



**Dipartimento di Scienze e Tecnologie per l'Agricoltura, le Foreste,
la Natura e l'Energia
(DAFNE)**

Dottorato di ricerca
(XXVI CICLO)

Indirizzo

“Scienze e tecnologie per la gestione forestale e ambientale”

**Gap cutting system: un approccio per il restauro della
biodiversità nelle aree protette**

Coordinatore: Prof.ssa Rosanna Bellarosa

Tutor: Prof. Adele Muscolo

Co-tutor: Prof. Roberto Mercurio

Dottorando: Dott. Silvio Bagnato

Alla mia famiglia

Indice

Prefazione.....	4
1. Introduzione.....	5
<i>la biodiversità</i>	
<i>Italia e biodiversità</i>	
2. Teoria delle buche e sua applicazione in selvicoltura.....	16
<i>La dinamica delle buche</i>	
<i>Ecologia delle buche</i>	
<i>Temperatura del suolo e dell'aria</i>	
<i>L'umidità del suolo</i>	
<i>La radiazione solare</i>	
<i>Ciclo dei nutrienti e della sostanza organica</i>	
<i>Biodiversità e dinamiche della vegetazione</i>	
<i>Le dimensioni delle buche</i>	
<i>Forma delle buche</i>	
<i>Densità e distribuzione spaziale e temporale delle buche</i>	
Interventi da eseguire dopo l'esecuzione del taglio a buche	
<i>Controllo del pascolo</i>	
<i>Controllo degli ungulati</i>	
<i>Scarificazione del suolo</i>	
<i>Controllo della vegetazione</i>	
3. Scopo della tesi.....	25
4. Materiali e metodi.....	26
Descrizione dell'area di studio	
<i>Le faggete dell'Aspromonte</i>	
<i>Clima</i>	
<i>Suolo</i>	
<i>Vegetazione</i>	
Apertura dei gap	
Misure delle variabili microclimatiche	
<i>Umidità del suolo</i>	
<i>Temperatura del suolo</i>	

Radiazione

Analisi chimiche e biochimiche del suolo

Rilievi sui semenzali

Incrementi piante di margine tramite carotaggi

Analisi statistica

5.	Risultati e discussione.....	35
	Risultati	
	<i>Umidità del suolo</i>	
	<i>Temperatura del suolo</i>	
	<i>Radiazione</i>	
	<i>Caratteristiche chimiche e biochimiche del suolo</i>	
	<i>Rapporto C/N</i>	
	<i>Fenoli</i>	
	<i>K</i>	
	<i>NH₄</i>	
	<i>FDA</i>	
	<i>Deidrogenasi</i>	
	<i>Rinnovazione</i>	
	<i>Incrementi piante di margine tramite carotaggi</i>	
	Discussione	
6.	Considerazioni.....	55
7.	Riflessioni.....	55
8.	Ringraziamenti.....	56
9.	Bibliografia.....	57

Prefazione

Questo lavoro è focalizzato sulla definizione, evoluzione ed applicazione della Gestione Forestale Sostenibile (GFS) per il restauro della biodiversità in aree protette, valutando le metodologie disponibili per rendere concreti i Principi ed i Criteri su cui si basa la GFS e valutando gli impatti della loro attuazione sulle nostre foreste. Il lavoro prende in considerazione i numerevoli aspetti della sostenibilità della gestione forestale, costituiti da lavori pubblicati o in fase di pubblicazione. In particolar modo il manoscritto introduce il concetto di Biodiversità e di Gestione Forestale Sostenibile. Analizza le radici della sostenibilità enunciando il concetto originario ed analizzando la sua progressiva evoluzione fino ai tempi odierni. Approfondisce il concetto di sostenibilità analizzandolo nel contesto forestale ed esaminando le tappe fondamentali degli accordi nazionali ed internazionali, governativi e non, che hanno permesso lo sviluppo di tale concetto. Evidenzia come sia possibile effettuare un'utilizzazione corretta e quindi sostenibile delle nostre foreste e delle foreste mondiali e si riportano lavori bibliografici che mettono in risalto l'importanza della pianificazione dei lavori forestali per minimizzare gli impatti ambientali. Oltre a questo si mettono in evidenza studi che esaminano la metodologia di lavoro in relazione al restauro delle foreste in aree protette.

1. Introduzione

La Biodiversità

Il termine biodiversità (*biodiversity*, abbreviazione di *biological diversity*) coniato nel 1988 dall'entomologo americano Edward O. Wilson.), indica l'insieme di tutte le forme viventi geneticamente diverse e degli ecosistemi ad esse correlati. Implica tutta la variabilità biologica: di geni, specie, habitat ed ecosistemi. La Convenzione ONU sulla Diversità Biologica (Convention on Biological Diversity, CBD) ha definito la biodiversità come la varietà e variabilità degli organismi viventi e dei sistemi ecologici in cui essi vivono, evidenziandone la diversità a livello *genetico*, di *specie* e di *ecosistema*. La *diversità di specie* misurabile, in un determinato ambiente, in termini di numero o di *frequenza*, rappresenta la rarità o l'abbondanza delle specie in un territorio o in un *habitat*. La *diversità ecosistema* definisce il *numero* e l'*abbondanza* degli *habitat*, delle comunità viventi e degli ecosistemi all'interno dei quali i diversi organismi vivono e si evolvono. La *diversità genetica* definisce la differenza dei geni all'interno di una determinata specie. La biodiversità è la base del funzionamento dell'ecosistema ed è indispensabile per la sua produttività, la perdita di biodiversità e dei servizi ecosistemici può generare costi particolarmente elevati per la società derivanti dalla conseguente perdita di vari servizi di approvvigionamento e di regolazione, come la produzione alimentare, la regolazione delle acque e la resilienza all'inquinamento e al cambiamento climatico. Ciascuna specie, poco importa se piccola o grande, riveste e svolge un ruolo specifico nell'ecosistema in cui vive e proprio in virtù del suo ruolo aiuta l'ecosistema a mantenere i suoi equilibri vitali. L'estensione del concetto di biodiversità all'intero ecosistema porta con sé alcune importanti implicazioni che hanno mutato l'approccio operativo delle discipline tecniche in materia di gestione degli ambienti naturali. Lo studio della biodiversità, infatti, oltrepassa la mera enumerazione e valutazione delle singole specie presenti in una determinata biocenosi. Sono anche gli stessi ecosistemi, considerati in senso olistico, che, biologicamente diversi, per struttura e composizione, forniscono una nuova misura di biodiversità. La diversità biologica, quindi, può avere due differenti chiavi d'interpretazione a seconda della scala spaziale di riferimento. La prima, più piccola, è quella intra-ecosistema. È la più semplice da interpretare, in quanto collegata alla diversità specifica presente all'interno di un determinato ecosistema anche piccolo: biodiversità quale grado di complessità delle singole biocenosi. La conservazione o, se possibile, l'incremento della biodiversità di un ecosistema, va oltre la mera difesa di particolari specie, anche rare o minacciate di estinzione presenti al suo interno. La perdita anche di una sola di esse diminuirebbe, evidentemente in misura variabile, la capacità dell'ecosistema di reagire ad eventuali elementi perturbativi sia interni sia esterni (Nocentini, 2005). La seconda, a scala spaziale più ampia, è quella

inter-ecosistema. L'intero ecosistema, individuato in una determinata scala spaziale, con le sue particolari caratteristiche biologiche ed ambientali, rappresenta l'elemento base rispetto al quale misurare la Biodiversità. La presenza di molti e differenti ecosistemi in una determinata area è la misura di una biodiversità su scala superiore. La conservazione della biodiversità passa quindi attraverso l'attuazione di interventi in grado di pilotare l'ecosistema verso il raggiungimento di una maggiore stabilità ecologica. La base teorica di tale affermazione risiede nel fatto che gli interventi di rinaturalizzazione degli ecosistemi forestali consentono a tali "organismi" (il termine organismo lo utilizzeremo per l'ecosistema inteso in senso olistico) di aumentare la propria capacità omeostatica o meglio di "resilienza". Tale proprietà, da intendere quale capacità di reagire positivamente ad eventuali scompensi dovuti a fattori esterni (essenzialmente connessi alle attività antropiche), o interni (stress climatici, diffusione anomala di parassiti, ecc.), è proporzionale alla biodiversità che li caratterizza: tanto più un ecosistema è complesso tanto più si dimostra in grado di riequilibrarsi in seguito al verificarsi di scompensi più o meno gravi (Ciancio, 2005). Pertanto, l'aumento della biodiversità, in ecosistemi che da semplici diventano sempre più complessi, avvia un circolo virtuoso grazie al quale essi tendono alla stabilità ed alla funzionalità ecologica in misura sempre maggiore ed in modo da richiedere interventi esterni sempre meno intensivi. La conservazione della biodiversità non è, quindi, il mantenimento di una situazione, per quanto ottimale, di un particolare ecosistema o di un gruppo di ecosistemi, in una sorta di ibernazione, ma deve essere finalizzata ad assecondarne l'evoluzione nel tempo e nello spazio in risposta agli eventuali cambiamenti ambientali latu sensu che possono verificarsi. Ciò che si osserva in un determinato istante in un ecosistema, anche sia esso evoluto, non è altro che un momento, un fotogramma, facente parte di un processo evolutivo in continuo mutamento, che rende ciascun sistema naturale sempre diverso nel tempo e nello spazio. La capacità di adattamento di ogni ecosistema a tutti i cambiamenti ambientali e, quindi, la possibilità di evolversi positivamente, sarà tanto più equilibrata quanto maggiore risulterà la sua biodiversità. Le foreste rappresentano il sistema naturale a più alto contenuto di diversità non solo genetica, specifica ed ecosistemica, ma anche storica e culturale. Gli ecosistemi forestali sono sistemi biologici complessi e adattativi, la loro resilienza dipende dal mantenimento dell'eterogeneità e della variabilità, essenziali per consentire l'adattamento (Levin et al., 1998). Le foreste coprono una superficie di 3.870 milioni di ettari, pari al 30% della terra. Le foreste tropicali e subtropicali rappresentano il 56% delle foreste mondiali, mentre quelle temperate e boreali sono il 44%. Le foreste sono quindi essenziali per la protezione della biodiversità del pianeta. Complessivamente le foreste tropicali, temperate e boreali offrono una moltitudine di habitat per piante, animali e microrganismi, ospitando la grande maggioranza delle specie terrestri. Garantiscono un'ampia gamma di beni e servizi, dai prodotti

legnosi a quelli non legnosi. Contemporaneamente forniscono i mezzi di sostentamento e posti di lavoro a centinaia di milioni di persone in tutto il mondo. Anche la stessa diversità biologica delle foreste ha un importante ruolo economico, sociale e culturale nella vita di molte comunità indigene. Le foreste inoltre giocano un ruolo fondamentale per le dinamiche del clima a livello planetario, dando un significativo apporto nella mitigazione del clima come bacini di assorbimento del carbonio. Le foreste, assorbendo biossido di carbonio e inquinanti gassosi e rilasciando ossigeno e particolari gas in traccia, agiscono come importanti regolatori nell'accumulo di gas serra, e scambiano annualmente con l'atmosfera oltre il 60% di tutto il carbonio assorbito dalla biosfera. Inoltre, la capacità delle coperture forestali di ridurre l'albedo, di modificare la temperatura dell'aria e di interagire con i venti, con le precipitazioni e con la chimica della bassa atmosfera determina un'azione diretta delle foreste sul sistema climatico (Scarascia et al., 1999).

L'attuale ritmo di distruzione delle foreste incrementa di circa il 15% le emissioni di carbonio in atmosfera. Basti pensare che gli incendi divampati nella foresta pluviale Indonesiana nel 1997 hanno rilasciato quantità di anidride carbonica pari a quelle emerse annualmente dalla combustione di combustibili fossili in Europa Occidentale. È chiaro quindi che la distruzione delle foreste accelera i cambiamenti climatici. I cambiamenti climatici, a loro volta con un previsto riscaldamento globale di circa 3-4°C, (Watson, 1998), potrebbero causare perdita di biodiversità forestale. È stato stimato che circa un terzo delle foreste del Pianeta potrebbe essere altamente alterato dai cambiamenti climatici in atto (Melillo, 1999; Shriner e Street, 1998).

La gestione delle risorse forestali costituisce, dunque, un tema fondamentale nel contraddittorio quadro dei rapporti tra ambiente e sviluppo. In particolare, la Convenzione delle Nazioni Unite sui cambiamenti climatici (UN-FCCC) e il connesso protocollo di Kyoto ne riconoscono pienamente il ruolo strategico ai fini del contrasto al fenomeno dei cambiamenti climatici globali (FAO, 2004).

Un importante aspetto è infatti quello del ruolo di Sinks (pozzi o serbatoi) di carbonio come “qualsiasi processo o attività o meccanismo capace di assorbire gas ad effetto serra dall'atmosfera necessita di essere incrementato attraverso politiche di Land Use, Land Use Change and Forestry (LULUCF) e cioè di uso sostenibile del suolo, del cambiamento dell'uso del suolo e della forestazione. Le attività di gestione forestale affinché possano essere considerate in linea con le finalità del Protocollo di Kyoto, devono essere condotte secondo specifiche linee programmatiche volte ad evitare che interventi male impostati possano minare l'integrità ambientale, e la biodiversità (Borghetti, 2005). La realizzazione delle “Kyoto Forests”, così come definite dall'Art. 3.3 del Protocollo, può così rivestire un ruolo fondamentale per il raggiungimento di importanti obiettivi di riduzione dei Green House Gas (GHG), anche se, è utile sottolinearlo, tali attività devono essere, sempre e comunque, rispettose degli ambienti naturali in cui vengono realizzate. Se

da un lato sarà così possibile partecipare ad un rinnovato interesse nei confronti delle foreste e della loro gestione, dall'altro sarà utile non dimenticare i principi di "biodiversità" e "sostenibilità".

È compito dell'uomo, soprattutto negli ecosistemi fortemente antropizzati quali quelli presenti nelle nostre aree, individuare le prospettive verso le quali il sistema si muoverà, attraverso lo studio della dinamica che il popolamento ha avuto nel tempo anche in risposta alle diverse forme di governo e trattamento adottate, al fine di applicare le necessarie misure correttive.

