
A	10,5 ^b	10,4 ^b	13,6 ^b	3,2	30,8
B	9,1 ^a	8,9 ^a	11,0 ^a	2,1	23,6
C	9,5 ^{ab}	9,3 ^{ab}	12,6 ^b	3,3	35,5
D	9,7 ^{ab}	9,7 ^{ab}	12,8 ^b	3,1	32,0

D medio Farnia	2010 ante (cm)	2010 post (cm)	2013 (cm)	inc. p.* (cm)	inc. p.* %
A	10,3 ^b	10,0	12,8 ^b	2,8	28,0
B	9,6 ^a	9,9	12,2 ^a	2,3	23,2
C	10,1 ^{ab}	10,1	13,4 ^b	3,3	32,7
D	10,1 ^{ab}	10,1	12,9 ^b	2,8	27,7

D medio Carpino b.	2010 ante (cm)	2010 post (cm)	2013 (cm)	inc. p.* (cm)	inc. p.* %
	7,9	8,1	10,4	2,3	28,4
	8,0	8,0	10,4	2,4	30,0
	8,0	8,0	11,0	3,0	37,5
	8,1	8,1	11,2	3,1	38,2

D medio alberi scelti	2010 ante (cm)	2010 post (cm)	2013 (cm)	inc. p.* (cm)	inc. p.* %
A	100	13,5 ^{ab}	17,2 ^b	3,7	27,4
B	100	12,9 ^a	15,6 ^a	2,7	20,9
C	100	14,2 ^b	17,3 ^b	3,1	21,8
D	100	12,7 ^a	15,6 ^a	2,9	22,8

* periodico = 2010-13

Tabella 12 - Variazione del volume complessiva del popolamento e specifica di Farnia e Carpino b., tre anni dopo il diradamento.

Volume alberi	2010 ante massa tot. (m ³ ha ⁻¹)	2010 post m. princ. (m ³ ha ⁻¹)	2010 massa int. (m ³ ha ⁻¹)	2013 m. corr. (m ³ ha ⁻¹)	2013 massa tot. (m ³ ha ⁻¹)	inc. medio massa tot. (m ³ ha ⁻¹)	inc.* m. corr. (m ³ ha ⁻¹)	inc. %* m. corr.
A	58,4	38,4	20,0	47,5	67,5	3,5	9,1	23,7
B	42,3	29,8	12,5	32,0	44,5	2,3	2,2	7,4
C	44,4	37,6	6,8	41,8	48,6	2,6	4,2	11,2
D	49,7	49,7	-	52,3	52,3	2,7	2,6	5,2

Volume Farnia	2010 ante massa tot. (m ³ ha ⁻¹)	2010 post m. princ. (m ³ ha ⁻¹)	2010 massa int. (m ³ ha ⁻¹)	2013 m. corr. (m ³ ha ⁻¹)	2013 massa tot. (m ³ ha ⁻¹)	inc. medio massa tot. (m ³ ha ⁻¹)	inc.* m. corr. (m ³ ha ⁻¹)	inc. %* m. corr.
A	6,9	4,5	2,4	7,7	10,1	0,5	3,2	71,1
B	5,0	3,3	1,7	5,1	6,8	0,4	1,8	54,5
C	6,5	5,6	0,92	7,4	8,3	0,4	1,8	32,1
D	6,1	6,1	-	10,3	10,3	0,5	4,2	68,9

Volume Carpino b.	2010 ante massa tot. (m ³ ha ⁻¹)	2010 post m. princ. (m ³ ha ⁻¹)	2010 massa int. (m ³ ha ⁻¹)	2013 m. corr. (m ³ ha ⁻¹)	2013 massa tot. (m ³ ha ⁻¹)	inc. medio massa tot. (m ³ ha ⁻¹)	inc.* m. corr. (m ³ ha ⁻¹)	inc. %* m. corr.
A	7,1	4,4	2,7	5,9	8,6	0,5	1,5	34,1
B	5,0	4,2	0,8	6,5	7,3	0,4	2,3	52,4
C	5,5	5,4	0,03	7,0	7,3	0,4	1,6	29,6
D	7,8	7,8	-	10,1	10,1	0,5	2,3	29,5

* periodico = 2010-13

L'impatto del diradamento ha avuto effetti differenti nelle tre tesi, in particolare nei volumi asportati e nelle specie tagliate. Mentre nella tesi A (diradamento geometrico su di una file ogni tre) il risultato è stato il prelievo di circa un terzo della massa e una selezione proporzionale sulle specie, nella tesi B il taglio di una fila ogni sei e il diradamento libero all'interno di queste, ha asportato il 5% in meno (in volume e numero di alberi), valore che si dimezza nel solo diradamento libero (tesi C). In questo trattamento, il diradamento ha interessato soprattutto le specie "nobili" farnia (17%) e frassino (33%), lasciando praticamente non toccato il carpino bianco (0,9%). Il diradamento B si pone in una posizione intermedia, impattando molto sulle specie "nobili" principali perché, oltre ad eseguire un taglio proporzionale su un quinto del popolamento, interviene anche soprattutto sugli alberi concorrenti che sono costituiti in massima parte da farnia (42%), frassino (57%) ed olmo (42%).

A tre stagioni vegetative dal diradamento, si registra un tasso di mortalità naturale, più ridotta nelle tesi A e B (5 - 10%), e più evidente in C (26%), dove l'intervento ha lasciato non toccate tutte le piante "indifferenti" del popolamento accessorio. Tale mortalità potrebbe essere anche dovuta a condizioni stagionali meno favorevoli nell'area C. Questo indica comunque che gli interventi non sono mai stati troppo forti e che la dinamica naturale è proseguita all'interno del popolamento.

Nello stesso periodo, gli incrementi diametrici non si differenziano (la tesi B rimane caratterizzata da accrescimenti inferiori, come peraltro già evidenziato prima dell'intervento). Prendendo invece

in considerazione solo le farnie scelte, la tesi A ha prodotto gli incrementi diametrici più elevati, mentre le altre tesi ed il controllo continuano a non evidenziare differenze di rilievo. Questo risultato può essere interpretato: (a) come conseguenza della conduzione dei diradamenti (considerati "forti", in particolare la tesi A), avendo questi liberato sempre completamente, anche se in modo diverso, le chiome di una gran parte degli alberi presenti; (b) come essere stato condizionato dalla precocità di intervento, in un popolamento con circa 12 metri di altezza dominante, e dato che il controllo è caratterizzato da incrementi simili nel triennio.