L'analisi degli effetti determinati sull'ecosistema dall'applicazione, in due aree originariamente omogenee, di forme di governo e trattamento differenti (ad es. ceduo semplice e alto fusto a tagli successivi) può, certamente, offrire indicazioni rilevanti circa le scelte da adottare in ecosistemi antropizzati, in modo da salvaguardare sia la produttività del popolamento sia la conservazione, o meglio, l'incremento della biodiversità. È evidente che l'analisi e la successiva sintesi degli interventi da adottare in un determinato ecosistema non potranno prescindere dallo studio spaziale dello stesso: maggiore sarà la sua dimensione (in termini di spazio, di numero di specie e di numero di individui per specie), maggiore sarà la sua capacità di resilienza. Recenti studi hanno dimostrato l'estrema fragilità, dovuta proprio alla loro scarsa resilienza, di ecosistemi piccoli (o semplici) e frammentati. Le limitate dimensioni, ovvero la frammentazione delle biocenosi, determinano l'isolamento reciproco delle specie in essi presenti. Ciò impedisce il normale flusso spaziotemporale di tali specie e pertanto rallenta o impedisce l'incremento della biodiversità reciproca negli ecosistemi. Questi rimangono così, scarsamente resilienti e pertanto, se non opportunamente indirizzati da interventi esterni, rischiano di involvere verso fasi di progressivo degrado. A questo punto diventa complessa l'applicazione di tali concetti nei sistemi naturali reali in cui l'evoluzione spaziotemporale è spesso di difficile lettura ed interpretazione. Si consideri, inoltre, che i nostri sistemi naturali hanno diversità biologiche spesso solo apparentemente in equilibrio: in realtà, sono il frutto di intensi interventi antropici che hanno favorito alcune specie piuttosto che altre per implicazioni di tipo storico, culturale e soprattutto economico. Ne consegue che, per le modalità operative, si rivela necessario individuare la scala spazio-temporale sulla quale calibrare le modalità di gestione che, attraverso la selvicoltura su basi naturalistiche, possano salvaguardare la biodiversità delle cenosi trattate. L'analisi della biodiversità dovrà sempre considerare, nelle sue premesse, la scala spaziale di riferimento: il singolo "popolamento" o l'insieme di popolamenti di una stessa zona, comprendenti non solo le aree forestali propriamente dette ma anche le piccole presenze antropiche estensive, che di frequente si incontrano nei territori silvopastorali (piccoli orti, aie, piccoli allevamenti, pascoli, ecc.). All'interno del singolo popolamento, la biodiversità andrà semplicemente misurata come valore della diversità specifica e strutturale. Maggiore è il numero delle specie, sufficientemente rappresentate, tanto più alta sarà la biodiversità. "L'indice di diversità

di Shannon” o il “numero di diversità di Hill” ne forniranno la misura numerica. Individui di specie diverse, presenti in più strati e di differenti età, consentiranno la presenza di una serie di altre specie di microrganismi.

In Italia, e in special modo nella parte sud, gli ecosistemi forestali sono caratterizzati da una notevole molteplicità strutturale e compositiva di frequente legata alle differenti culture e tradizioni che, nel tempo e nello spazio, ne hanno indirizzato lo sviluppo. La conservazione della biodiversità di tali ecosistemi deve, di conseguenza, essere basata sulla lettura delle dinamiche spaziotemporali dei popolamenti e delle interazioni antropiche e naturali che sono intervenute sul popolamento. In questa direzione ogni attività dovrà essere opportunamente calibrata al fine di non oltrepassare il limite del “fondamentalismo ambientalista”. Tutti gli interventi, dovranno quindi essere realizzati secondo prospettive che tengano in considerazione la difesa e la conservazione della biodiversità, per l’aumento dei Sinks di carbonio, e che rispettino la centralità dell’uomo nell’ecosfera di cui egli è, comunque, parte. La contrapposizione biocentrismo-antropocentrismo che pervade le differenti posizioni delle scuole di pensiero che teorizzano a proposito del criterio di sostenibilità, dovrà essere necessariamente superata adottando soluzioni di mediazione. Delle quattro principali posizioni proposte da Ciancio et al. (Ciancio et al., 2001), legate all’asse tecnocentrismo-ecocentrismo (sostenibilità molto debole, sostenibilità debole, sostenibilità forte e sostenibilità molto forte), dovrà trovare applicazione quella che meglio riesca a mediare la sostenibilità ambientale con il mantenimento e l’auspicabile estensione ai paesi poveri, ed in via di sviluppo, del tenore di vita presente nel mondo occidentale. Tra i due estremi tracciati da Naess, che vanno da un’ecologia deep (profonda), che non attribuisce all’uomo alcun diritto prioritario sull’ecosfera, ad una ecologia shallow (superficiale), che non mette in discussione il modello economico delle democrazie occidentali e che attribuisce unicamente allo sviluppo scientifico e tecnologico il compito di individuare modelli a minor impatto ambientale, è necessario trovare un momento di confronto e mediazione. È vero che la diversità biologica deve essere associata alle singole forme di vita come a concetti più complessi quali ecosistema e paesaggio, ma è anche vero che lo sviluppo della vita umana deve conservare la dignità che le compete: la conservazione degli ecosistemi contribuisce in maniera sostanziale ad elevare il livello della qualità della vita dell’uomo e determina la sua crescita culturale. È un circolo virtuoso che, attraverso tale consapevolezza, porta l’uomo ad un’attenzione crescente verso l’ecosfera. La natura dell’uomo è la sua cultura e l’uomo percepisce la natura attraverso la cultura (Patrone, 2005).

Italia e biodiversità

L'Italia è tra i Paesi europei più ricchi di biodiversità. La varietà di condizioni bio-geografiche, geo-morfologiche e climatiche che ne caratterizza il territorio fa di essa una straordinaria area di concentrazione sia di specie, sia di *habitat*. In Italia sono stati identificati diversi punti “ad alta densità” di biodiversità di importanza planetaria (chiamati *hot spot* in termini scientifici), come quelli localizzati nelle isole tirreniche, nelle Alpi Marittime e Liguri, e nella catena appenninica, caratterizzata da un elevato numero di specie endemiche. (GIS Natura, MATT, 2005). L'Italia è il Paese europeo che in assoluto presenta il più alto numero di specie vegetali con un ricco patrimonio forestale. Il secondo inventario delle foreste nazionali, operato dal Corpo Forestale dello Stato nel 2005, ha evidenziato la presenza di 8.760.000 ettari di foreste, cui devono aggiungersi 1.710.000 ettari di formazioni forestali rade o basse, e di formazioni arbustive e cespugliate. In totale le foreste coprono circa un terzo del territorio nazionale, grazie alle politiche e alle misure di conservazione delle foreste, alla piantagione di nuovi boschi e all'espansione naturale del bosco su terreni agricoli abbandonati, in aree collinari e montane del Paese. Questa ricchezza di biodiversità è però seriamente minacciata dall'attività antropica e dai cambiamenti climatici. Il quadro relativo ai livelli di minaccia delle specie animali e vegetali sul territorio nazionale è abbastanza preoccupante. Buona parte del nostro territorio, come quello di molti paesi industrializzati, è usato intensivamente. Alcuni tipi di habitat, come le dune e i corpi idrici, risultano degradati o frammentati, perdendo la loro capacità di fornire i tradizionali servizi ecosistemi. Fattori di pressione, quali il consumo di suolo per nuovi insediamenti civili e industriali e l'inquinamento del suolo e delle acque, continuano a esercitare la loro intensità sulla biodiversità. Sono 1020, circa il 15% del totale, le specie vegetali superiori che ora sono minacciate di estinzione (Rossi et al., 2013). Per le piante inferiori, il 40% di alghe, licheni, muschi, felci è in pericolo. Per le specie animali, la metà dei vertebrati presenti in Italia è minacciata d'estinzione, circa un quarto degli uccelli sono a forte rischio di estinzione. (Rondinini et al., 2013).

Nel nostro Paese tutti i sistemi forestali sono stati influenzati, anche se in diversa misura, dall'attività umana - Coltivazione del bosco, semplificazione della struttura e della composizione, riduzione della complessità del sistema - La semplificazione dei sistemi forestali non riguarda solo il numero di specie ma anche la diversità di specie e la varietà di strutture. In aggiunta come affermato dal quarto rapporto di valutazione dell'IPCC del 2007 i cambiamenti climatici stanno producendo alterazioni significative sulle comunità vegetali riducendo la biodiversità e i servizi ecosistemici. aumento delle temperature medie, il mutamento dei sistemi climatici regionali e locali, l'alterazione del regime delle piogge, la maggiore intensità con cui si manifestano i cicloni, le ondate di caldo, le piogge torrenziali, lo scioglimento delle calotte glaciali e dei ghiacciai alpini,

l'innalzamento del livello dei mari. Gli impatti già osservati dei cambiamenti climatici riguardano: gli ecosistemi, sui quali si segnalano alterazioni della distribuzione, composizione, struttura, funzione, fenologia, servizi ecosistemici); le specie, con variazioni di fenologia, distribuzione (migrazione verso nord e quote più elevate, contrazione del range), popolazione; la diversità genetica. I principali elementi di criticità per la conservazione della biodiversità forestale in Italia sono relativi all' abbandono - alla semplificazione delle tecniche colturali e alla concentrazione di utilizzazioni soprattutto cedui in condizioni di accessibilità e di mercato favorevole. Tutto ciò ha portato a perdita di biodiversità, e dal punto di vista ambientale ai cambiamenti climatici in atto, incendi, desertificazione e dissesto idrogeologico. Una gestione forestale che mira a conservare la biodiversità, favorisce l'aumento della loro resilienza e con essa la loro capacità di fronteggiare questi cambiamenti e di continuare a fornire servizi ecosistemici indispensabili.

Il quarto rapporto di valutazione dell'IPCC sostiene che gli ecosistemi terrestri mediterranei sono molto vulnerabili alla desertificazione e prevede un'espansione degli adiacenti sistemi aridi e semi-aridi a fronte di scenari climatici di riduzione delle precipitazioni (specialmente nel periodo estivo) e dell'aumento della temperatura al di sopra dei valori previsti per la scala globale.

Da un'indagine del 2009 dell'Agenzia Europea dell'Ambiente emerge che gli ecosistemi migrano attualmente verso il polo nord alla velocità di 6,1 km e 6,1 m in altitudine per decade e che questa velocità potrebbe aumentare in futuro stanti gli scenari dei cambiamenti climatici.

Per l'area mediterranea si attendono maggiori rischi di estinzione per diverse specie terrestri e variazione della struttura delle comunità; variazione della distribuzione spaziale della flora e la contrazione delle distribuzioni delle foreste, specialmente nel Meridione d'Italia e in aree montane; le specie endemiche mediterranee affronteranno le minacce maggiori, a causa della prevista riduzione delle precipitazioni, maggiore intensità degli incendi, aumento dei fenomeni erosivi; alterazione della fenologia e della stagione vegetativa, della funzione e della produttività degli ecosistemi; gli effetti positivi della fertilizzazione carbonica saranno compensati dalla limitata disponibilità di acqua e dalle più elevate temperature; variazioni della distribuzione spaziale della fauna (mammiferi, rettili e anfibi; perdita di aree umide mediterranee (importanti per la conservazione di specie endemiche e per il loro ruolo nella migrazione degli uccelli).

La regione alpina e gli ecosistemi montani sono considerati particolarmente vulnerabili agli impatti dei cambiamenti climatici. Possibili variazioni potranno riguardare la struttura delle comunità vegetali montane, migrazione a quote maggiori e a nord di animali e piante

La Convenzione sulla Diversità Biologica, è un trattato internazionale, elaborato durante la Conferenza delle Nazioni Unite di Rio de Janeiro nel 1992, al quale fino ad oggi hanno aderito 193 Paesi, l'ultimo in ordine di tempo la Somalia (nel 2010).

La CBD si propone di raggiungere 3 obiettivi primari:

- conservare la diversità biologica;
- favorire un uso sostenibile delle sue componenti;
- distribuire in modo giusto ed equo i benefici economici che derivano dall'utilizzo di queste risorse genetiche siano distribuiti.

La CBD opera concretamente attraverso una Conferenza delle Parti, ossia un'assemblea di tutti i Paesi firmatari della stessa CBD, che si riunisce ogni due anni ed è responsabile della sua attuazione attraverso le decisioni prese di volta in volta in maniera condivisa. La Conferenza delle Parti ha redatto un Piano strategico di azioni per arrestare la perdita di biodiversità. In particolare, era stato preso l'impegno di ridurre in modo significativo entro il 2010 il tasso di perdita della biodiversità (sia animale che vegetale.

Ma l'obiettivo non è stato ancora raggiunto.

L'Unione europea (UE) entro il 2020 si è posta **sei obiettivi prioritari**.

Obiettivo 1: conservare e ripristinare l'ambiente naturale

L'UE deve dare piena attuazione delle direttive «Uccelli» e «Habitat». Queste due direttive sono la colonna portante della politica europea in materia di biodiversità. Finora hanno registrato alcune importanti realizzazioni come la creazione di Natura 2000, la più grande rete mondiale di zone protette che copre più di 750 000 km². Tuttavia i progressi sono ancora insufficienti per conseguire uno stato di conservazione soddisfacente di tutti gli habitat e le specie di importanza europea. Per raggiungere il primo obiettivo di questa strategia, gli Stati membri devono attuare meglio la legislazione esistente. In particolare, essi devono garantire la gestione e il ripristino dei siti Natura 2000, investendo le risorse necessarie.

Obiettivo 2: preservare e valorizzare gli ecosistemi e i loro servizi

il ripristino di almeno il 15 % degli ecosistemi degradati entro il 2020 e lo sviluppo di un'iniziativa volta a garantire che non vi siano perdite nette di ecosistemi e dei relativi servizi entro il 2015 saranno misure indispensabili per conservare e valorizzare i servizi ecosistemici

Obiettivo 3: garantire la sostenibilità dell'agricoltura e della silvicoltura

Gli strumenti previsti nell'ambito della PAC dovrebbero contribuire ad estendere le superfici agricole coltivate a prati, seminativi e colture permanenti attraverso misure di biodiversità entro il 2020.

Entro il 2020 saranno attuati piani di gestione forestale o strumenti equivalenti per tutte le foreste di proprietà pubblica e per le aziende forestali di dimensioni superiori a una determinata superficie. Tali piani dovranno garantire una gestione sostenibile delle foreste per poter beneficiare di finanziamenti a titolo della politica di sviluppo rurale dell'UE.

Le misure adottate per garantire una gestione sostenibile in entrambi i settori devono contribuire anche al conseguimento degli obiettivi 1 e 2 della strategia.

Obiettivo 4: garantire l'uso sostenibile delle risorse alieutiche

Le misure adottate nel quadro della riforma della politica comune della pesca dovrebbero permettere di conseguire il rendimento massimo sostenibile entro il 2015.

Obiettivo 5: combattere le specie esotiche invasive

Ad eccezione della legislazione relativa all'impiego in acquacoltura di specie esotiche e di specie localmente assenti, non esiste attualmente a livello dell'UE una politica globale specifica per combattere contro le specie esotiche invasive.

Obiettivo 6: gestire la crisi della biodiversità a livello mondiale

L'UE deve intensificare il suo contributo alla lotta contro la perdita di biodiversità a livello mondiale mantenendo gli impegni assunti in occasione della 10^a conferenza delle parti (CoP10) della convenzione delle Nazioni Unite sulla diversità biologica, tenutasi a Nagoya nel 2010. In occasione di questa conferenza, l'UE si è impegnata a:

- raggiungere gli obiettivi fissati dal piano strategico mondiale per la biodiversità 2011-2020;
- attuare il protocollo di Nagoya sull'accesso alle risorse genetiche e alla giusta ed equa ripartizione dei benefici derivanti dal loro uso (protocollo APA); e
- mobilitare risorse di finanziamento ulteriori per affrontare la sfida della protezione della biodiversità nel mondo.
- Nel quadro della strategia di arrestare la perdita di biodiversità nell'UE entro il 2020 e proteggere, valutare e ripristinare la biodiversità e i servizi ecosistemici nell'UE entro il 2050, si inserisce la problematica della rinaturalizzazione dei boschi impoveriti come composizione, struttura e funzionalità da una pressione antropica molto elevata in passato per tecnica colturale, pascolo,

incendi. Il bosco fa parte dei “sistemi a complessità organizzata”, intendendo con questa espressione quanto proposto da Warren Weaver in merito ai sistemi dinamici esistenti in natura, che sono caratterizzati da un considerevole numero di variabili connesse in un tutto organico. Questa è la base della filosofia che accompagna la cura dei boschi negli ultimi anni e cioè la selvicoltura sistemica (Ciancio, 1999). Infatti il paradigma scientifico della selvicoltura classica prevede che l’azione antropica sia indipendente dall’ecosistema. Se è indubbio che tale approccio ha consentito in altri tempi di regolare le utilizzazioni dei boschi e porre un freno alla loro distruzione, tuttavia alla luce delle attuali ipotesi sul funzionamento degli ecosistemi e in particolare degli ecosistemi forestali (Pickett et al., 1992, Perry e Amaranthus, 1997), esso appare ormai superato e, soprattutto, assolutamente incapace di fornire un contributo efficace ad una gestione realmente sostenibile. L’effetto di tutto ciò è stato che, per rendere prevedibile il tasso di rinnovazione e garantire una produzione legnosa massima e costante, la selvicoltura e la gestione forestale classica hanno portato alla semplificazione del bosco (Nocentini, 2001). Il paradigma della selvicoltura sistemica prevede che l’azione antropica sia dipendente dall’ecosistema, poiché tende a valorizzare la disformità e la disomogeneità del sistema bosco, considerato un’entità che ha valore in se. Il principio guida è rispettare l’autorganizzazione del sistema non predeterminando la struttura del bosco (Ciancio, 2009). La gestione sistemica, basata sulla selvicoltura sistemica, non cerca di plasmare il bosco secondo modelli predeterminati, finalizzati alla massimizzazione di una o più funzioni, ma procede attraverso l’attento e continuo monitoraggio delle reazioni del bosco agli interventi. Si basa sulla rinnovazione naturale e su interventi a basso impatto ambientale, cioè interventi mirati a conservare e ad aumentare la funzionalità complessiva dell’ecosistema, assecondandone la disomogeneità e la diversificazione strutturale e compositiva in modo da accrescer la capacità di autorganizzazione e di integrazione di tutti i suoi componenti, biotici e abiotici (Ciancio e Nocentini, 2009). Ne deriva che i livelli ottimali di utilizzazione devono essere individuati per tentativi con un’eliminazione degli errori, secondo un approccio adattativo (Ciancio e Nocentini, 1996). La selvicoltura sistemica è la nuova frontiera della Gestione Forestale Sostenibile, la quale così si definisce perché considera il bosco una risorsa rinnovabile che, per essere mantenuta tale, deve essere utilizzata entro un certo limite. Il bosco va, cioè, gestito rispettando il suo ciclo naturale di rinnovazione, garantendo a noi stessi, e soprattutto alle generazioni future, la possibilità di continuare ad utilizzarlo. Quando l’uso travalica nell’abuso si hanno forti diminuzioni del capitale naturale che, a sua volta, genera la modifica degli habitat, il decremento della capacità di accumulo del carbonio, la perdita o il degrado del suolo, l’inquinamento e la riduzione dell’acqua, la contrazione della microflora e della microfauna, il calo della presenza della macrofauna, con danni ambientali talvolta irreversibili (Ciancio, 2002). In quest’ottica si inserisce per la rinaturalizzazione dei sistemi forestali, la tecnica

del Gap cutting system o sistema di taglio a buche. Esso si configura come un taglio colturale di basso impatto ambientale e paesaggistico perché si possono graduare nello spazio e nel tempo tagli di piccola superficie (Mercurio 1999, 2010). Esso è in grado di innescare processi dinamici di insediamento e affermazione delle specie forestali, di creare gruppi che si diversificano per dimensioni, composizione, struttura, età diverse.

2. Teoria delle buche e la sua applicazione in selvicoltura

Quando uno o pochi alberi maturi muoiono e cadono in una foresta, soprattutto a causa di una perturbazione naturale, si crea un vuoto (gap) nella copertura arborea.

L'importanza dei disturbi naturali nel plasmare i paesaggi e influenzare gli ecosistemi è ormai riconosciuta in ecologia. Il disturbo, definito come "qualsiasi evento relativamente discreto nel tempo che altera gli ecosistemi, le comunità o le strutture delle popolazioni, provoca cambiamenti nelle risorse, nella disponibilità di substrato o nell'ambiente fisico" (White e Pickett, 1985), svolge un ruolo importante in tutti gli ecosistemi naturali. Sia su piccola scala con disturbi di scarsa entità (morte di uno o di pochi alberi) che su grande scala con disturbi di grandi dimensioni (incendi, tempeste di vento, pullulazioni di insetti, ecc), si creano le condizioni ideali per la riproduzione e la crescita delle piante. La morte di un albero cambia radicalmente luce, temperatura, umidità del suolo e le sostanze nutrienti disponibili. Queste condizioni favoriscono alcune specie, ma non tutte. Un volta colmato il gap dalle diverse specie vegetali, il microclima e lo stato dei nutrienti, lentamente, tornano ai livelli pre-disturbo e le condizioni determinate tenderanno a favorire una diversa serie di specie. Se un albero che cresce è competitivamente superiore rispetto agli altri, questo persisterà nel tempo (Denslow, 1987; Wright, 2002).

In questi ultimi decenni, maggiore attenzione è stata posta sui trattamenti selvicolturali che imitano il disturbo naturale per conservare la biodiversità e il funzionamento degli ecosistemi, ottimizzando i prelievi di legname e gli accrescimenti (Lindenmayer e Franklin, 2002) . Il Gap cutting sistem è stato recentemente inserito nelle proposte per la gestione sostenibile delle foreste in tutto il mondo. L'applicazione riguarda molte formazioni di latifoglie sempreverdi (Yamamoto 1992b, 1994; Rebertus e Veblen, 1993a) e di latifoglie decidue (Runkle 2000; Yamamoto, 1996) di foreste temperate (Spies et al, 1990) di conifere subalpine (Kanzaki 1984; Foster e Reiners 1986; Veblen, 1986; Lertzman e Krebs 1991; Lertzman, 1992; Yamamoto 1993, 1995) e di foreste boreali (Kneeshaw e Bergeron, 1998). Nelle foreste tropicali, la maggior parte delle ricerche sui gaps sono state basate su dinamiche di breve periodo (anni, decenni) con studi su larga scala (Condit, 1995) o sulle dinamiche a lungo termine (secoli, millenni) attraverso studi paleoecologici (Bush e Colinvaux 1994). Nelle foreste tropicali, l'alto numero di specie, così come la variabilità microambientale limitano notevolmente la capacità di prevederne l'evoluzione futura riguardo a composizione e struttura (Baker et al 2005) .

il Gap cutting sistem (taglio a buche) è stato anche utilizzato in Europa per la conversione e/o la trasformazione di impianti di conifere artificiali in latifoglie miste (Heitz e Rehfuß 1999; Mosandl

e Küssner 1999; Malcolm et al 2001; Kenk e Guehne 2001; Diaci 2002; Zerbe 2002 . Allen et al 2002; . Spiecker et al 2004 ; Mercurio 2005, 2010; Kint et al 2006; Dekker et al 2007) .

Nonostante l'importanza in ecologia forestale, poco è ancora conosciuto sugli effetti delle dimensione e sulla forma dei gaps (createsi in maniera naturale o meno) sia sul microclima che sulla colonizzazione delle diverse specie (Foster & Reiners 1986; Lertzman & Krebs 1991; Yamamoto et al 2011), l'apertura di gaps se casuale o meno nello spazio e nel tempo (Brokaw 1985; Van der Meer e Bongers 1996a; Nuske et al 2009; Howe 1990; Brown 1993; Lertzman & Krebs 1991; Battles et al 1996; Eysenrode et al 1998). Poche sono ancora le esperienze che utilizzano un gran numero di gaps (Runkle 1982; Cuevas 2003; Kathke & Bruelheide 2010). Inoltre dati, più precisi saranno utili per testare i modelli forestali (Chave 1999; Dube' et al 2001; Robert 2003), così come i sistemi selvicolturali che imitano i regimi di disturbo naturale (Lundquist & Beatty 2002; Schliemann & Bockheim 2011) .

La dinamica delle buche (gaps)

Nelle foreste temperate, l'apertura di buche è il processo principale che determina l'insediamento e lo sviluppo della rinnovazione (Runkle 1982), esiste un'ampia letteratura riguardante gli effetti delle buche sui modelli di rinnovazione naturale (Harcombe et al 2002; Kwit e Platt 2003). Queste buche di diversa forma e dimensione variabile sono in grado di determinare una eterogeneità strutturale nella foresta. Nel corso del tempo, queste buche si riempiono di nuove generazioni di specie arboree (Watt 1947, Whitmore 1989) ossia, una volta formate, le buche non rimangono statiche ma si evolvono nel tempo. Questo fenomeno, chiamato "gap dynamics" (Van der Maarel 1988; Brokaw e Busing 2000; Kimmins 2004), ha attirato l'attenzione di molti ricercatori, in quanto la dinamica delle buche sembra essere strettamente correlata alla conservazione delle foreste nonché con alla creazione di nicchie ecologiche (Yamamoto 2000). In tali casi la morte di un singolo albero o più alberi creano eterogeneità dovute ai cambiamenti nei livelli di luce, disponibilità di nutrienti, spessore della lettiera. Questa eterogeneità svolge un ruolo importante nel mantenere la struttura e la composizione in forma dinamica (Grubb 1977; Denslow 1980; Whitmore 1989). Varie esperienze riguardano la dinamica dei gaps: Dietze e Clark (2008) hanno analizzato gaps di origine artificiale negli Appalachi meridionali e Carolina Piedmont (USA) verificando che la riproduzione vegetativa è un importante e non neutrale processo nel plasmare la composizione della comunità vegetale. Bottero et al (2011) hanno indagato le dinamiche dei gaps di origine naturale nei boschi misti di faggio (*Fagus sylvatica* L.), abete bianco (*Abies alba* Miller) e abete rosso (*Picea abies* (L.) Karst.) della Bosnia-Herzegovina verificando che i gaps sono stati originati dal crollo di grandi alberi per senescenza e che vento e neve agiscono come elementi secondari nella caduta di alberi indeboliti, Rouvinen e Kouki (2011) hanno esaminato gli effetti delle

caratteristiche dei gaps nelle pinete di pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) verificando che il taglio a buche può essere utile per diversificare la struttura della foresta ma per avere buoni risultati riguardo la rinnovazione occorre limitare lo sviluppo del sottobosco; Rugani et al. (2013), hanno studiato due riserve di foreste di faggio nella Slovenia meridionale verificando il basso impatto a livello di disturbo delle buche in quanto originate dal crollo casuale di grandi alberi vetusti.

Ecologia delle buche

Le caratteristiche ecologiche di un gap sono molto diverse da quelle della foresta circostante. Le buche sono più luminose e calde a causa del maggiore irraggiamento, i suoli sono più umidi (Denslow 1987). Le buche presentano modifiche sostanziali nella composizione del terreno, a causa di differenze di microclima che influenza la biomassa microbica in termini quantitativi e le sue attività biologiche che a loro volta modificano le proprietà chimico-fisiche del suolo (Denslow 1987). L'apertura di gap è correlata a molti fattori abiotici (la disponibilità di luce, la temperatura dell'aria e del suolo, il deficit di pressione di vapore dell'aria, il contenuto di acqua e di nutrienti) e biotici (qualità dell'humus, microflora e microfauna) e tutte le variabili possono a loro volta influenzare la rinnovazione e il suo sviluppo, la composizione floristica e la struttura. Studi a tale riguardo sono stati effettuati principalmente da Platt e Strong (1989), Denslow e Spies (1990), Coates e Burton (1997) e McCarthy (2001), Schliemann e Bockheim (2011).

Temperatura del suolo e dell'aria

L'aumento della radiazione diretta determina l'innalzamento della temperatura dell'aria vicino al suolo e, a sua volta l'aumento della temperatura del suolo (Malcolm et al. 2001), causando la mortalità di giovani piantine quando la temperatura del suolo supera i 50 °C (Waring e Schlesinger 1985; Helgersson 1990). Diversi studi effettuati in boschi di conifere non hanno mostrato differenze significative nella temperatura media dell'aria, durante il periodo vegetativo, tra buche di dimensioni diverse (Gray et al 2002; Muscolo et al 2007 a, b). Altri autori hanno invece dimostrato che la temperatura del suolo aumenta all'aumentare della dimensione della buca (Gray et al 2002; Gugliotta et al 2006, Muscolo et al 2007 a, b, Sariyildiz (2008) invece ha trovato in boschi di rovere, faggio e castagno nel nord-est della Turchia una correlazione inversa tra le dimensioni spaziali delle buche e l'aumento della temperatura e ha dimostrato una diminuzione della temperatura del suolo all'aumentare delle dimensioni dei gaps. Studi di Ritter et al. (2005) e di Gugliotta et al. (2006) hanno dimostrato che la temperatura del suolo, durante il periodo vegetativo, era più alta al centro rispetto al bordo delle buche. L'aumento della temperatura del suolo durante il periodo estivo è stato osservato anche nella parte settentrionale delle buche (Bauhus 1996; Wright

et al 1998; Gray et al 2002). Questi risultati mostrano un controverso rapporto tra la dimensione dei gaps, la temperatura dell'aria e la temperatura del suolo .

L'umidità del suolo

L'umidità del terreno è un fattore cruciale per la rinnovazione dei boschi mediterranei (Giacobbe 1958). L'impatto dell'apertura della buca è particolarmente significativo riguardo il contenuto di umidità del suolo, che è superiore nella buca rispetto all'interno del bosco come osservato nelle foreste tropicali (Vitousek e Denslow 1986; Veenendal et al 1996; Ostertag 1998; Denslow et al 1998), pinete (Brockway e Outcalt 1998 . Zhu et al 2003) , foreste di conifere temperate (Malcom et al 2001; Gray et al 2002; Cutini et al 2004; Albanesi et al 2005), latifoglie temperate (Bauhus e Bartsch 1995; Ritter et al 2005; Ritter e Vesterdal 2006; Gálhidy et al 2005; Scharenbroch e Bockheim 2007a; Sariyildiz 2008) .

La più alta umidità del suolo nelle buche rispetto al bosco circostante era probabilmente dovuta ad un aumento delle precipitazioni e ad una diminuzione della traspirazione (Zirlewangen e vonWilpert 2001; Zhu et al 2003), le condizioni dell'acqua del suolo variano molto in base alle dimensioni dei gaps (Ochiai et al. 1994; Muscolo et al. 2007 a, b; Sariyildiz 2008). Per quanto riguarda l'umidità del suolo, all'interno dei gaps, nessuna differenza è stata osservata tra il centro e i bordi delle buche (Palik et al 1997; McGuire et al 2001; Gagnon et al 2003; Gugliotta et al 2006). Diversamente, altri studi hanno dimostrato che, l'umidità del suolo era maggiore nel centro dei gaps e diminuiva verso i bordi (Gray et al. 2002; Albanesi et al . 2005; Ritter et al 2005; Mihok et al 2004; Raymond et al 2006), presumibilmente a causa di una maggiore densità di radici (Silver e Vogt 1993; Denslow et al 1998) .