L'incremento in volume, nei tre anni successivi al diradamento, ha avuto variazioni comprese tra il 5% del controllo (area con presumibile massimo livello di competizione interna) e il 24% della tesi A (area con la maggior quantità di biomassa intercalare). Tuttavia, le specie principali, in particolare la farnia, hanno registrato incrementi nel triennio sempre molto superiori al 20%, indicando come il diradamento non ha influenzato negativamente lo sviluppo complessivo di questa specie. Il buon risultato ottenuto anche nel controllo, potrebbe indicare che l'intervento è stato piuttosto precoce e realizzato prima della comparsa di una reale competizione tra i soggetti dominanti.

Conclusioni

Nel complesso, la sperimentazione ha permesso di osservare come il popolamento artificiale di quercu-carpineto planiziale del Bosco San Marco di Cessalto si sia sviluppato velocemente nei primi 16

anni raggiungendo provvigioni relativamente elevate (circa 50 m³ ha⁻¹). Tali accrescimenti hanno indicato l'utilità di effettuare un primo diradamento precoce. I trattamenti hanno evidenziato differenze significative nello sviluppo diametrico delle farnie scelte solo nella tesi A (diradamento geometrico, rimossa una fila ogni tre), che ha asportato la maggior quantità di massa intercalare e senza criteri di selezione.

Dal punto di vista esclusivamente colturale, i risultati della sperimentazione indicano come in questi popolamenti il criterio di intervento al primo diradamento sia piuttosto indifferente, se questo è precoce (incrementi diametrici confrontabili). Sembra quindi utile optare per interventi di più semplice e rapida attuazione. Aspetto questo importante per il contenimento dei costi (soprattutto per abbattimento ed esbosco) e per la quantità di biomassa legnosa ritraibile (ad uso legna da ardere).

La sperimentazione continuerà nel prossimo futuro con il monitoraggio delle aree e con un secondo diradamento previsto entro 3-5 anni. Sarà inoltre interessante ripetere la stessa sperimentazione in un'altra particella della stessa piantagione che sta raggiungendo lo stadio di perticaia, in cui approfondire anche gli aspetti tecnici ed economici delle procedure di utilizzazione.

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano gli anonimi revisori per gli utili suggerimenti.

Bibliografia

- Alberti G., Marelli A., Piovesana D., Peressotti A., Zerbi G., Gottardo E., Bidese F. 2006 - *Accumulo di carbonio e produttività delle piantagioni legnose (Kyoto forests) del Friuli Venezia Giulia*. Forest@ 3 (4): 488-495.
- ARPAV 2005 - *Carta dei suoli del Veneto* - Regione Veneto.
- Barrett J.W., Holmgaard E. 1964 - *Thinning in Hardwood-Danish Guidelines for American Practices*. Journal of Forestry 62 (10): 716-720.
- Barrio Anta M., González J.G. 2005 - *Development of a stand density management diagram for even-aged pedunculate oak stands and its use in designing thinning schedules*. Forestry 78 (3): 209-216.
- Bellio R., Pividori M. 2009 - *Caratteri strutturali in giovani impianti planiziali a prevalenza di farnia e carpino bianco nel Veneto*. Forest@ 6: 4-18.
- Bracco F., Marchiori S. 2001 - *Aspetti floristici vegetazionali*. In: Le foreste della Pianura Padana. Quaderni Habitat, Museo Friulano di Storia Naturale, Udine: 17-49.
- Castedo-Dorado F., Crecente-Campo F., Álvarez-Álvarez P., Barrio-Anta M. 2009 - *Development of a stand density management diagram for radiata pine stands including assessment of stand stability*. Forestry 82 (1): 1-16.
- Castellani C., Scrinzi G., Tabacchi G., Tosi V. 1984 - *Inventario Forestale Nazionale Italiano (I.F.N.I.) Tavole di cubatura a doppia entrata*. Ist. Sper. Ass. For. Alp. Trento, 65 p.
- Colletti L. 2001 - *Risultati dell'applicazione del Regolamento CEE 2080/92 in Italia*. Sherwood 70: 23-31.
- Corazzesi A., Tani A., Pelleri F. 2009-2010 - *Effetto della consociazione e del diradamento in un impianto di arboricoltura da legno con latifoglie di pregio dopo oltre 20 anni dall'impianto*. Annali CRA-Centro di Ricerca per la Selvicoltura 36: 37-48.
- Del Favero R. 2000 - *Biodiversità e indicatori nei tipi forestali del Veneto* (a cura di Roberto Del Favero). Regione del Veneto, Venezia, 335 p.
- Ebone A., Terzuolo P., Camerano P., Gonthier P. 2011 - *Querco-carpineti planiziali del Piemonte. Caratteristiche ed esperienze di gestione*. Sherwood 175: 37-41.
- Giacomini V., Fenaroli L. 1958 - *Conosci l'Italia*. Vol. II. La flora. Touring Club Italiano, Milano.
- Lassini P., Carovigno R., Monzani F., Pileri P., Sartori F. 2004 - *Dieci grandi foreste di pianura: progetti in Lombardia*. Alberi e Territorio 1 (1/2): 24.
- Magnani F., Grassi G., Tonon G., Cantoni L., Ponti F., Vicinelli E., Boldregghini P., Nardino M., Georgiadis T., Facini O., Rossi F. 2005 - *Quale ruolo per l'arboricoltura da legno italiana nel protocollo di Kyoto? Indicazioni da una "Kyoto forest" della pianura emiliana*. Forest@ 2 (4): 333-344.
- Pelleri F., Fiorentin R., Mezzalana G. 2001 - *Gli imboschimenti a prioritaria finalità naturalistica dell'area di Villaverla (VI) criteri di realizzazione e modalità di gestione*. Sherwood 65: 5-11.
- Pignatti S. 1953 - *Introduzione allo studio fitosociologico della pianura veneta orientale*. Atti Istituto Botanico Università di Pavia 11: 92-258.
- Piussi P. 1994 - *Selvicoltura generale*. UTET, Torino, 421 p.
- Savill P.S., Spilbury M.J. 1991 - *Growing oaks at closer spacing*. Forestry 64 (4): 373-384.
- Susmel L. 1994 - *I rovereti di pianura della Serenissima*. Cleup, Padova, 159 p.
- Terzuolo P. 1998 - *Un esempio di gestione forestale polifunzionale nel Parco Naturale del Bosco delle Sorti della Partecipanza di Trino (VC)*. Sherwood 31: 5-10.
- Zanetti M. 1985 - *Boschi e alberi della Pianura veneta orientale*. "la Ricerca", Coop. Nuova Dimensione Edit., Portogruaro.
- Zamboni E., Novak R. 1995 - *Progetto di rimboschimento ex bosco "San Marco"*. Relazione tecnica.

Sitografia

[Online].www.arpa.veneto.it Inquadramento climatico del Veneto. [2013, 10 December].

Technical note

Analisi esplorativa delle deposizioni atmosferiche in un ecosistema forestale costiero dell'Italia centrale

Rita Aromolo^{1*}, Valerio Moretti¹, Luca Salvati¹*Received 02/12/2013 - Accepted 09/02/2015 - Published online 27/02/2015*

Riassunto - La nota espone i risultati preliminari dell'attività triennale di monitoraggio dei metalli pesanti nelle deposizioni atmosferiche, umide e secche. Lo studio dei metalli pesanti nell'atmosfera e nelle deposizioni atmosferiche è di notevole importanza per verificare l'impatto delle diverse fonti antropogeniche sull'ambiente e la loro tossicità assoluta e potenziale per l'uomo e gli altri organismi viventi. Le informazioni deducibili da una stima corretta dei metalli pesanti sono quindi cruciali per la valutazione della qualità dell'ambiente. I diversi andamenti delle concentrazioni di metalli pesanti in un ecosistema naturale quale la Tenuta di Castelporziano, possono costituire un indicatore di inquinamento molto efficace per stabilire i fattori che influenzano la loro diffusione e la loro distribuzione spaziale e temporale. L'analisi preliminare delle deposizioni nei vari siti della Tenuta, evidenzia sia l'influenza dell'impatto antropico, sia quella dei processi di trasporto a breve e a lunga distanza. Lo studio proseguirà con lo studio dettagliato dei flussi mensili e stagionali in correlazione con i fenomeni meteorologici coincidenti con il periodo di campionamento e con i risultati ottenuti mediante l'analisi delle acque di dilavamento degli alberi e la determinazione di altri metalli pesanti indicatori di fonti specifiche di inquinamento, quale ad esempio l'arsenico.

Parole chiave - Deposizioni atmosferiche, fonti inquinanti, Castelporziano, monitoraggio, Italia

Abstract - Exploratory analysis of atmospheric pollution in a coastal forest ecosystem in central Italy. The study of spatial and temporal distribution of heavy metals in the atmosphere through the continuous assessment of deposition is of great interest for the analysis of anthropogenic pressure on the environment and the potential toxicity to humans and other living organisms. Information based on reliable estimates of heavy metals is therefore crucial for the evaluation of environmental quality. Trends in heavy metal concentration in atmospheric depositions on a coastal forest ecosystem (Castelporziano, Rome) are analyzed in the present study based on a three-year monitoring field survey over three sites representative of different woodland characteristics in the area. Our results highlight both the influence of transportation processes in the short and medium distance based on the human pressure reflecting urban expansion and infrastructure development on the fringe of Castelporziano pristine forest. Further studies investigating the latent correlation with meteorological variables at various temporal scales are needed to provide a comprehensive picture of environmental conditions in a forest ecosystem subjected to increasing human pressure. Analysis of runoff water quality and the determination of other heavy metals, such as arsenic, may identify additional sources of pollution impacting soil and forest ecosystem.

Keywords - Atmospheric deposition, pollution sources, forest ecosystem, soil, central Italy

Introduzione

Il monitoraggio delle deposizioni atmosferiche umide e secche è uno dei metodi più immediati ed attendibili per investigare i meccanismi di rimozione delle sostanze inquinanti presenti in atmosfera, correlati ai processi ambientali e antropici. La rimozione degli inquinanti dall'atmosfera può avvenire per via umida o secca. La deposizione umida è associata ad eventi meteorici, riguarda l'interazione con l'acqua atmosferica, si verifica anche in zone lontane dalla sorgente e consta essenzialmente di due fasi: un processo di trasferimento degli inquinanti in fase acquosa o di inglobamento delle particelle nelle goccioline che costituiscono la nube per nucleazione, e la successiva rimozione per impatto diretto o

per trascinamento degli inquinanti sottostanti la nube durante l'evento meteorico. Il processo di deposizione secca consiste nella rimozione degli inquinanti atmosferici in assenza di precipitazione ed è dovuto al trasferimento dell'inquinante dallo strato turbolento sovrastante la superficie recetttrice a quello immediatamente a contatto. Gli effetti aerodinamici e, in generale, la velocità di deposizione che aumenta all'aumentare della turbolenza e dipende dalle caratteristiche della superficie, sono responsabili del trasporto di gas e particelle in prossimità della stessa.

La deposizione di elementi inquinanti di diversa origine sul terreno può incidere sulla crescita e lo sviluppo della vegetazione, in quanto tali elementi possono influenzare i processi fotosintetici, gli

¹ Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria, Research Center for Soil-Plant System (CRA-RPS), Rome, Italy

* corresponding author: rita.aromolo@entecra.it

scambi gassosi a livello fogliare e il metabolismo radicale sia per i soggetti già affermati che per le giovani plantule e, non potendo essere degradati o distrutti, possono bioaccumularsi (Aromolo et al. 1999a). Il monitoraggio permanente è quindi finalizzato alla stima dei composti che possono incidere sui processi di acidificazione del suolo e le deposizioni di tutti gli elementi tossici o comunque indesiderati per la vegetazione (Francaviglia et al. 2001a). Le informazioni deducibili dallo studio dei metalli pesanti che raggiungono il suolo mediante i processi di deposizione atmosferica, possono costituire un valido indicatore per la valutazione della qualità ambientale (Aromolo et al. 1999b), perché le particelle a cui tali metalli sono associate possono essere trasportate dalla fonte di emissione, per lunghe distanze, anche in situazioni ambientali protette come parchi nazionali o aree naturali comunque poco influenzate dall'impatto di attività antropiche interne.

Particolare interesse assumono le aree naturali e semi-naturali in prossimità delle aree urbane, di strade ad elevato traffico veicolare e di aeroporti (Francaviglia et al. 2001b). In tali contesti, lo studio dei metalli pesanti nell'atmosfera e nelle deposizioni assume notevole importanza per verificare l'impatto delle diverse fonti antropogeniche sull'ambiente e la loro tossicità assoluta e potenziale per l'uomo e gli altri organismi viventi. I diversi andamenti delle concentrazioni di metalli pesanti in un ecosistema semi-naturale, quale foresta planiziarica conservata nella Tenuta Presidenziale di Castelporziano (esempio di querceta mesofila relitta della costa Tirrenica presso Roma), possono costituire quindi un indicatore di inquinamento molto efficace (Francaviglia et al. 2004) per stabilire i fattori che influenzano la loro distribuzione spaziale e temporale. Sulla base di queste considerazioni preliminari, l'analisi condotta in questa nota esplora le deposizioni atmosferiche come supporto alla valutazione di qualità ambientale in un ecosistema forestale costiero dell'Italia centrale. Come tale, l'analisi può costituire un esempio fondante per approcci di monitoraggio condotti ad una scala di analisi comparabile in Italia e in altre regioni del Mediterraneo sottoposte a crescente pressione antropica.