La radiazione solare

Molti studi sulla rinnovazione naturale delle foreste si sono concentrati sulla relazione tra dimensione dei gaps, livelli radiativi e successo della rinnovazione. Poulson e Platt (1989) e Messier (1996) hanno evidenziato che indipendentemente dalla posizione geografica, la quantità di luce che entra nel gap dipende dalla dimensione, dalla posizione topografica, dalla posizione all'interno del gap, dall'altezza degli alberi circostanti, dall'angolo del sole, e dalle condizioni atmosferiche. Numerosi studi (Canham et al 1990; Lieffers et al 1999; McGuire et al 2001; Diaci 2002; Gray et al 2002; Zhu et al 2003; Mihok et al 2005; Albanesi et al 2005; Gugliotta et al 2006; Gálhidy et al 2005; Muscolo et al 2007 a, b; Raddi et al 2009; Diaci et al 2012), mostrano che la quantità di radiazione solare che raggiunge il gap è direttamente correlata alla dimensione e anche

alla posizione all'interno del gap, infatti, elevati valori di trasmittanza PAR sono stati rilevati nel centro piuttosto che al bordo del gap (Canham et al 1990; Brown 1996; Gray e Spies 1996; Palik et al 1997. McGuire et al 2001; Diaci 2002; Gagnon et al 2003; Ritter et al 2005; Gálhidy et al 2005). Un aumento del gradiente di luce dal bordo meridionale del gap verso quello settentrionale durante la stagione vegetativa è stato osservato da Poulson e Platt 1989; Coates 1998, 2000; Wright et al 1998; McGuire et al 2001; Gray et al 2002; Diaci 2002; Gagnon et al 2003; Mihok et al 2005; Raymond et al 2006. Diaci et al 2008). Inoltre, Diaci et al. (2008) e Caquet et al. (2010) hanno trovato una relazione positiva tra altezza della rinnovazione e disponibilità di luce.

Ciclo dei nutrienti e della sostanza organica

In un gap vi è un alto tasso di decomposizione della sostanza organica del suolo e la mineralizzazione, portando a un aumento dei livelli dei nutrienti (Collins e Pickett 1987; Parsons et al 1994; Zhang e Liang e 1995; Poulson e Platt 1996; Bahuš 1996; Palik et al 1997; Denslow et al 1998; Zhu et al 2003; Prescott et al 2003; Ritter 2005; Ritter e Vesterdal 2006; Scharenbroch e Bockheim 2007a, 2008). Incrementi nei livelli di azoto nel terreno, si osservano anche nei gaps creati artificialmente, (Denslow et al 1998).

Gli studi sugli effetti delle dimensioni dei gaps sui tassi di decomposizione della lettiera hanno mostrato risultati contrastanti (Zhang e Zak 1995; Prescott et al. 2003; Ritter 2005 e Sariyildiz 2008; Denslow et al. 1998). Altri studi effettuati, in Appennino indicano che il rapporto C/N, un indice utilizzato per monitorare la decomposizione della sostanza organica del suolo (Taylor et al. 1989), era maggiore nelle buche piccole (in cui i processi di umificazione prevalevano) e minore nelle buche di maggiori dimensioni (dove prevalevano i processi di mineralizzazione) (Muscolo et al. 2007a, b, 2011), le buche piccole erano più favorevoli alle specie tardo-successionali mentre le buche grandi alle specie pioniere o alle prime fasi successionali. La biomassa microbica del terreno, che svolge un ruolo fondamentale nella trasformazione dei nutrienti negli ecosistemi terrestri (Singh et al. 1989; Smith et al. 1993) è un indice della qualità del suolo e viene testata (Groffman et al 2001; Zeng et al 2009), per valutare il grado di perturbazione del suolo, (Ross et al 1982; Smith e Paul 1990). Muscolo et al. (2007b) hanno osservato che la maggior quantità di biomassa microbica, di batteri e popolazione fungina, all'interno di piccoli gaps in pinete contribuisce allo sviluppo di una migliore e più bilanciata, a livello di nutrienti, sostanza organica del suolo ed evidenziando anche che le buche piccole rappresentano la pratica selvicolturale con minor impatto ambientale.

Biodiversità e dinamiche della vegetazione

I gaps permettono di aumentare la diversità degli habitat, la complessità strutturale e specifica, (Runkle 1982, 1991; Denslow 1987; Levey 1988; Whitmore 1989; Attiwill 1994; Tews et al 2004; Obiri e Lawes 2004; Pedersen e Howard 2004; Schnitzer et al 2008; Wang e Liu 2011; Gray et al 2012). Diversi studi hanno dimostrato una maggiore diversità specifica nei gaps rispetto al bosco (Ricklefs 1977; Denslow 1980; Sipe e Bazzaz 1995; Busing e White del 1997; Schumann et al 2003; Kumar e Ram 2005; Van Couwenberghe et al 2010), suggerendo che le specie si insediano secondo un differente gradiente di nicchia all'interno del gap (Wang e Liu 2011; Zhu et al. 2003; Mercurio e Spampinato, 2001; Mercurio 1994, 2000; Cutini et al 2004). Nelle foreste naturali, la biodiversità aumenta subito dopo la creazione del gap e diminuisce con la chiusura del gap. Diversi studi hanno dimostrato l'importanza dei gaps nel mantenere la rinnovazione all'interno di foreste vetuste (Barik et al. 1992; Chandrashekara e Ramakrishnan 1993, 1994; Li et al 2005; Zang e Wang 2002; Zang et al 2005; Vetaas 1997; Sapkota et al 2009; Xi et al 2008). Una caratteristica delle foreste artificiali è la loro diversità di specie costantemente bassa (Coates e Burton 1997). I Gaps nelle foreste artificiali svolgono un ruolo importante in quanto forniscono un habitat per le specie autoctone per germinare e affermarsi (Nakamura et al 2005; Dupuy e Chazdon 2008; Qin et al. 2011).

Le dimensioni delle buche

la Dimensione del gap è spesso usata come indicatore di eterogeneità ambientale e riflette l'entità del disturbo (Ogden et al 1991; Midgley et al 1995; Van der Meer e Bongers 1996a; Lima et al 2008). La dimensione delle buche influenza numerosi processi biologici come accrescimento e sviluppo, ciclo dei nutrienti, disponibilità idriche e radiative. Diversi autori (Zhang e Zak 1995; Gray et al 2002; Muscolo et al 2007b; McCarthy 2001; Coates 2002; Schliemann e Bockheim 2011) sostengono che la dimensione massima di un gap dovrebbe essere fissata intorno ai 1000 m², in quanto dimensioni più grandi presentano caratteristiche microclimatiche talmente diverse che le fanno assimilare alle radure.

Le dimensioni e l'età del gap sono correlate tra loro e danno informazioni importanti per la gestione forestale sostenibile (Diaci et al. 2012). Le specie pioniere si rinnovano su grandi gap o in piccoli gaps di nuova formazione (Canham 1989; Yamamoto 1992; Coates e Burton 1997; Mc Carthy 2001; Obiri e Lawes 2004; Nagel et al 2010). Secondo Whitmore (1982) 1000 m² rappresenta la dimensione minima di un gap che è necessaria per la rinnovazione di specie pioniere. Invece secondo Büsing (1994), 400 m² è la soglia limite sotto la quale le specie pioniere non sono in grado di rinnovarsi.

Le specie eofile aumentano all'aumentare delle dimensioni dei gaps (Van de Meer et al. 1999; Zhu et al. 2003; Garbarino et al. 2012), mentre le specie tardo-succesionali o tolleranti l'ombra di trovano in gap piccoli o in quelli più vecchi (Canham 1989; Obiri e Lawes 2004; Nagel et al 2010; Wang e Liu 2011). I piccoli gaps nelle pinete o in popolamenti di specie pioniere favoriscono le specie tardo-succesionali spesso autoctone (Van der Meer et al 1999; Gugliotta et al 2003, 2006; Kint et al 2006; Muscolo et al 2011).

Nella tradizionale selvicoltura italiana le dimensioni delle buche variano tra 400 e 1500 m²; 400-500 m² (De Philippis 1948); 500-1000 m² (Cappelli 1988); <1.000-1.500 m² (Piuksi 1994); 600-1500 m² (Del Favero 2010). La maggior parte degli autori hanno indicato che il rapporto tra il diametro della buca e l'altezza degli alberi circostanti più alti (d / h) non deve superare il valore di 1-1,5. Malcom et al . (2001) sostengono che il rapporto >2 è ottimale per la rinnovazione di specie esigenti di luce (larice, pino), Il rapporto compreso tra 1.0 e 2.0 per le specie intermedie (douglasia) mentre un rapporto <1.0 per le specie tolleranti l'ombra (abete). Nyland (2002) ha successivamente suggerito che aperture gap dovrebbero essere larghezza 1 o 2 volte più ampia rispetto all'altezza degli alberi circostanti.

Dimensioni massime di buche naturali.

m ²	Autore
200	Mc Carthy 2001
500	Attiwill 1994
600	Coates and Burton 1997
1000	Runkle 1985, Denslow 1987, Yamamoto 1992, 2000, Schliemann and Bockheim 2011
1135	Seymour et al. 2002

Forma delle buche.

La forma influenza il microclima del gap (Brown 1993; Salvador-Van Eysenrode et al 1998) e la disponibilità delle risorse (Canham et al 1990; Lertzman e Krebs 1991). In generale, buche strette e irregolari ricevono a livello del suolo molto meno radiazione fotosinteticamente attiva (PAR) di buche circolari della stessa dimensione. Vi sono numerose forme di gap naturali: campana (Oldeman 1978), ellisse (Runkle 1981) triangolo (Salvador-Van Eysenrode et al. 1998), e circolare (Brokaw 1985; Clinton et al 1993; Goldblum 1997), anche se prevalgono le forme irregolari (Lertzman e Krebs 1991; Battaglie et al 1996; Gagnon et al 2004; Schliemann e Bockheim 2011; Spies et al 1990)

Sulla base delle forme dei gap naturali, le forme usate nella selvicoltura sono:

- Circolare (De Philippis 1948; Perrin 1954; Cappelli; 1988; Piusi 1994; Malcom et al 2001; Del Favero 2010).
- Ellittica (più opportuna per limitare gli effetti delle turbolenze del vento) (Runkle 1981; Del Favero 2010).
- Quadrata (De Philippis 1948; Perrin 1954; Cappelli 1988; Piusi 1994; Del Favero 2010).

Densità e distribuzione spaziale e temporale delle buche.

La distribuzione dei gaps può essere geometrico-sistematica (un gap x ogni metro lungo linee rette), o irregolare, distanziati in relazione all'età del popolamento, alla struttura alla distribuzione delle strade forestali. La frequenza della creazione di gaps ha importanti conseguenze per la composizione delle specie e la struttura del bosco. Il tasso di apertura di gaps nelle foreste temperate mature naturali varia da 0,5 fino a 2,0 % anno⁻¹ (Brokaw 1985; Runkle1985) . L'intervallo nella apertura di gap naturali nel nord-est dell'America del Nord è di 50-200 anni (Runkle 1982; Seymour et al 2002).

Interventi da eseguire dopo l'esecuzione del taglio a buche

Controllo del pascolo

Il pascolo del bestiame e la produzione di legname non sono compatibili (Gillet e Gallandat 1996). Il sovrapascolamento bovino (Frost et al. 1986) aumenta l'erosione del suolo, accelera l'esaurimento delle sostanze nutritive, induce l'acidificazione del suolo, la compattazione e provoca la formazione di humus idromorfici (Clary e Medin 1990; Gratzner et al. 1999). Il principale effetto immediato del calpestio dei bovini, riguarda la qualità fisica dei suoli (Imhoff et al. 2000) che a sua volta influisce sul movimento dell'acqua e dei nutrienti movimento attraverso il suolo (Di et al. 2001), diminuisce la Capacità di saturazione del suolo, (Gokbulak 1998) e riduce l'infiltrazione dell'acqua nel suolo del suolo (Dadkhah e Gifford 1981; Mwendera e Saleem 1997). Altri autori (Newman e Powel 1997; Pour et al 2012) hanno messo in evidenza che il pascolo interferisce con l'habitat della fauna selvatica (Yonzon e Hunter 1989) semplificando la struttura della vegetazione e alterando la composizione delle specie vegetali (Branson 1985; Vavra et al 1994). Numerosi studi selvicolturali (Timmins 2002; Zamorano - Elgueta 2012) hanno evidenziato che, il pascolo causa numerosi danni alla rinnovazione impedendo così qualsiasi forma di trattamento selvicolturale basato sulla rinnovazione naturale.

Controllo degli ungulati

L'apertura di buche in foreste prive di radure favorisce la crescita di erbe e arbusti e richiama gli ungulati causando danni anche alla rinnovazione naturale.

Le misure preventive (repellenti e recinzioni) sono talvolta inefficaci (Mercurio 1994), le uniche forme preventive efficaci riguardano una riduzione delle popolazioni (che a volte si rivela inefficace per l'alto tasso di natalità degli ungulati (Milner et al. 2006) e un riequilibrio della foresta tra spazi boscati e a prato (Kuijper et al. 2009).

Scarificazione del suolo

La scarificazione del suolo che consiste nel rimuovere gli strati organici superficiali del suolo è una tecnica ampiamente utilizzata per migliorare la rinnovazione delle foreste (Archibold et al 2000; Zaczek 2002). Facilita la germinazione e lo sviluppo dei semenzali eliminando la concorrenza erbacea, aumentando la disponibilità di elementi nutritivi (Ozawa et al 2001; Karlsson e Orlander 2000). La scarificazione è particolarmente utile per le specie pioniere (Henry e Swan 1974; Putz 1983; Nakashizuka 1989).

Controllo della vegetazione

Lo sviluppo della vegetazione erbacea nei primi anni può avere effetti sfavorevoli accentuando la competizione per la luce, acqua e gli elementi nutritivi ma anche effetti favorevoli per la protezione dei semenzali soprattutto nel periodo estivo dagli eccessi radiativi e dal disseccamento del suolo (Diaci 2002, Mercurio 2010).

Per compensare questi due effetti in ambiente appenninico è utile la riduzione parziale della vegetazione erbacea nei primi anni dopo l'apertura della buca.

3. Scopo della tesi

Lo scopo della presente tesi è stato quello di verificare se il sistema di taglio a buche (Gap cutting system) può essere lo strumento di gestione forestale sostenibile che incrementa la biodiversità (restauro forestale) in boschi impoveriti nella loro composizione, struttura e funzionalità dalla forte pressione antropica, preservando la qualità del suolo. Gli obiettivi specifici sono stati quelli di:

- determinare gli effetti di buche con diverse dimensioni, denominate piccole, medie e grandi in relazione alla dimensione dell'apertura (200, 400, 600 mq) sulla reintegrazione di rovere meridionale nel bosco di faggio;
- verificare le dinamiche di sviluppo della rinnovazione rispetto ai fattori ambientali (PAR, umidità e temperatura), e alle caratteristiche fisico-chimiche e biologiche del suolo;
- valutare le opportunità di sviluppo di specie diverse dal faggio, con lo scopo di incrementare la biodiversità forestale.