Materiali e Metodi

Il monitoraggio triennale è stato svolto in tre siti: (i) Tor Paterno, situato in prossimità della costa, a circa 300 m di distanza dal mare e a circa 25 km di distanza da Roma, con un contesto ambientale influenzato dalla brezza marina e da emissioni antropogeniche di varia natura; (ii) Castello, situato in posizione interna alla Tenuta di Castelporziano a

circa 18 km da Roma, nelle cui immediate vicinanze si trovano la maggior parte degli uffici, la caserma della Guardia Forestale, i giardini della Tenuta, le serre e attività varie; (iii) Trafusa, ubicata al confine nord della Tenuta e a circa 14 km da Roma, in prossimità di una strada ad intenso traffico veicolare prossima ad insediamenti urbani a media densità.

Nei tre siti sono ubicate stazioni meteorologiche e di monitoraggio ambientale con campionatori di tipo *wet* and *dry* e campionatori *Dry Deposition on Aquatic Surface* (DDAS). I campionatori *wet* and *dry* sono stati installati nel 1992 a Trafusa e a Tor Paterno e permettono di raccogliere sia la deposizione umida che quella secca. La parte *wet* del campionario si apre solo in presenza di precipitazioni atmosferiche. Ciò avviene grazie a un sensore di pioggia collegato con un motore elettrico che aziona il sistema di copertura e apre il contenitore pochi secondi dopo l'inizio dell'evento meteorico. In questo modo viene garantita la raccolta della sola deposizione umida, mentre quella secca viene raccolta in continuo durante i periodi non piovosi. Il campionario DDAS è stato installato nel 1997 a Tor Paterno e nel 1999 a Castello. Il DDAS espone all'atmosfera un'interfaccia acquosa di area pari a 0,0531 m² ed è costituito da un recipiente in cui l'acqua viene mantenuta ad un livello costante di circa 2 cm mediante dei sensori ottici e una pompa peristaltica per la raccolta delle deposizioni secche. Un sensore di precipitazione aziona la copertura proteggendo, in caso di evento meteorico, il recipiente di raccolta del secco e permettendo la raccolta della deposizione umida.

E' stato dimostrato che il DDAS è molto più efficace dei campionatori *dry* che utilizzano una superficie solida come recettore perché permette di valutare sia il contributo delle specie adsorbite sul particolato atmosferico, sia la maggior parte degli inquinanti gassosi che sono adsorbiti dallo strato acquoso secondo la legge di Henry. Per questo motivo, il DDAS è particolarmente idoneo per la determinazione degli elementi presenti in tracce (Morselli et al. 1998).

La misura delle concentrazioni di metalli in tracce nelle deposizioni umide e secche richiede un protocollo di campionamento e di analisi molto accurato, per evitare qualsiasi fonte di contaminazione. I campioni vengono prelevati ogni quindici giorni, filtrati, acidificati o mineralizzati, per quanto riguarda il residuo secco del filtrato ed analizzati. La tecnica analitica utilizzata è l'ICP-AES, spettrometro a emissione ottica al plasma, in grado di analizzare simultaneamente i vari elementi (Francaviglia et al. 2001a, 2001b).

Risultati

Analisi chimica delle deposizioni secche e umide

I valori di concentrazione delle deposizioni secche nei tre siti esaminati, sono molto più elevati rispetto a quelli delle deposizioni umide. Con le deposizioni secche si raccoglie infatti tutto il particolato che ricade al suolo, mentre per le deposizioni umide si deve tenere conto della capacità di trattenuta del materiale depositato. Nel seguito vengono descritti gli andamenti caratteristici osservati nelle tre stazioni di misura (Castello, Tor Paterno e Trafusa) operanti nella tenuta presidenziale di Castelporziano.

Castello

Gli andamenti delle concentrazioni di metalli pesanti e di micro e macro elementi nelle deposizioni umide della stazione di Castello nel triennio considerato (Fig. 1) mostrano un incremento in

primavera e in autunno soprattutto per il calcio, il sodio, il magnesio, il fosforo, il ferro, il manganese e lo zinco. Nelle deposizioni secche i valori dei macro elementi sono più elevati durante tutto l'anno, mentre il rame, il ferro e il fosforo mostrano concentrazioni maggiori durante il periodo estivo. Lo zinco presenta valori più elevati sia nel mese di gennaio che durante il periodo estivo, insieme al manganese. In questo sito si evidenzia l'influenza dell'impatto antropico, dovuto alle polveri terrigene sollevate dal traffico veicolare su strade non asfaltate, dalle pratiche agricole effettuate nelle vicinanze, dagli inquinanti emessi da impianti di riscaldamento e inceneritori di rifiuti, collegati anche a fenomeni di trasporto a lunga distanza.

Tor Paterno

Per quanto riguarda il sito di Tor Paterno, si evidenzia l'influenza dell'aerosol marino, con una maggiore incidenza di calcio, sodio e magnesio ri-