4. Materiali e Metodi

Area di Studio

L'area sperimentale ricade nell'Appennino Meridionale, sul macroversante ionico dell'Aspromonte. Le foreste dell'Alto Aspromonte hanno una suggestiva orografia. Il paesaggio dell'Aspromonte è un susseguirsi di ripiani, costoni e valloni profondi con idrografia caratterizzata da corsi d'acqua di tipo torrentizio, brevi e ripidissimi, che danno origine alle note fiumare. Dal punto di vista idrografico le foreste comprendono interamente le testate dei torrenti Aposcipo, Ferraina e Butramo, che ricadono nelle Fiumare Laverde e Bonamico e quella del torrente Menta, che ricade nella Fiumara Amendolea.

I boschi dell'Aspromonte sono stati oggetto di una pressione antropica plurisecolare. Le prime distruzioni (per ricavarne legname da costruzione e pece) dell'immenso patrimonio boschivo della Sylva Brutia, che si estendeva senza soluzione di continuità dalla Piana di Sibari allo Stretto di Messina, si verificarono in epoca romana; proseguite nel corso dei secoli per far posto a colture agrarie e per ricavare combustibile. Il fenomeno della riduzione della superficie boscata assunse caratteristiche macroscopiche dalla fine del settecento al periodo preunitario (Gangemi, 1985). I boschi non sono mai stati oggetto di attenzioni e di razionali pratiche colturali, come hanno osservato i viaggiatori inglesi della fine del XIX secolo (Douglas, 1915). Solo in seguito alle intense utilizzazioni industriali della prima metà del '900, in seguito alle alluvioni degli anni '50 che colpirono duramente questo territorio calabrese, si cominciò a valutare l'importanza ambientale, economica e sociale del bosco. L'altro elemento che ha contribuito al degrado del bosco aspromontano è stato il pascolo incontrollato, indubbia fonte di sussistenza per le popolazioni locali. Ancora oggi gli animali vengono lasciati incustoditi, liberi di vagare nei boschi alla ricerca di cibo e di riparo. Allo stato attuale il fattore che condiziona maggiormente la conservazione del bosco almeno fino a circa 1200 m di quota è il fuoco.

Le faggete dell'Aspromonte

Le faggete dell'Aspromonte occupano un vasto territorio che si estende tra i 1950 (vetta del Montalto) e i 1000 m, anche se, occasionalmente, si può osservare la presenza della faggeta fino ai 600-500 m, nelle zone dove le condizioni di umidità lo permettono, come in alcune vallate del versante tirrenico (Delianuova, S.Eufemia d'Aspromonte).

Il trattamento di queste faggete riprende la fenomenologia degli interventi delle faggete meridionali. La legge forestale del Regno delle due Sicilie del 21.6.1826, di ispirazione francese, prevedeva il «taglio a raso con riserve» (*tire et aire*) ma una volta rinnovato il soprassuolo, come ha fatto notare Hofmann (1956, 1991), raramente si eseguiva il taglio di sgombro delle riserve. Come retaggio culturale di questa legge, anche l'applicazione del trattamento a tagli successivi ha subito modifiche nella applicazione alla faggeta, infatti si eseguiva un forte taglio di sementazione che colpiva anche il 50% della massa in piedi senza poi eseguire il taglio di sgombro (Masci *et al.*, 1999). Diffusi sono stati i cosiddetti tagli «a scelta» nelle proprietà comunali e private. Ancora oggi si esegue la martellata delle piante che devono essere tagliate (di solito l'intervento viene limitato intorno al 20% della massa), con valutazioni di ordine soggettivo; in genere, la scelta ricade sui fusti morfologicamente migliori e raramente vengono effettuati interventi colturali a vantaggio dell'intera compagine come diradamenti, eliminazione di piante deperienti. A complicare ulteriormente la situazione non sono mancati tagli abusivi. In larga parte le faggete sono state sottoposte al trattamento a ceduo semplice matricinato (ora non più praticato), per cui si è in presenza di popolamenti che impropriamente vengono definiti «invecchiati» in quanto, come hanno fatto notare Amorini *et al.*, (1995), si evidenziano processi di crescita positivi e una forte dinamica evolutiva. Di conseguenza prevalgono strutture non riconducibili né a quelle coetanee né a disetanee in senso classico: spesso si alternano tipi strutturali quanto mai diversi e variabili anche in brevi spazi: gruppi di origine agamica con soggetti di grandi dimensioni, fustaie assai rade con soggetti ramosi di cattiva forma che comunque esercitano una copertura del suolo ma che deprimono ogni soggetto nello strato inferiore. Dove invece si sono eseguiti interventi razionali il soprassuolo è sostanzialmente monoplano.

Le caratteristiche bioclimatiche e stazionali, nonché la presenza di specie indicatrici, suggeriscono che, dal punto di vista delle tipologie forestali, la faggeta in questione sia ascrivibile alla sottocategoria “faggeta microterma” (sottotipo “tipica”) (Caminiti *et al.* 2002).

Le faggete microterme tipiche in Aspromonte si trovano in genere su suoli profondi, con una buona disponibilità idrica e, in generale, nelle zone pianeggianti o con scarsa pendenza. Si tratta di faggete

localizzate a quote comprese tra 1400-1500 e 2000 m, interessate da basse temperature ed dalla presenza del manto nevoso fino a primavera inoltrata. Esse hanno un periodo vegetativo ridotto e accusano uno stress idrico da aridità fisiologico (Piovesan et al., 2005b).

Lo strato arboreo superiore è formato essenzialmente dal faggio. Lo strato arbustivo è pressoché assente e rappresentato dal faggio arbustivo, mentre nello strato erbaceo è frequente la *Campanula trachelium* e di altre specie che mostrano un buon adattamento alla mancanza di luce diretta ed al contatto dell'humus grezzo (*Viola reichenbachiana*, *Neottia nidus-avis*, *Lamium flexuosum*) (Brullo et al 2001).

La faggeta microterma tipica rappresenta una formazione climacica della fascia montana superiore. La fruttificazione è scarsa come pure la rinnovazione naturale del faggio e di altre specie (Spampinato et al., 2008).

Sotto il profilo fitosociologico le faggete microterme dell'Aspromonte sono da riferire al *Campanulo trachelium-Fagetum* Gentile 1969 (=Asyneumati-Fagetum Gentile 1969), associazione diffusa anche sugli altri rilievi dell'Appennino calabrese e in particolare in Aspromonte e sulla Sila (Gentile, 1970;). Si tratta di una formazione indifferente al substrato, legata, in accordo con Biondi e Baldoni (1994), a territori con bioclimate di tipo supratemperato oceanico.

Le specie indicatrici sono rappresentate da *Campanula trachelium*, *Calamintha grandiflora*, *Orthilia secunda*, *Sorbus aucuparia* ssp. *praemorsa*.

Dal punto di vista della struttura però si evidenzia una maggiore vicinanza alle caratteristiche della sottocategoria delle faggete macroterme e cioè è riconducibile a quella di una fustaia coetaneiforme adulta, formata spesso da alberi di notevoli dimensioni che tendono a disporsi sullo stesso piano verticale coprendo interamente il suolo e raggiungendo altezze che in alcuni casi superano i 30 m. La potenzialità produttiva è risultata abbastanza buona: il popolamento in questione di età variabile tra i 120 e i 140 anni, ha fatto rilevare $695 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$, un'area basimetrica di $51 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ e un'altezza dominante di 24,4 m, con una densità di 877 piante per ha^{-1} .

Gli interventi selvicolturali hanno l'obiettivo sia di assicurare la funzionalità del sistema che di fornire i servizi ecosistemici propri dei popolamenti posti all'interno delle aree protette. Una maggiore attenzione oggi è rivolta alla conservazione o al ripristino di condizioni ottimali per la conservazione della biodiversità animale e vegetale. Così in via di principio, sono da escludere tutti gli interventi drastici a vantaggio di operazioni che consentano il mantenimento di una copertura costante e strutture che possano ospitare un maggior numero di habitat per le varie specie animali e vegetali. A tal riguardo i tagli a buche, oltre ad aumentare la diversità strutturale della faggeta, consentono una ricchezza di specie ornitiche superiore ai soprassuoli coetaniformi e disetaneiformi

(Masci et al 1999). L'apertura di buche, soprattutto nelle zone di transizione, favorisce la conservazione di specie più esigenti di luce destinate altrimenti a scomparire poiché nell'evoluzione naturale sarebbero incapaci di competere con il faggio (Piovesan et al., 2005). Le strutture articolate o complesse tipiche dei boschi che non hanno subito interventi propri della selvicoltura classica sono da assecondare proprio all'interno delle aree protette (Bagnaresi e Giannini, 1999). Inoltre gli esemplari di maggiori dimensioni anche di cattiva forma, costituiscono un sicuro rifugio per uccelli e roditori e sono di alto pregio estetico, per cui lo smantellamento deve essere attentamente valutato caso per caso. In questo senso si può prevedere il rilascio parziale di alberi di grandi dimensioni, nella misura di almeno 5 piante ad ettaro soprattutto nelle zone facilmente accessibili dai visitatori. La necromassa assume un significato anche ai fini del mantenimento e dell'incremento della fertilità, per cui occorrerà rilasciare a questo scopo anche piante morte (Pellegrini, 1994; Erdman e Wilke, 1997)

Clima

L'indagine termo-pluviometrica è stata condotta facendo riferimento ai dati delle stazioni di Gambarie d'Aspromonte (1300 m s.l.m.), di Roccaforte del Greco (971 m s.l.m.) e Polsi (865 m s.l.m.).

Per quanto riguarda le temperature, sono stati presi in considerazione i dati della stazione termo-pluviometrica di Gambarie d'Aspromonte. La temperatura media annua è di 10,5 °C, quella del mese più caldo (luglio-agosto) di 18,1 °C, quella del mese più freddo (gennaio) di 2,4 °C. Le minime al di sotto di 0 °C sono frequenti nel periodo gennaio-febbraio, ma talvolta anche da settembre a maggio. I minimi assoluti raggiungono i -12 °C, l'escursione termica annua è di 15.9°C. La precipitazione media annua è compresa fra 1029 mm (Roccaforte del Greco), 2108 mm (Polsi) e 1603 (Gambarie d'Aspromonte); quella estiva è compresa tra 45, 113 e 108 mm, il numero di giorni piovosi varia tra 88, 105 e 113 rispettivamente nelle stazioni di Roccaforte del Greco, Polsi e Gambarie. Il regime pluviometrico è del tipo AIPE (dati ARPACAL, 2013).

I venti spirano prevalentemente da occidente e sono in genere molto umidi, cosicché il versante tirrenico risulta più piovoso di quello ionico.

Le precipitazioni nevose sono frequenti nel periodo dicembre-marzo.

Secondo la classificazione fitoclimatica di Pavari il territorio in esame rientra nel *Fagetum* caldo. Biondi e Baldoni (1994), utilizzando gli indici bioclimatici di Rivas Martinez (1993), hanno evidenziato come l'Aspromonte sia interessato dal tipo Temperato, sottotipo oceanico.

Suolo

Dal punto di vista geologico l'Aspromonte è costituito essenzialmente da rocce silicee del massiccio granitico-cristallino «Calabro-Peloritano», gneiss e graniti nella parte in esame (Cortese, 1934).

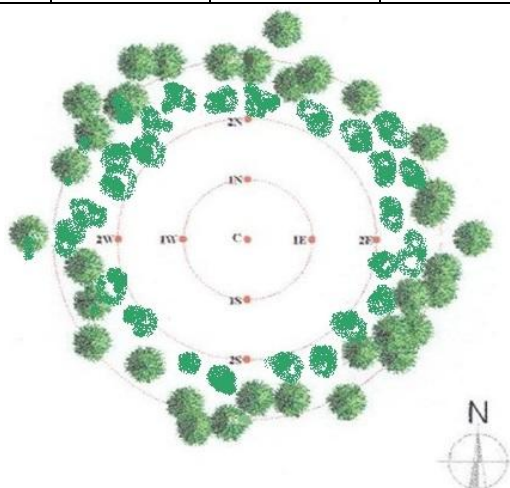
Il tipo di suolo maggiormente rappresentato nel territorio in esame, secondo la classificazione FAO è l'Eutric Cambisols (Cme), suoli con alta porosità, buon drenaggio interno e buona capacità di ritenzione idrica; l'orizzonte diagnostico è quello A, più scuro degli strati sottostanti, ben strutturato e ricco di sostanza organica, nelle condizioni migliori sono assai profondi, con limite dell'orizzonte Bh sconosciuto (Muscolo et al, 1991, Muscolo e Cianci, 1996, Muscolo e Sidari, 1998).

Apertura delle buche

Il sito di studio è costituito da un bosco di faggio (*Fagus sylvatica* L.) di circa 140 anni (Fig.1), a struttura monoplana, con assenza di sottobosco e con residue piante di rovere meridionale (*Quercus petraea* ssp. *austrotyrrhenica*), indicanti l'antica costituzione polispecifica di questo bosco. L'area è localizzata all'interno della zona A del Parco Nazionale dell'Aspromonte (Appennino meridionale). La zona in questione ricade in contrada "Taglio di Ferraina", all'interno della particella 3 della sezione 19 e della particella 2 della sezione 20 individuate nell'ultimo piano di assestamento approvato il 6 dicembre del 1957, redatto dal dott. Dario Villani. Il bosco era stato precedentemente trattato a taglio saltuario e dal 1963, quando è stato effettuato l'ultimo taglio di curazione, non sono stati più eseguiti interventi colturali. La zona è fortemente interessata da pascolo bovino che determina difficoltà nell'affrancamento dell'eventuale rinnovazione presente.

Il protocollo di ricerca ha previsto la realizzazione di tre blocchi sperimentali, ciascuno costituito da tre buche circolari rispettivamente di 200, 400 e 600 m². Le buche sono state aperte nell'autunno del 2009.