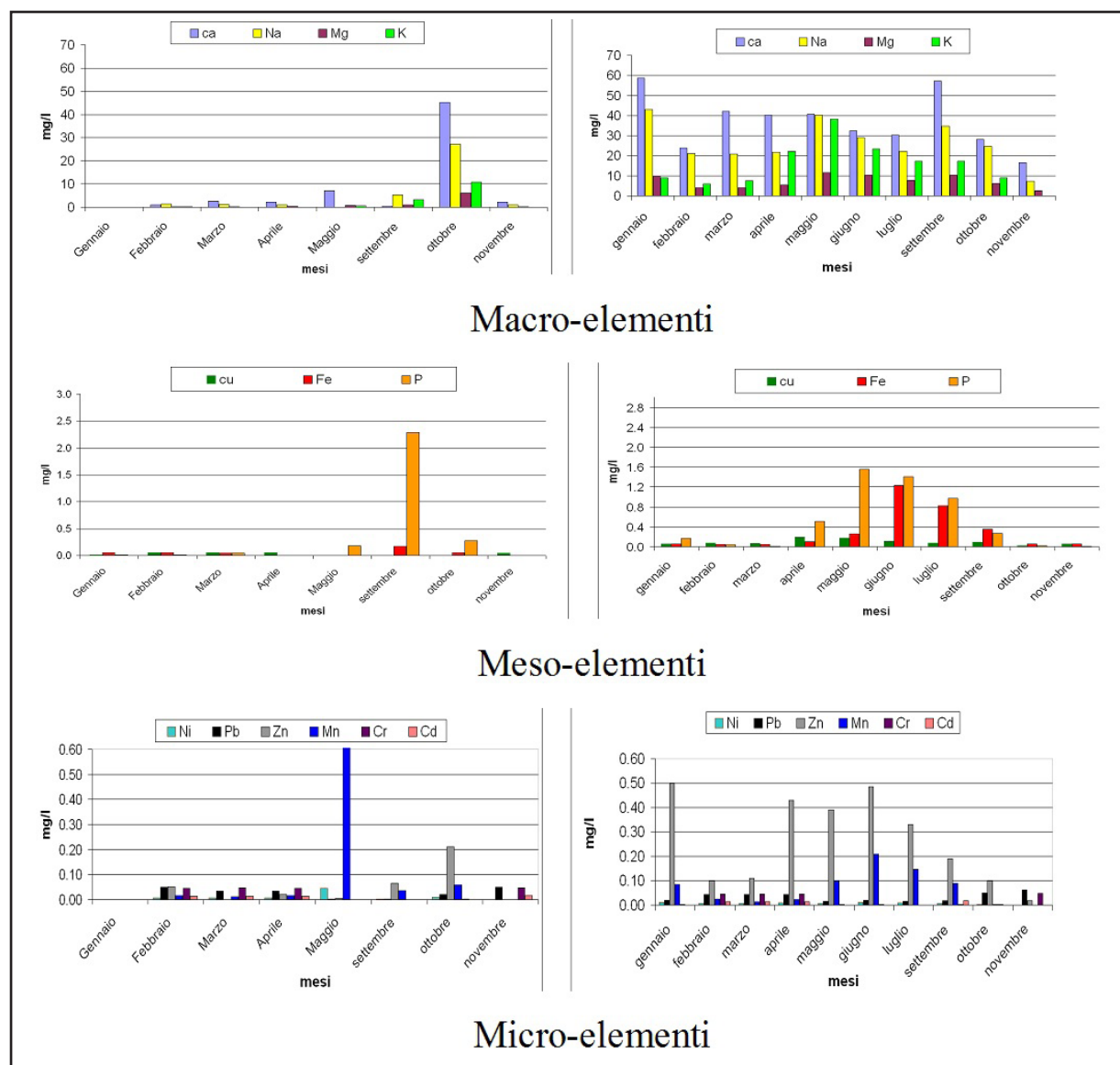


Figure 1 - Andamento delle concentrazioni medie (tre anni di monitoraggio) degli elementi identificati nelle deposizioni umide e secche di Castello.

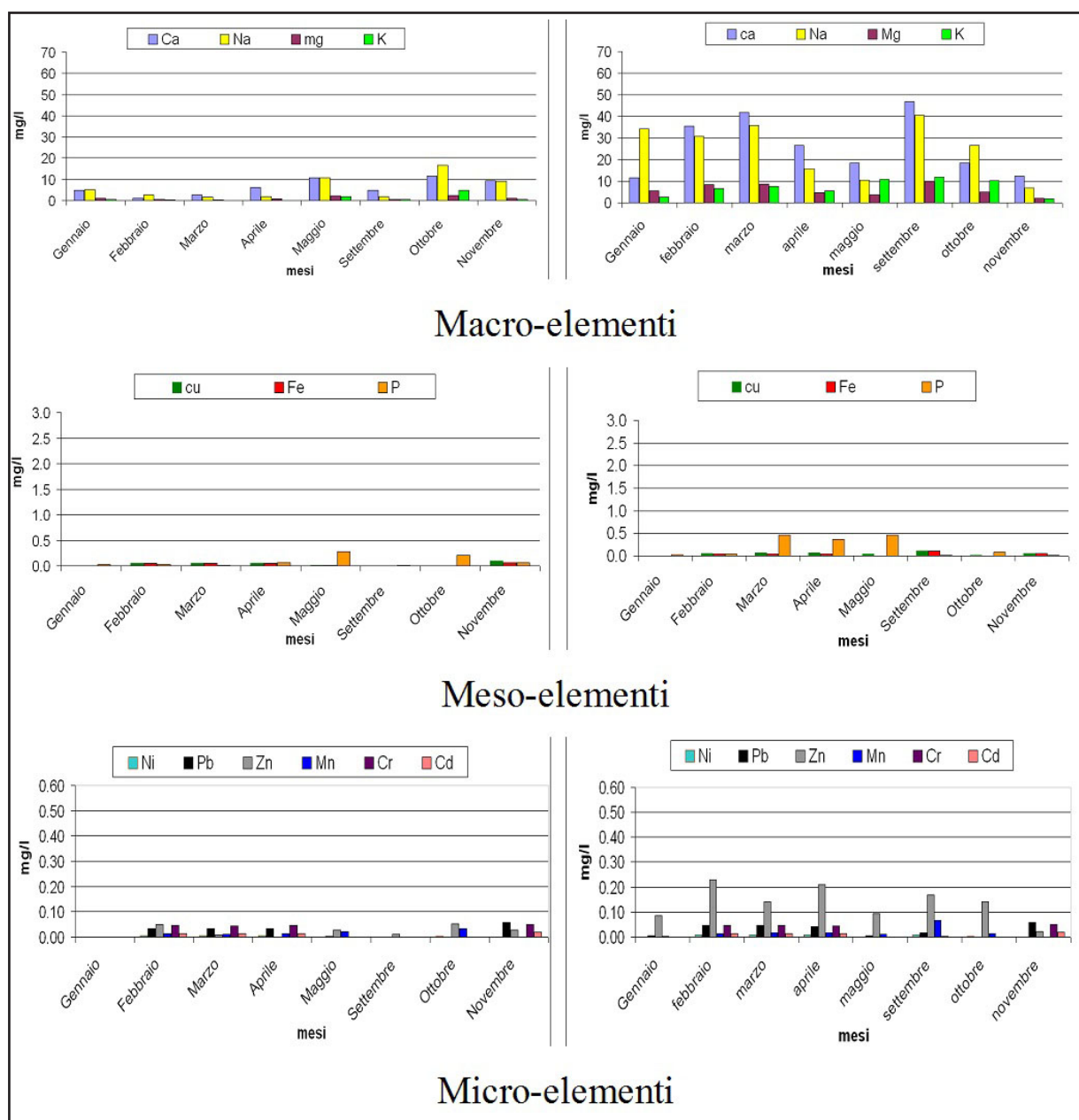


Figure 2 - Andamento delle concentrazioni medie (tre anni di monitoraggio) degli elementi identificati nelle deposizioni umide e secche di Tor Paterno.

petto agli altri elementi. Nelle deposizioni secche, oltre agli elementi già citati, si riscontrano valori più elevati, in confronto agli altri metalli, di zinco e, in misura minore, di cromo e piombo (Fig. 2). Questo andamento è da attribuirsi probabilmente alla vicinanza di una strada litoranea e al relativo inquinamento locale da traffico veicolare così come al trasporto a lunga distanza di inquinanti di origine antropica della Centrale termoelettrica di Civitavecchia, per il regime di venti legato alle brezze marine.

Trafusa

Nella stazione di Trafusa si riscontra un andamento differente rispetto agli altri due siti: i macro elementi hanno concentrazioni più basse sia nelle deposizioni umide che secche, mentre il fosforo si ritrova in discreta concentrazione nelle deposi-

zioni umide e secche, probabilmente a causa della frequente presenza di deiezioni animali causate dal passaggio di bovini. Per quanto riguarda i microelementi, si evidenzia la presenza di zinco, e in misura minore rispetto ai casi precedenti, di piombo e cromo, dovuta all'adiacenza di una strada ad intenso traffico veicolare (Fig. 3).

Misurazione del pH nelle deposizioni secche e umide

Generalmente la pioggia presenta un pH leggermente inferiore a 6, cioè debolmente acido per l'anidride carbonica disciolta in acqua (che proviene dalla respirazione animale) e per la presenza di una piccola quantità di cloro (proveniente dal sale marino). La pioggia con un pH inferiore a 5,6 viene usualmente considerata pioggia acida. In alcune aree

desertiche, il pulviscolo atmosferico contiene tanto bicarbonato di calcio da bilanciare la naturale acidità della precipitazione e quindi la pioggia può essere neutra o addirittura alcalina. I gas responsabili delle precipitazioni acide sono presenti nell'atmosfera anche per cause naturali quali eruzioni vulcaniche, temporali, processi di degradazione batterica delle sostanze organiche, respirazione di piante e animali. I grafici riportati in Fig. 4 evidenziano, come già descritto nella caratterizzazione chimica degli elementi di deposizione atmosferica, una variabilità generale e una differenziazione nelle diverse stazioni, con pH a volte leggermente più acidi nelle

stazioni di Castello e Trafusa. Anche il pH misurato a Tor Paterno in alcuni periodi sembra risentire del trasporto degli inquinanti da lunga distanza in funzione delle condizioni meteorologiche (intensità e direzione dei venti).

Particolato totale sospeso (PST)

Il particolato è l'inquinante oggi considerato di maggiore impatto nelle aree urbane, ed è composto da tutte quelle particelle solide e liquide disperse nell'atmosfera, con un diametro che va da pochi nanometri fino ai 500 micron ed oltre. La loro presenza nell'ambiente è legata a fonti naturali (eruzioni

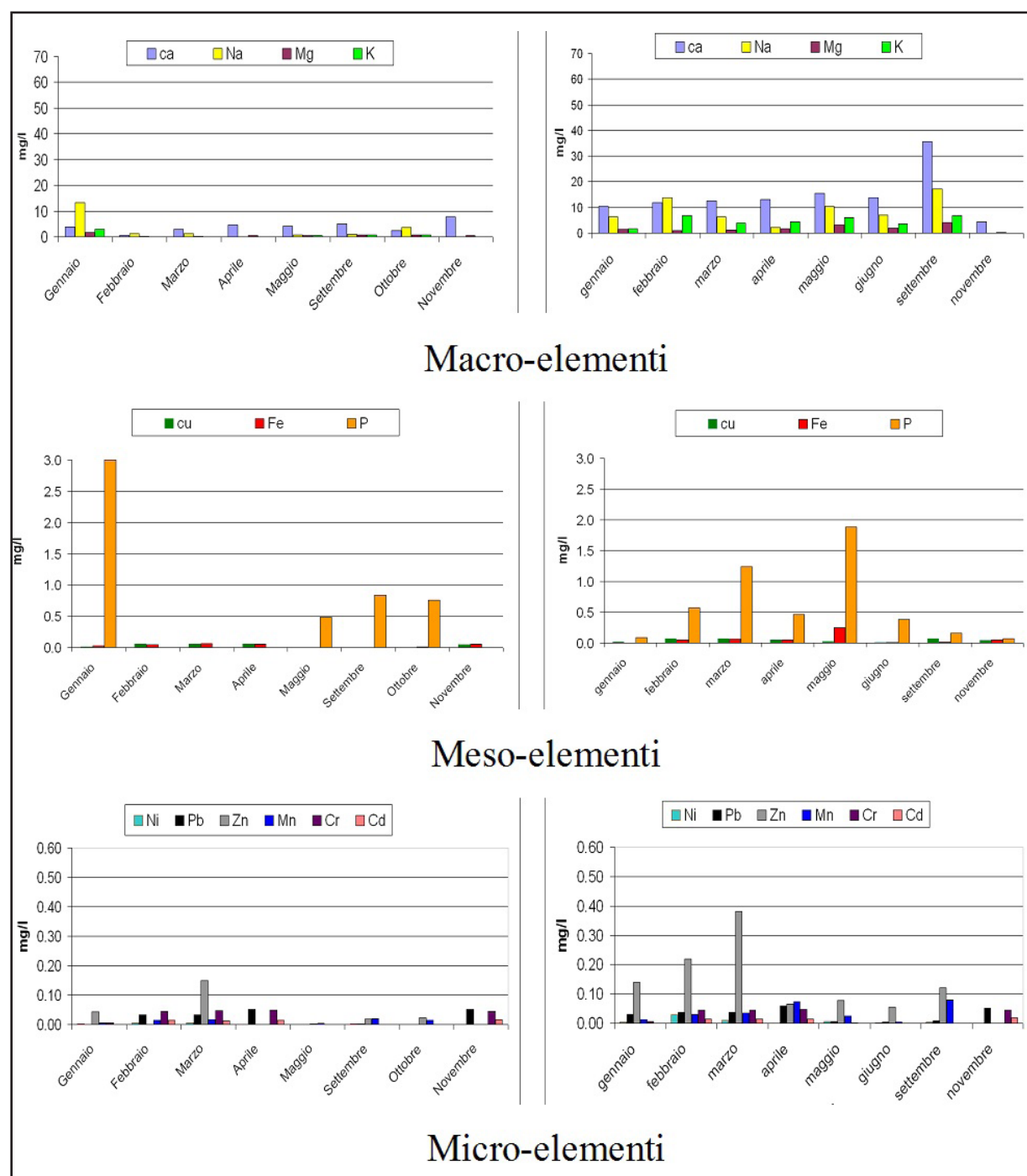


Figure 3 - Andamento delle concentrazioni medie (tre anni di monitoraggio) degli elementi identificati nelle deposizioni umide e secche di Trafusa.