Codice area	Superficie m ²	Altitudine m	Esposizione	Data apertura buca	Riferimento cartografico lat °N, long °E
2a	200	1479	SE	ottobre 2009	38,133288 15,960092
2b	400	1454	SE	ottobre 2009	38,134179 15,961069
2c	600	1467	SE	ottobre 2009	38,133048 15,960366
3a	200	1482	E	novembre 2009	38,132748 15,960489
3b	400	1482	E	novembre 2009	38,132470 15,960441
3c	600	1482	E	novembre 2009	38,132259 15,960827
4a	200	1508	SO	novembre 2009	38,126246 15,962061
4b	400	1518	SO	novembre 2009	38,126393 15,961707
4c	600	1503	SO	novembre 2009	38,126161 15,961278



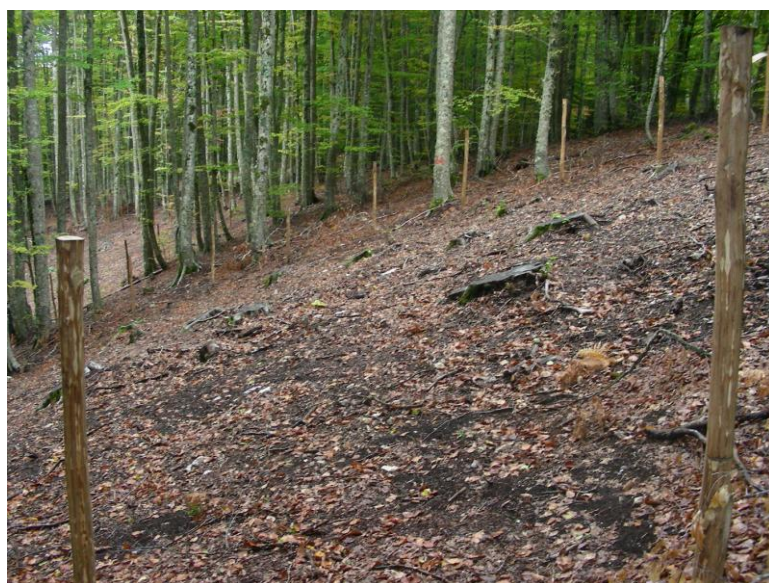
In ciascuna buca sono state delimitate 9 microaree circolari di 3,14 m² (raggio 100 cm) disposte secondo le direzioni cardinali: C (centro della buca); 1N, 1S, 1E, 1O (alla distanza di 1/2 del raggio) e 2N, 2S, 2E, 2O (zona di margine della buca).

*Alcune fasi della realizzazione
delle buche*



Esbosco

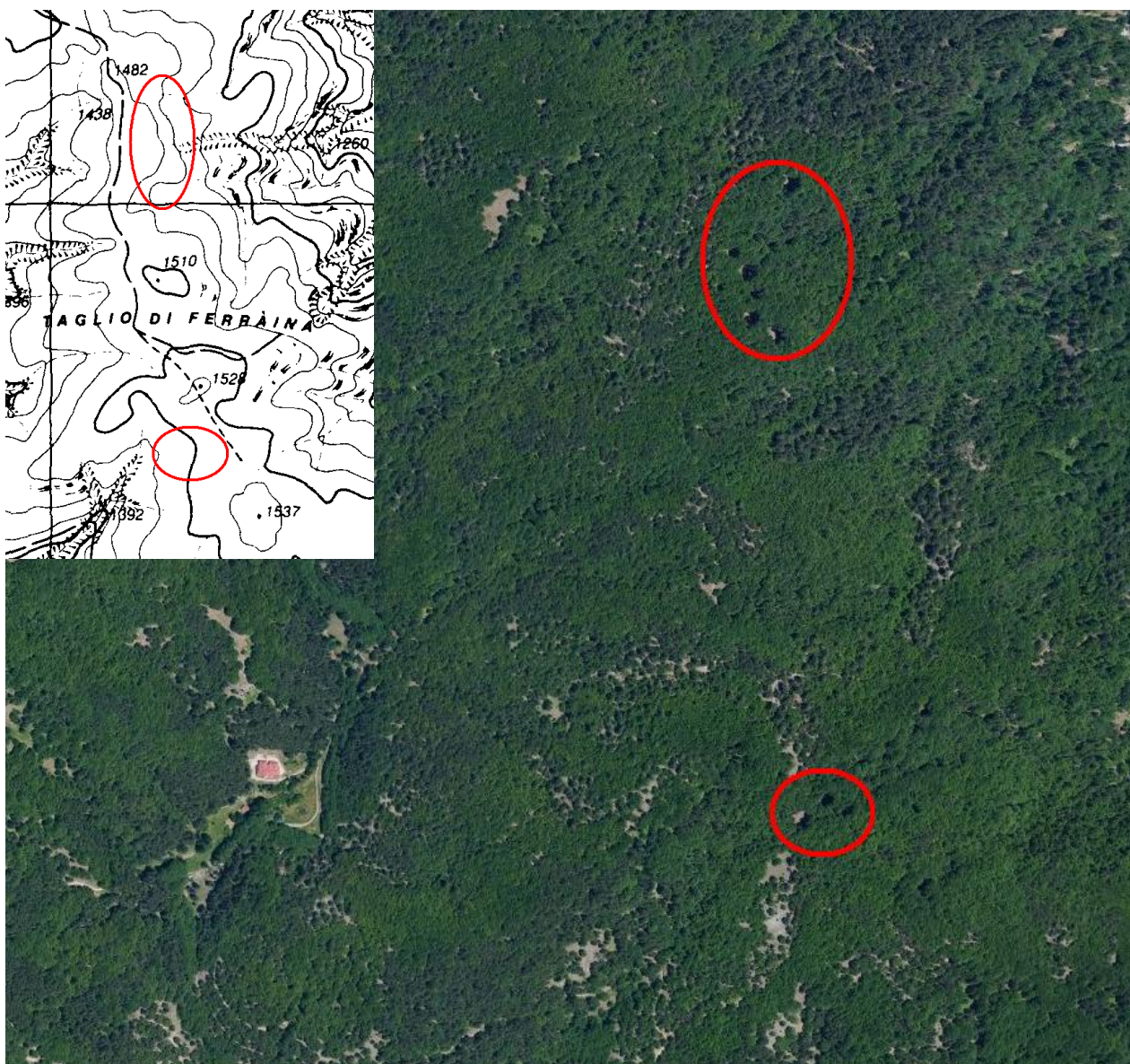
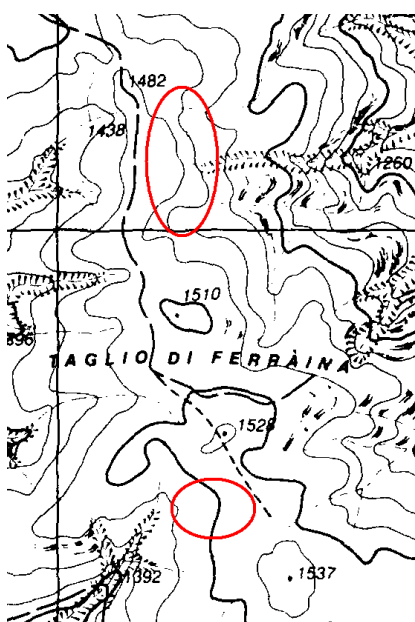
Abbattimento



Predisposizione alla recinzione



L'area sperimentale è stata realizzata in una faggeta (*Fagus sylvatica* L.) in località Taglio di Ferraina, Comune di Samo (RC) sul macroversante ionico dell'Aspromonte (Appennino meridionale) a 1400-1500 m, con pendenza del terreno del 5-10%.



Misure delle variabili microclimatiche

Temperatura del suolo

Le misure della temperatura del suolo sono state eseguite, in ogni microarea e nel bosco adiacente, alla profondità di 10 cm, con la terra accostata al termometro (Elite) per circa 1 minuto, alle ore 12.00, durante il periodo vegetativo (Maggio-Settembre).

Umidità del suolo

L'umidità del suolo è stata determinata gravimetricamente.

Radiazione fotosinteticamente attiva (PAR)

Sono state eseguite misure di PAR (radiazione 0.4 - 0.7 m della banda) con un ceptometro (AccuPAR, Decagon Devices Inc., Pullman, WA, USA), a 1.00 m da terra, con lo strumento in orizzontale. In ogni punto di campionamento sono state eseguite quattro misure istantanee secondo le direzioni cardinali. Le misure sono state eseguite mensilmente, durante la stagione vegetativa (maggio-settembre), in giornate con cielo sereno alle 12.00 (ora solare) per rilevare i valori massimi. Le misure di radiazione sono state eseguite:

- all'aperto in una radura, in prossimità delle buche
- all'interno della faggeta
- in corrispondenza di ogni microarea.

Dopo ogni ciclo di misure è stata calcolata la trasmittanza con la seguente formula: *trasmittanza PAR* = $(PAR \text{ microarea} / PAR \text{ aperto}) \times 100$

Analisi chimiche e biochimiche del suolo

Durante il periodo Maggio-Settembre 2013 (4 anni dopo l'apertura delle buche), sono stati prelevati campioni di suolo sia dalle buche, per ogni microarea, che dal bosco, ad una profondità di 15 cm. Prima delle analisi, eccetto che per l'umidità e per le analisi enzimatiche, tutti i campioni di suolo sono stati seccati all'aria e setacciati (< 2mm).

L'analisi granulometrica è stata condotta col metodo dell'idrometro, utilizzando esametafosfato di sodio come disperdente (Bouyoucos, 1962), il pH è stato misurato in acqua (rapporto suolo:soluzione 1:2,5); il carbonio organico (CO) è stato determinato mediante ossidazione col bicromato di potassio (Walkley & Black, 1934); la percentuale di sostanza organica è stata ottenuta moltiplicando la percentuale di CO per il fattore 1.72. L'azoto totale (N) è stato determinato

utilizzando il metodo Kjeldahl (Bremner, 1996). I carbonati totali, espressi come CaCO_3 , sono stati determinati utilizzando il calcimetro DeAstis.

L'azoto ammoniacale è stato determinato per distillazione diretta dell'estratto di suolo in 1 M KCl (1:10). Il distillato è stato raccolto su acido borico (30 g/L) ed è stato titolato con acido solforico 0,005 M.

I fenoli totali solubili sono stati estratti con acqua distillata e determinati utilizzando il reagente Folin-Ciocalteu, seguendo il metodo di Box (1983). Come standard è stato utilizzato l'acido tannico e la concentrazione dei composti fenolici è stata espressa come equivalenti di acido tannico ($\mu\text{g TAE g}^{-1}$ di suolo). Il potassio scambiabile K^+ è stato estratto con una soluzione 1 M NH_4OAc e determinato usando un fotometro a fiamma. L'idrolisi del diacetato di fluoresceina (FDA) è stata determinata seguendo il metodo di Adam e Duncan (2001). L'attività di deidrogenasi (DH) è stata determinata tramite il metodo di von Mersi and Schinner (1991).

Rilievi sulla rinnovazione

Tutti i semenzali nati all'interno di ogni microarea (dopo l'apertura delle buche) sono stati identificati per specie, e ne è stata misurata l'altezza,. L'età è stata determinata mediante il conteggio dei verticilli. Il censimento dei semenzali in ogni microarea è stato eseguito alla fine di ogni stagione vegetativa. Sono stati quindi calcolati: densità, altezza media, età, mortalità. La percentuale di copertura della vegetazione erbacea e arbustiva è stata stimata a livello di microarea e di buca.

Poiché la fruttificazione negli anni 2010 e 2011 è stata scarsa, si è deciso di effettuare nel mese di ottobre 2011 (2 anni dopo l'apertura delle buche) una piantagione di semenzali di 1 anno di rovere meridionale, di origine locale, all'interno delle buche (4 semenzali per microarea, disposti nelle posizioni cardinali), per studiarne le dinamiche di sviluppo in base alla variazione dei fattori ecologici interni alle buche stesse (PAR, temperatura, umidità e caratteristiche chimico-fisiche del suolo). La presenza di forte pascolo bovino ha però limitato, se non azzerato, sia la presenza di rinnovazione artificiale di rovere sia quella naturale, seppur scarsa, di faggio. Si è pensato allora di proteggere le buche con una recinzione con rete pastorale alta 1,50 m, realizzata nel mese di ottobre 2012, che è riuscita a impedire l'accesso alle aree ai bovini. Il 2012 è stato un anno di pasciona per il faggio (attraverso un campionamento sistematico sono state contate fino a un massimo di 283 faggioline per m^2 , in minima parte vane e per il 10% attaccate da *cydia*). All'abbondante disseminazione naturale di faggio si è voluta aggiungere quella artificiale, distribuendo "a spaglio" ghiande di rovere, nella misura di 1 kg per buca, prescindendo dalle dimensioni delle buche stesse.

Verifica incrementi legnosi dei faggi di margine

Nel mese di Ottobre 2013, sono state prelevate delle carotine a 1,30 m di altezza, tramite utilizzo di succhiello di Pressler, su:

- 2 piante dominanti (o codominanti) nelle 4 direzioni cardinali, quindi 8 carotine per ogni buca.
- 2 piante dominanti all'interno del bosco in prossimità di ogni buca.

Le carotine sono state lette al dendrocronografo Lintab (Rinntec, Germania) utilizzando il software "Tsap win" e sono stati presi in considerazione gli accrescimenti diametrali dei 15 anni ante apertura delle buche e i 4 anni successivi all'apertura delle buche. Successivamente è stato determinato l'accrescimento annuale medio, espresso in mm, considerando l'accrescimento post apertura rispetto a quello ante apertura.

Analisi statistica

I dati ottenuti sono stati sottoposti ad analisi statistica inferenziale (ANOVA); la significatività delle differenze è stata testata tramite il Test di Tukey. Identica analisi, e per gli stessi parametri, è stata effettuata anche rispetto alle diverse posizioni all'interno di ogni buca (centro e orlo).

5. Risultati e discussione

Risultati

Temperatura del suolo

I dati relativi alla temperatura (valori medi in tab. 1) hanno evidenziato che nelle buche grandi i valori maggiori sono stati osservati nella microarea 1O con temperatura di 23,2 °C, quella minore nella 2S con temperatura di 19,2 °C; nelle buche medie i valori più alti si riscontrano nella microarea 2N con temperatura di 22,5 °C, quella minore nella microarea S2 con temperature di 18,5 °C; anche nelle buche piccole i valori più alti si ottengono a bordo buca, nella microarea 2N con 21,9 °C e diminuiscono fino al bordo a sud con valori di 18,5 °C (Figura 1). Le temperature aumentano, nel complesso, proporzionalmente all'accrescimento delle dimensioni delle buche. A prescindere dalle dimensioni delle buche, i valori maggiori si riscontrano al bordo a nord e quelli minori al bordo a sud (Tabelle 1)

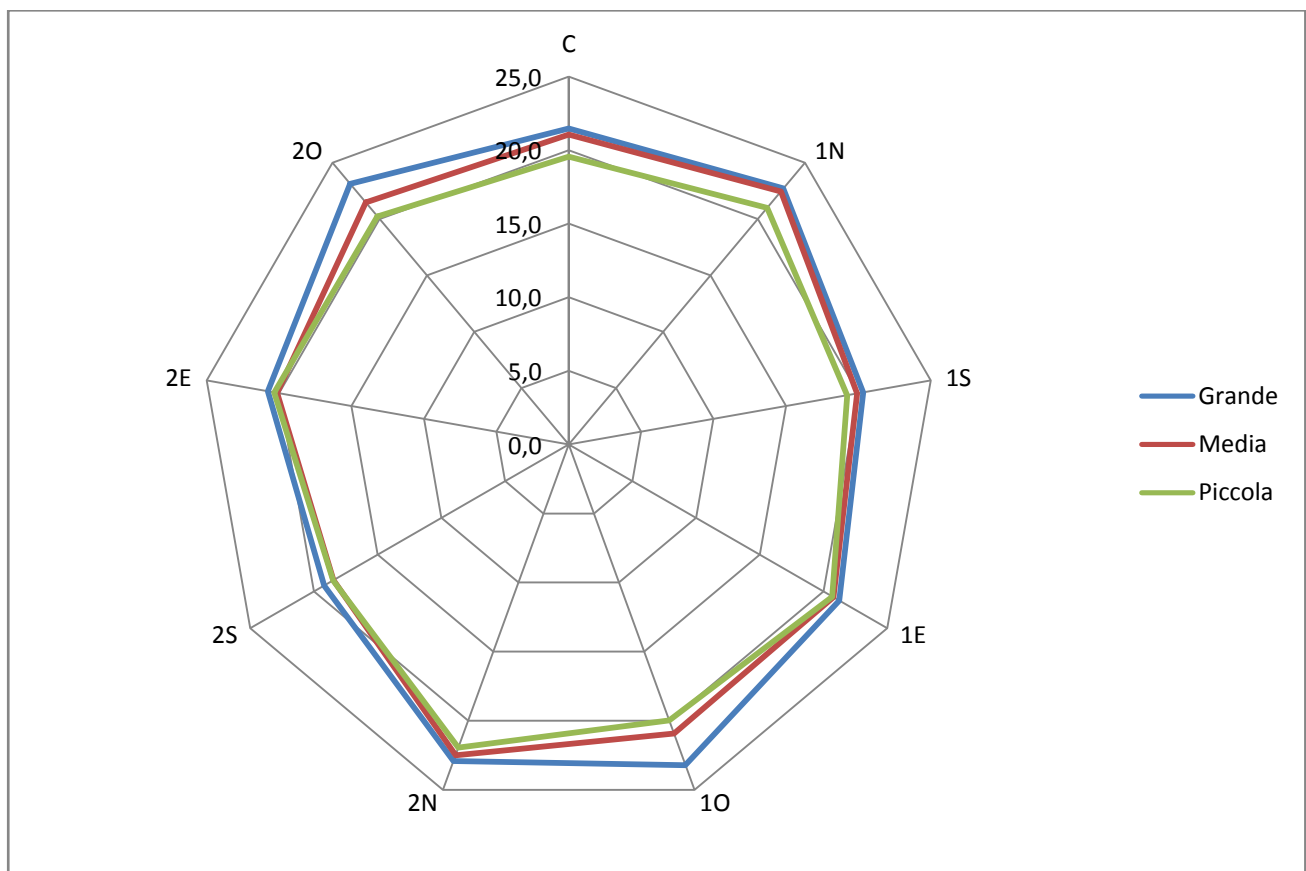


Fig. 1- Valori delle temperature del suolo in corrispondenza delle microaree.