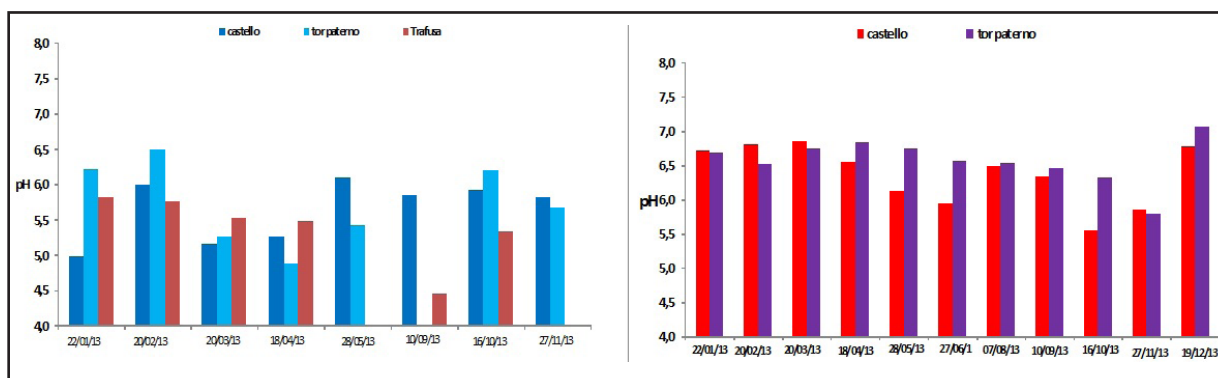


Figure 4 - Valori di pH riscontrati (2013) nell'acqua di precipitazione (sinistra) e di raccolta (destra) delle deposizioni atmosferiche (la misurazione nel sito di Trafusa è disponibile solo per le acque di precipitazione).

vulcaniche, polverosità terrestre, pollini, polvere, terra, sale marino, "aerosol marino") o può derivare da diverse attività antropiche quali emissioni da centrali termiche, da inceneritori, da processi industriali in genere, da traffico e svariate altre. La quantità totale di polveri sospese è in genere misurata in modo quantitativo (peso/volume). In assenza di inquinanti atmosferici particolari, il pulviscolo contenuto nell'aria raggiunge concentrazioni diverse (mg/m^3) nei vari ambienti; generalmente è minimo in zone di alta montagna ed aumenta spostandosi dalla campagna alla città, alle aree industriali. L'insieme delle polveri totali sospese (PTS) può essere scomposto a seconda della distribuzione delle dimensioni delle particelle. Il grafico sotto riportato si riferisce all'andamento del $\text{PM}_{2,5}$, particolato fine con diametro inferiore a $2,5 \mu\text{m}$ (un quarto di centesimo di millimetro), che è una polvere toracica, cioè in grado di penetrare profondamente nei polmoni. Essa rappresenta quindi la frazione respirabile delle polveri e quindi quella più pericolosa per la salute dell'uomo, perché può determinare l'immissione all'interno del nostro organismo, fino a livello degli alveoli polmonari, di tutte le sostanze da esse veicolate.

Le analisi del particolato atmosferico, necessarie per l'integrazione ed il completamento del monitoraggio atmosferico, sono attuate mediante un campionatore di polveri sottili, l'E-SAMPLER (Met-one), in grado di analizzare il PM_{10} , il PM_{7} , il $\text{PM}_{2,5}$ ed il PM_1 . Il campionatore di polveri sottili è stato installato in località Grotte di Piastra a 6 km circa dal Castello. Si deve evidenziare che il sito Grotte di Piastra è ubicato in zona litoranea, poco interessata dall'impatto antropico e che il campionamento di polveri sottili avviene su una torre di controllo, a 20 m di altezza, sopra la chioma degli alberi. I dati analizzati, che devono essere considerati preliminari, mostrano già alcune particolarità, pur essendo ancora in fase sperimentale. Si è evidenziato, infatti, un innalzamento delle concentrazioni di $\text{PM}_{2,5}$ in assenza o scarsità di precipitazioni ed una notevole diminuzione in presenza di eventi piovosi. Nella Fig. 5 sono riportate le medie orarie del $\text{PM}_{2,5}$ durante alcuni giorni di campionamento e si notano i valori più elevati durante le ore notturne, in cui probabilmente si verifica una maggiore deposizione di particelle per la diminuzione dell'intensità dei venti.

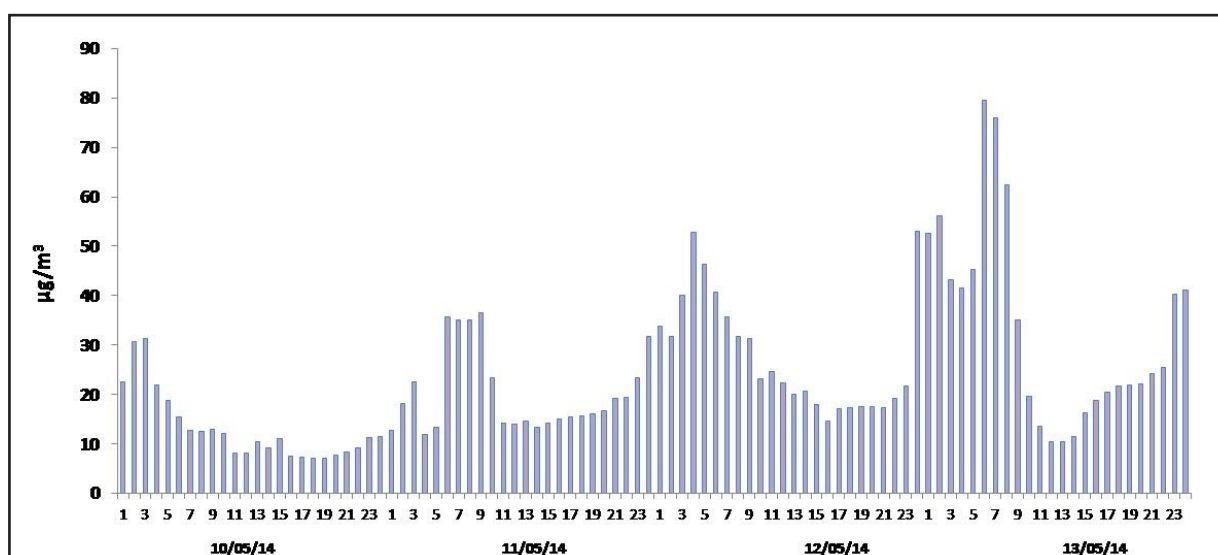


Figure 5 - Esempio di tracciato record con valori orari delle deposizioni di particolato raccolto in Maggio 2014.