Umidità del suolo

Per quanto riguarda l'umidità, (valori medi in tab. 1) nelle buche grandi il valore maggiore si riscontra nella microarea centrale (C) con un valore di 17,9 %, il valore minore nella 2O con 10,2%; nelle buche medie il valore maggiore si trova nella microarea 1S con un valore di 20.2%, quello minore anche alla 2O con un valore di 12%; nelle buche piccole il valore maggiore è al centro buca (C) con 17.1% e il valore minore si trova nella 2N con 11.3%. L'umidità risulta, nel complesso, maggiore nelle buche medie rispetto alle buche grandi e piccole. In media il valore maggiore si riscontra al centro buca. A prescindere dalle dimensioni delle buche, i valori maggiori si riscontrano al centro e quelli minori al bordo a ovest. (Fig. 2)

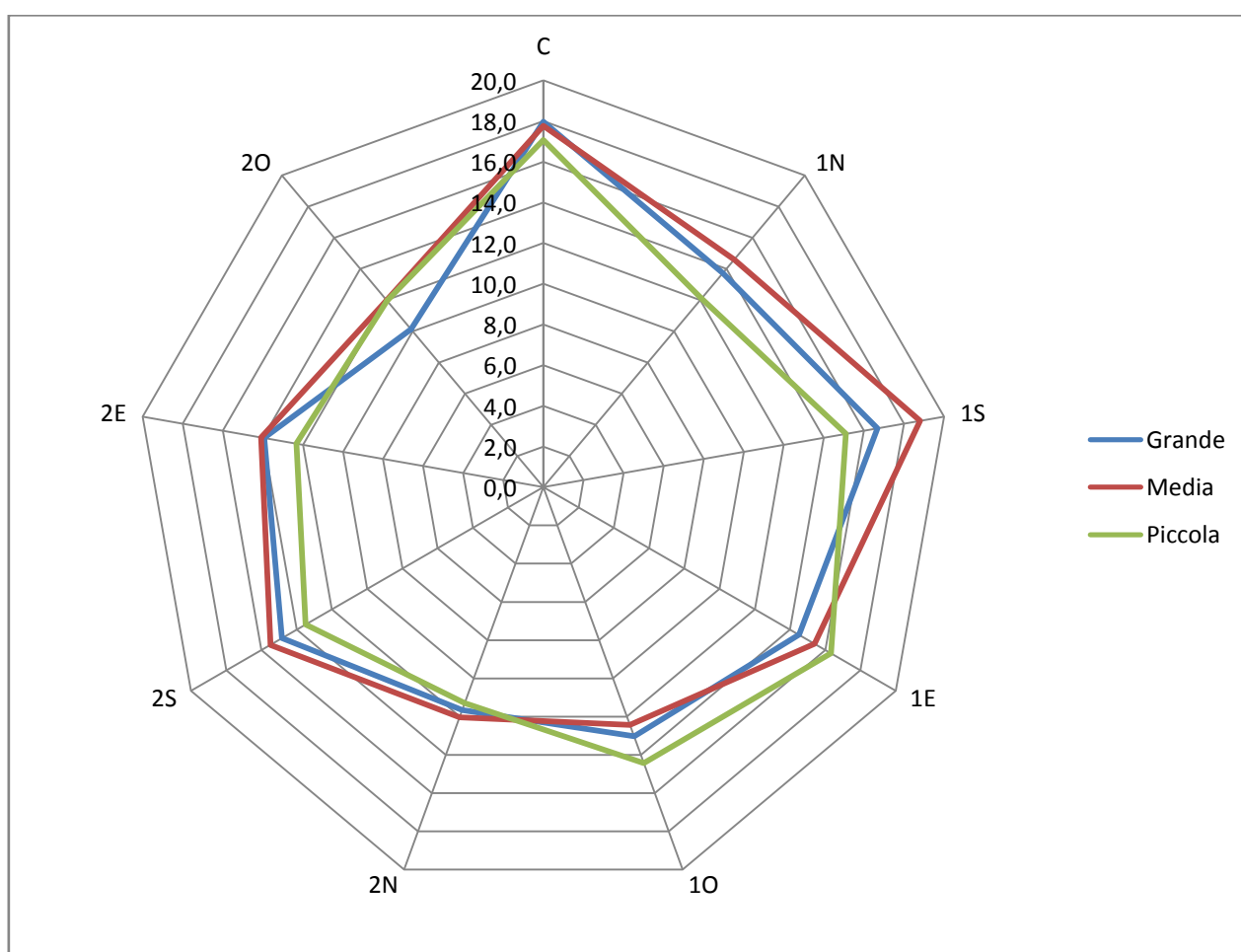


Fig. 2- Valori dell'umidità del suolo in corrispondenza delle microaree.

Radiazione fotosinteticamente attiva (PAR)

Per quanto riguarda la PAR, (valori medi in tab. 1) nelle buche grandi il valore maggiore si riscontra nella zona di margine a nord (2N) con un valore di 88,4 %, il valore minore al bordo a sud con 7,8 % (2S); nelle buche medie il valore maggiore, 79.6 %, si trova nella microarea 1N, quello minore al bordo a sud (2S) con un valore di 7.3 %; nelle buche piccole il valore maggiore si ha nella zona di margine a nord (2N) con un valore di 63.6 % e il valore minore, 4.1%, si trova a bordo e a sud (2S). I valori di PAR aumentano, nel complesso, proporzionalmente all'accrescimento delle dimensioni delle buche. In media il valore maggiore indipendentemente dalla grandezza si riscontra al bordo settentrionale delle buche, e quello minore al bordo meridionale. (Fig. 3)

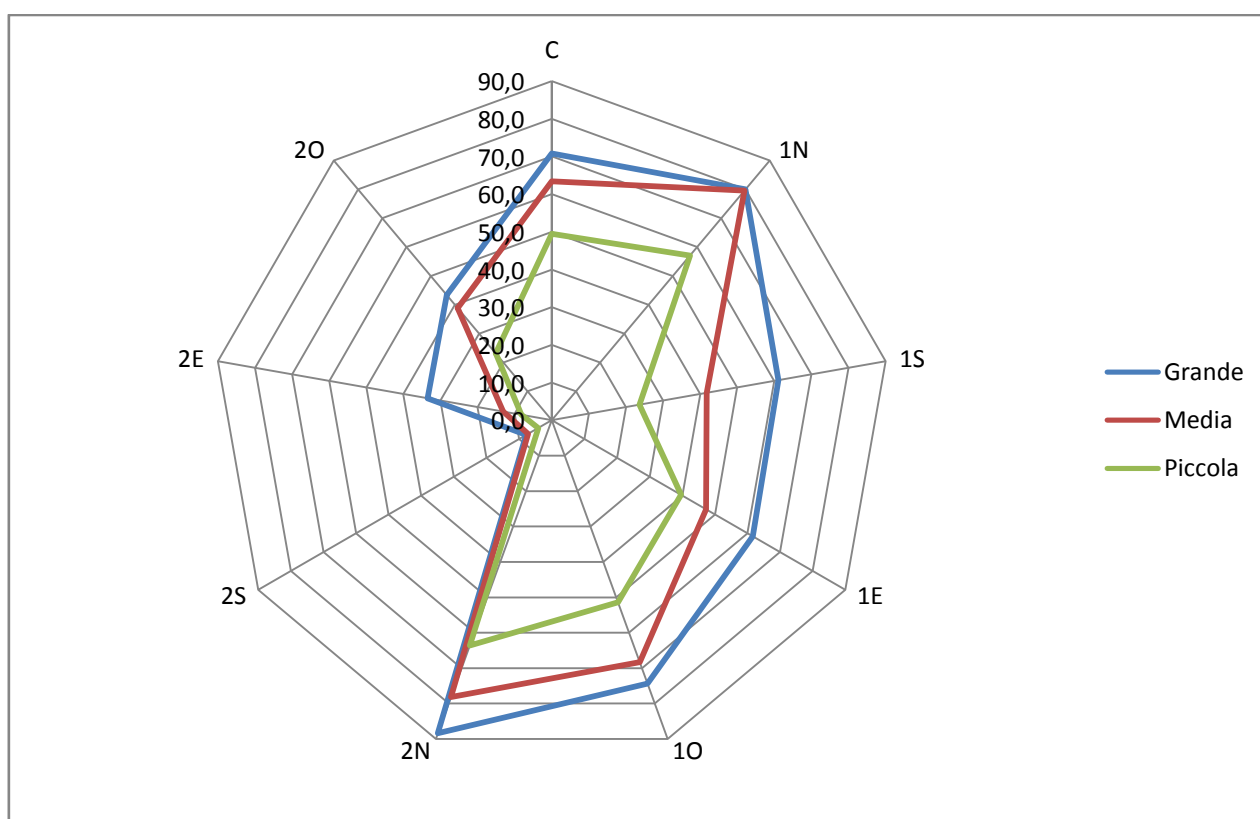


Fig. 3- Valori della PAR in corrispondenza delle microaree.

Tab. 1 - Valori medi di umidità e temperatura del suolo e di PAR nelle buche distinti nelle posizioni a centro ed orlo buca

Buca	Posizione	Umidità %	Temperatura (°C)	PAR %
Grande	centro	15,2±1,0	21,7±0,6	68,3±4,4
	orlo	12,6±0,7	21,3±0,8	40,6±9,5
Media	centro	15,8±1,0	21,1±0,5	61,4±5,7
	orlo	13,4±0,7	20,6±0,6	33,1±10,2
Piccola	centro	15±1,0	20,1±0,6	44,2±4,1
	orlo	12,3±0,7	20,4±0,7	28,7±8,3

Caratteristiche chimico-fisiche del suolo

Nella Tabella 2 sono riportati i dati sulle caratteristiche chimico-fisiche dei suoli. Non si evidenziano significative differenze nelle caratteristiche fisiche dei suoli. La tessitura è sabbioso-franca in tutti i siti esaminati. I carbonati totali sono assenti. Differenze significative si evidenziano invece nei valori dei parametri chimici esaminati (Tabella 3).

Tab.2 - Caratteristiche chimico-fisiche dei suoli esaminati distinti per buca e posizione

Buca	Posizione	pH	Sabbia %	Limo %	Argilla %	Classe tessiturale	CaCO ₃
grande	centro	5,7±0,16	78±3	16±2	8±1	sabbioso-franco	0,0
	orlo	5,9±0,05	78±3	16±2	8±1	sabbioso-franco	0,0
media	centro	5,7±0,14	80±4	10±1	10±2	sabbioso-franco	0,0
	orlo	5,9±0,08	80±4	10±1	10±2	sabbioso-franco	0,0
piccola	centro	5,5±0,13	80±2	12±1	8±1	sabbioso-franco	0,0
	orlo	5,6±0,09	80±2	12±1	8±1	sabbioso-franco	0,0
Bosco		5,8±0,10	81±3	11±2	8±1	sabbioso-franco	0,0

Rapporto C/N

Per quanto riguarda il rapporto C/N (valori medi in tabella 3), nelle buche grandi il valore maggiore si riscontra nelle zone di margine a est (2E) e a sud (2E) con un valore variabile tra 26.8 e 27.5, il valore minore al bordo a nord (2N) con 15.9; nelle buche medie il valore maggiore si trova nella zona di margine a nord (1N) con un valore di 38.4, quello minore anche ai bordi a est (2E) ed a sud (2S) con un valore variabile tra 23.3 e 24.7; nelle buche piccole il valore maggiore si ha nella zona di margine a nord (2N) con un valore di 38.7 e il valore minore si trova a bordo a est (2S) con 26.3. Il rapporto C/N risulta maggiore nelle posizioni ad est e sud nelle buche grandi e minore nelle buche medie e piccole. (Fig. 4)