Discussione e conclusioni

La valutazione preliminare dell'andamento delle concentrazioni di metalli pesanti e macro elementi in tre siti con differenti caratteristiche, all'interno della area naturale protetta di Castelporziano, ha permesso di evidenziare sia l'influenza dell'impatto antropico, sia quella dei processi di trasporto di inquinanti a breve e a lunga distanza. In considerazione della loro diversa ubicazione e dei differenti fattori che influenzano le deposizioni atmosferiche, le tre stazioni mostrano andamenti di concentrazioni di metalli pesanti caratteristici. Le concentrazioni più elevate si ritrovano nella stazione di Castello, maggiormente influenzata dalla vicinanza di attività umane e agricole. Tor Paterno risente, invece, della vicinanza alla costa e del trasporto di inquinanti a lunga distanza, mentre nella stazione di Trafusa si nota l'impatto del passaggio di animali e della vicinanza di una strada intensamente trafficata. Anche se le emissioni di metalli pesanti sono significativamente diminuite nel corso degli ultimi anni, per la messa al bando del piombo dalle benzine e i miglioramenti tecnologici nel controllo delle emissioni, questi sono ancora presenti in atmosfera, spinti anche a grande distanza dalle fonti dal trasporto diffuso.

Lo studio dei metalli pesanti nell'atmosfera e nelle deposizioni atmosferiche è quindi di notevole importanza per verificare l'impatto delle diverse fonti antropogeniche sull'ambiente e la loro tossicità assoluta e potenziale per l'uomo e gli altri organismi viventi. Le informazioni deducibili da una stima corretta dei metalli pesanti (Morselli et al. 1999) sono cruciali per la valutazione della qualità dell'ambiente. Per tale motivo, i diversi andamenti delle concentrazioni di metalli pesanti in un ecosistema forestale a medio-bassa pressione antropica ma vicino ad aree urbane, come la Tenuta di Castelporziano, possono costituire un indicatore di inquinamento molto efficace per stabilire i fattori che influenzano la loro diffusione e la loro distribuzione spaziale e temporale e dimostrano come questi elementi possono costituire traccianti di contaminazione (Morselli et al. 2004) per individuare sia la loro diffusione e distribuzione nell'ambiente, sia la fonte di provenienza e le interazioni con diversi corpi recettori.

Questa ricerca sarà proseguita con la continuazione del monitoraggio e l'analisi dettagliata dei flussi mensili e stagionali in correlazione con i fenomeni meteorologici coincidenti con il periodo di campionamento e con i risultati ottenuti mediante l'analisi delle acque di dilavamento degli alberi e la determinazione di altri metalli pesanti indicatori di fonti specifiche di inquinamento, quale ad esempio l'arsenico. Infine, le analisi del particolato ed il pH

forniscono informazioni aggiuntive sui fattori di impatto sull'ecosistema forestale di Castelporziano.

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano il Segretariato Generale della Presidenza della Repubblica, la Direzione della Tenuta di Castelporziano, la Commissione Tecnico-Scientifica di Castelporziano, l'Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL e l'Osservatorio Centro Multidisciplinare degli Ecosistemi Costieri Mediterranei per aver consentito lo svolgimento di questo studio.

Si ringraziano anche gli anonimi revisori per le loro preziose osservazioni.

Bibliografia

- Aromolo R., Benedetti A., Fiorelli F., Francaviglia R., Gataleta L., Marchionni M., Morselli L. 1999a - *Approccio metodologico allo studio integrato dei metalli pesanti nell'ambiente*. In: Atti della Conferenza Organizzativa Inquinamento del suolo da metalli pesanti, 6- 7 maggio Sassari: 8.
- Aromolo R., Benedetti A., Fiorelli F., Francaviglia R., Gataleta L., Marchionni M., Morselli L. 1999b - *Valutazione interdisciplinare della vulnerabilità all'acidificazione e della qualità dei suoli della Tenuta Presidenziale di Castelporziano*. In: Atti del V Congresso Nazionale di Chimica Ambientale SCI, 8-11 giugno Lerici: 52-53.
- Francaviglia R., Aromolo R., Gataleta L., Morselli L., Brusori B., Passarini F., Novo A., Olivieri P. 2001a - *Monitoraggio delle deposizioni atmosferiche umide e secche presso la Tenuta Presidenziale di Castelporziano*. Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL, Collana Scritti e Documenti XXVI: 331-341.
- Francaviglia R., Gataleta L., Marchionni M., Aromolo R., Benedetti A., Morselli L., Brusori B., Olivieri P. 2001b - *Valutazione della vulnerabilità all'acidificazione e della degradazione microbiologica dei suoli della Tenuta Presidenziale di Castelporziano*. Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL, Collana Scritti e Documenti XXVI: 377-395.
- Francaviglia R., Gataleta L., Marchionni M., Trinchera A., Aromolo R., Benedetti A., Morselli L., Brusori B., Olivieri P. 2004 - *Soil quality and vulnerability at a Mediterranean natural ecosystem of Central Italy*. Chemosphere (55) 3: 455-466.
- Morselli L., Iannuccilli A., Barilli L., Olivieri P., Francaviglia R., Aromolo R., Di Carlo V. 1998 - *A methodological proposal for the monitoring of atmospheric depositions and evaluation of critical loads exceedences*. Annali di Chimica 88: 645-655.
- Morselli L., Barilli L., Olivieri P., Cecchini M., Aromolo R., Di Carlo V., Francaviglia R., Gataleta L. 1999 - *Heavy metals determination in dry surrogate depositions*. Characterization of an urban and a natural site. Annali di Chimica 89: 739-746.
- Morselli L., Brusori B., Passarini F., Francaviglia R., Gataleta L., Marchionni M., Aromolo R., Benedetti A., Olivieri P. 2004 - *Heavy Metals Monitoring at a Mediterranean Natural Ecosystem of Central Italy*. Trends in Different Environmental Matrixes. Environment International 30: 173-181.