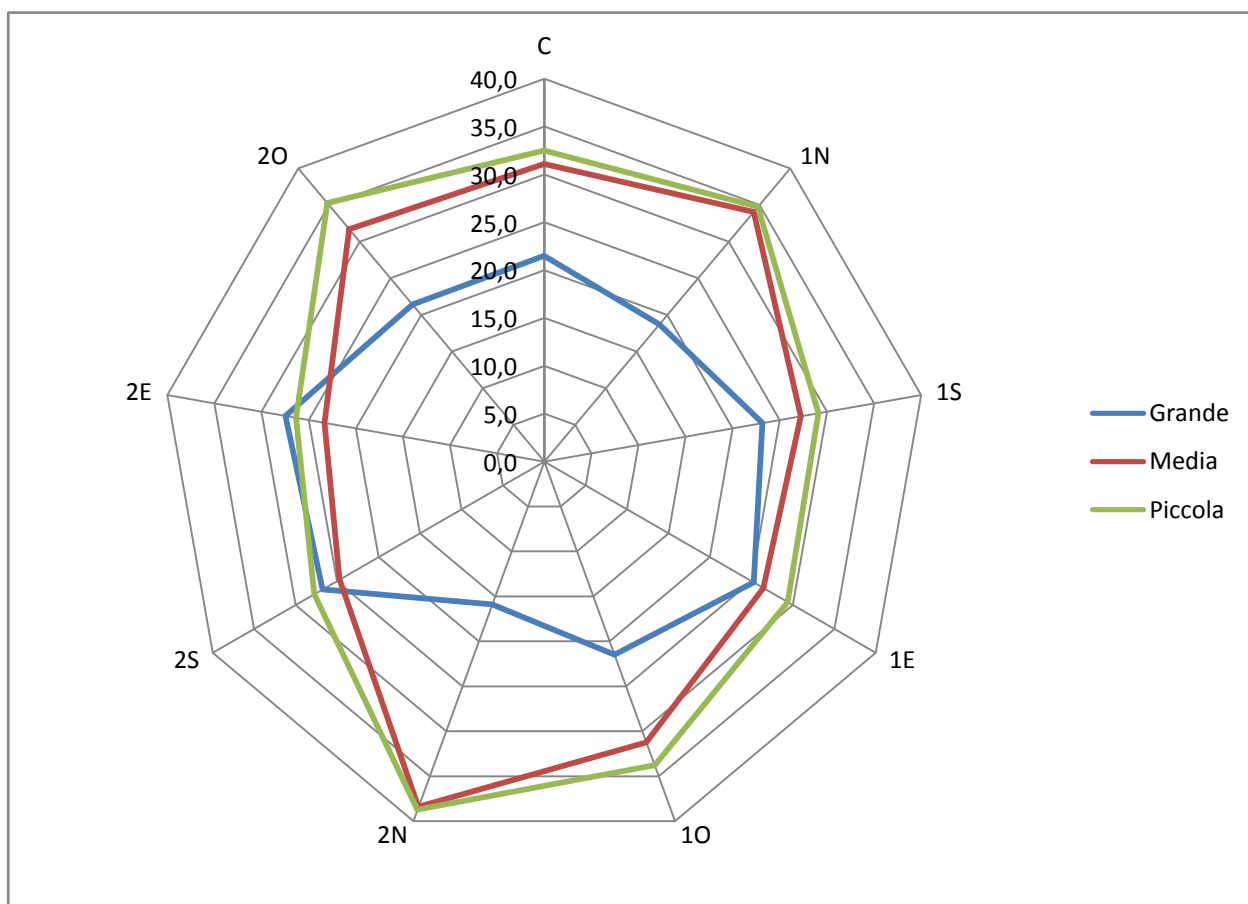


Figura 4- Distribuzione dei valori del rapporto C/N nelle microaree

Fenoli

Per quanto riguarda il contenuto di fenoli (tab. 3), nelle buche grandi, mediamente il valore a centro buca è di 18.5*, al bordo è 16.0*. Nelle buche medie il valore a centro buca è mediamente 17.8*, al bordo è 16.1*. Nelle buche piccole mediamente il valore a centro buca è di 17.7*, al bordo è 15.7*. (valori per microarea in fig. 5) (*= $\mu\text{g TAE g}^{-1} \text{ d.w.}$)

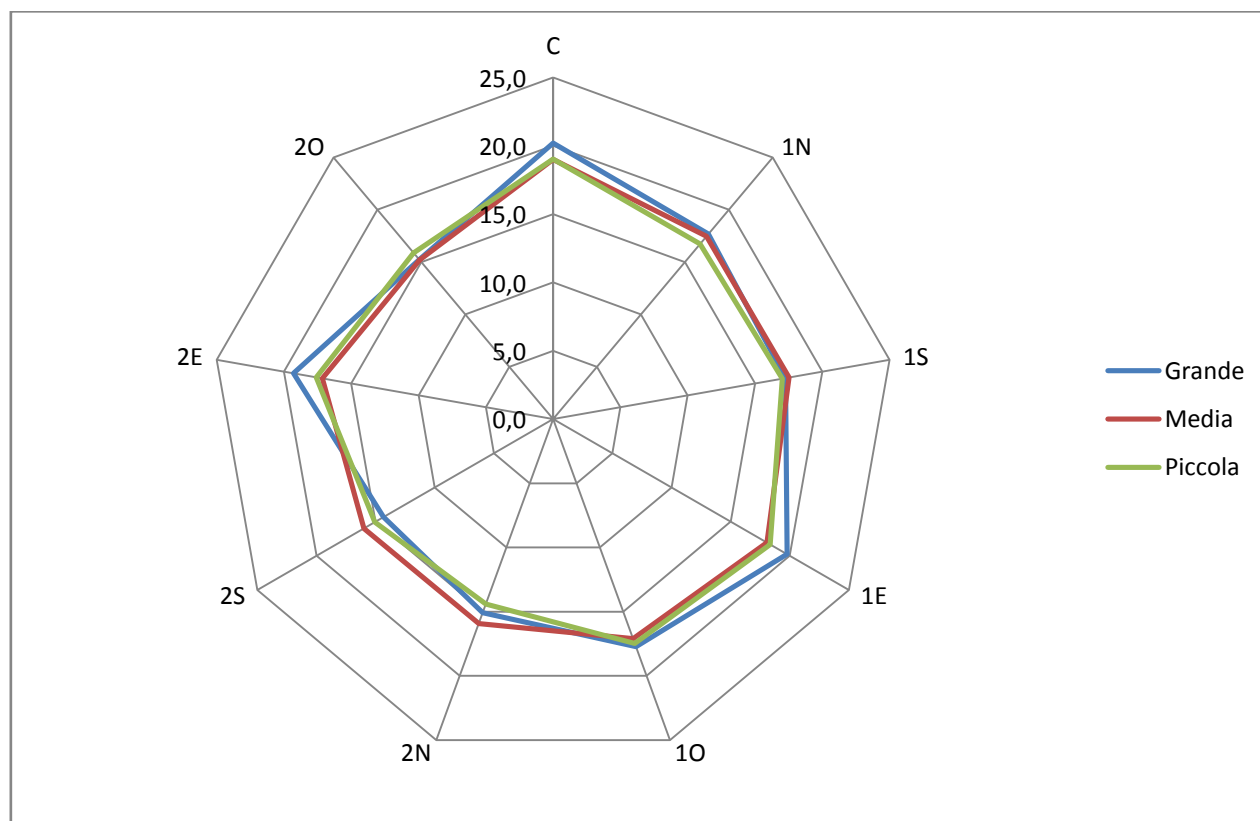


Figura 5- Distribuzione dei valori del rapporto C/N nelle microaree

Potassio scambiabile

Per quanto riguarda il contenuto di potassio (tab. 3), nelle buche grandi, mediamente il valore a centro buca è di 7.5 mg Kg^{-1} , al bordo è 10.7 mg Kg^{-1} . Nelle buche medie il valore a centro buca è mediamente 8.0 mg Kg^{-1} , al bordo è 7.4 mg Kg^{-1} . Nelle buche piccole mediamente il valore a centro buca è di 8.2 mg Kg^{-1} , al bordo è 11.8 mg Kg^{-1} . (valori per microarea in fig. 6)

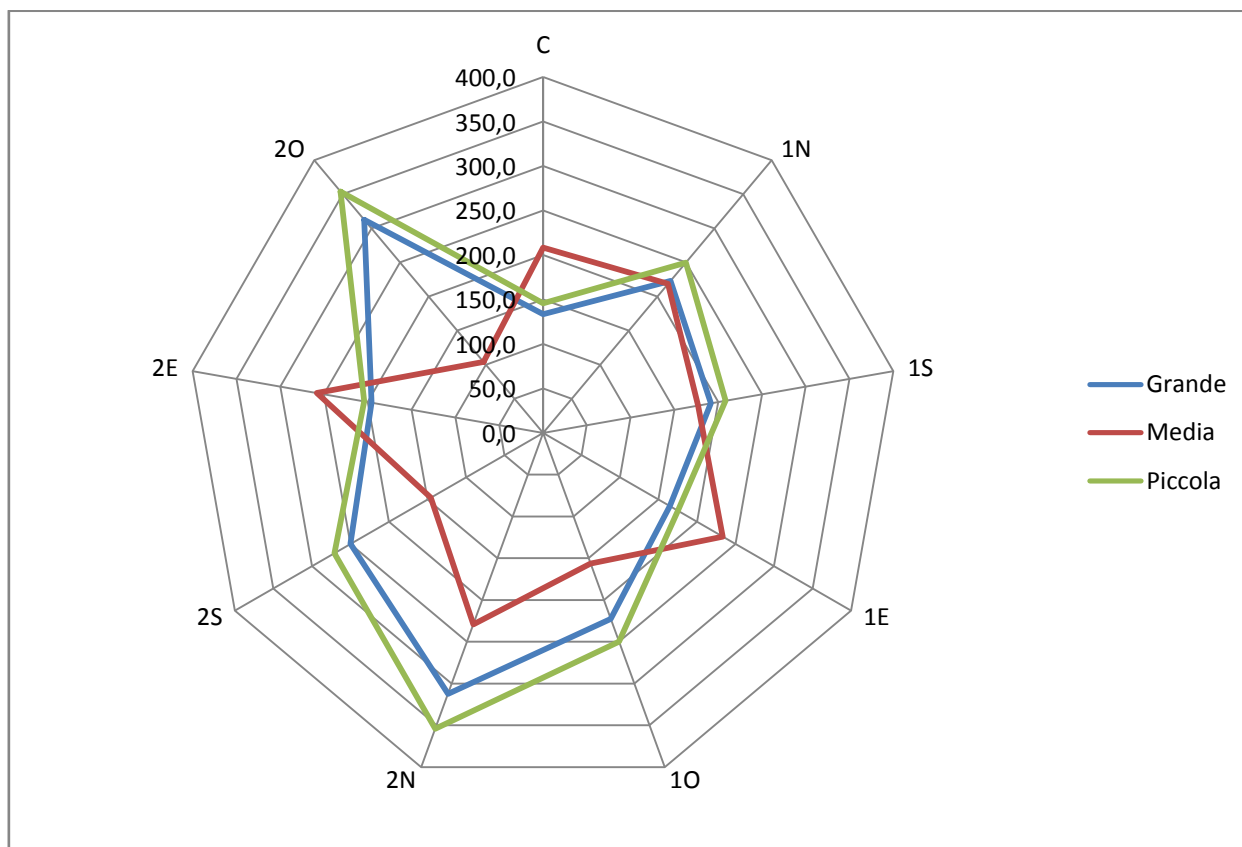


Figura 6- Distribuzione dei valori del rapporto C/N nelle microaree di K scambiabile nelle microaree

Ammonio

Per quanto riguarda il contenuto di ammonio (tab. 3), nelle buche grandi, mediamente il valore a centro buca è di 8.1 mg kg^{-1} , al bordo è 12.2 mg kg^{-1} . Nelle buche medie il valore a centro buca è mediamente 8.7 mg kg^{-1} , al bordo è 12.7 mg kg^{-1} . Nelle buche piccole mediamente il valore a centro buca è di 7.6 mg kg^{-1} , al bordo è 11.0 mg kg^{-1} . (valori per microarea in fig. 7)

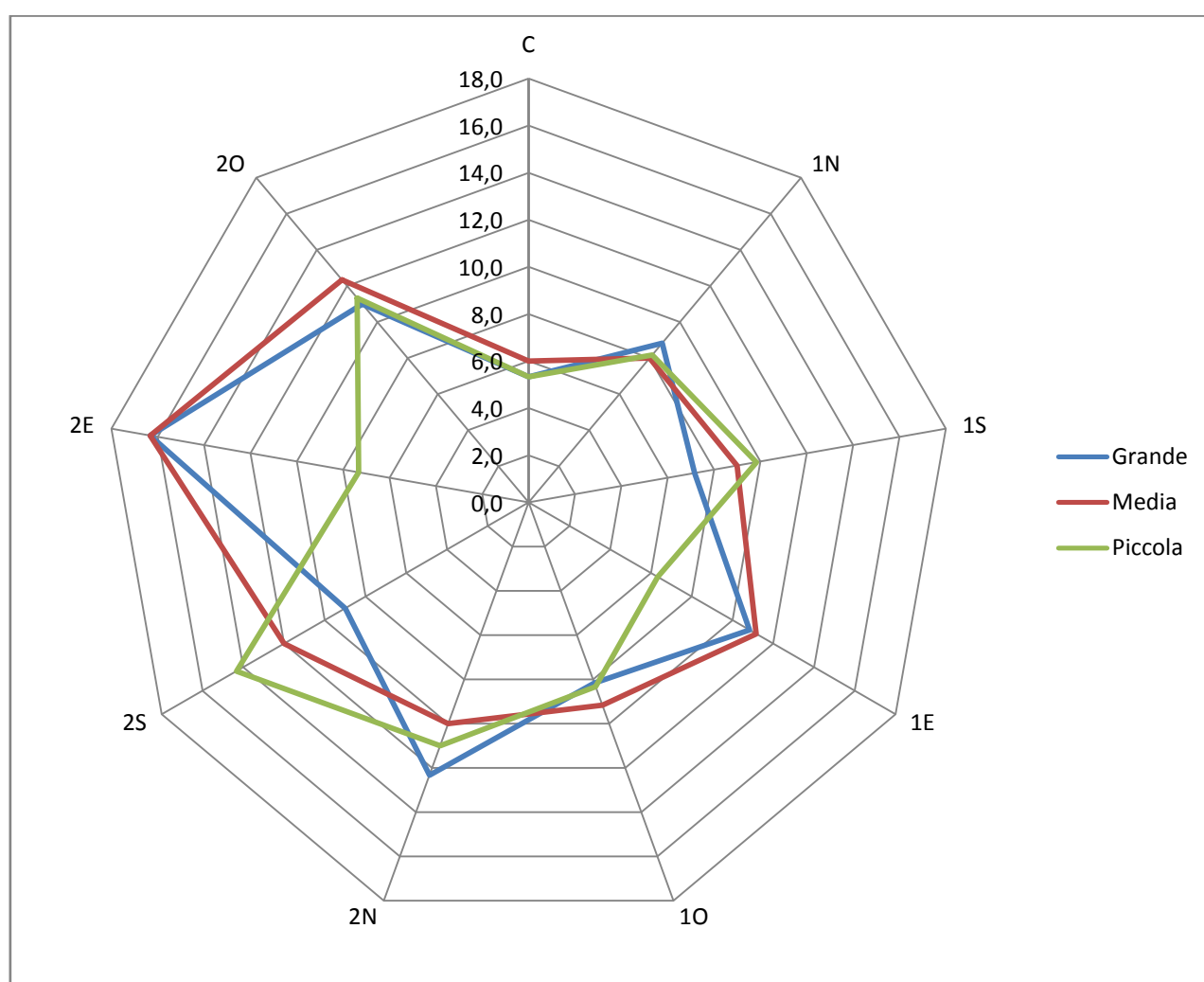


Figura 7- Distribuzione dei valori del rapporto C/N nelle microaree di NH_4 nelle buche di diverse dimensioni e nelle microaree

FDA

Per quanto riguarda la FDA (tab. 3), nelle buche grandi, mediamente il valore a centro buca è di 40.7**, al bordo è 43.1**. Nelle buche medie il valore a centro buca è mediamente 50.8**, al bordo è 48.8**. Nelle buche piccole mediamente il valore a centro buca è di 36.2**, al bordo è 45.5**. (tab. 1) (**= μg fluoresceina rilasciata g^{-1})

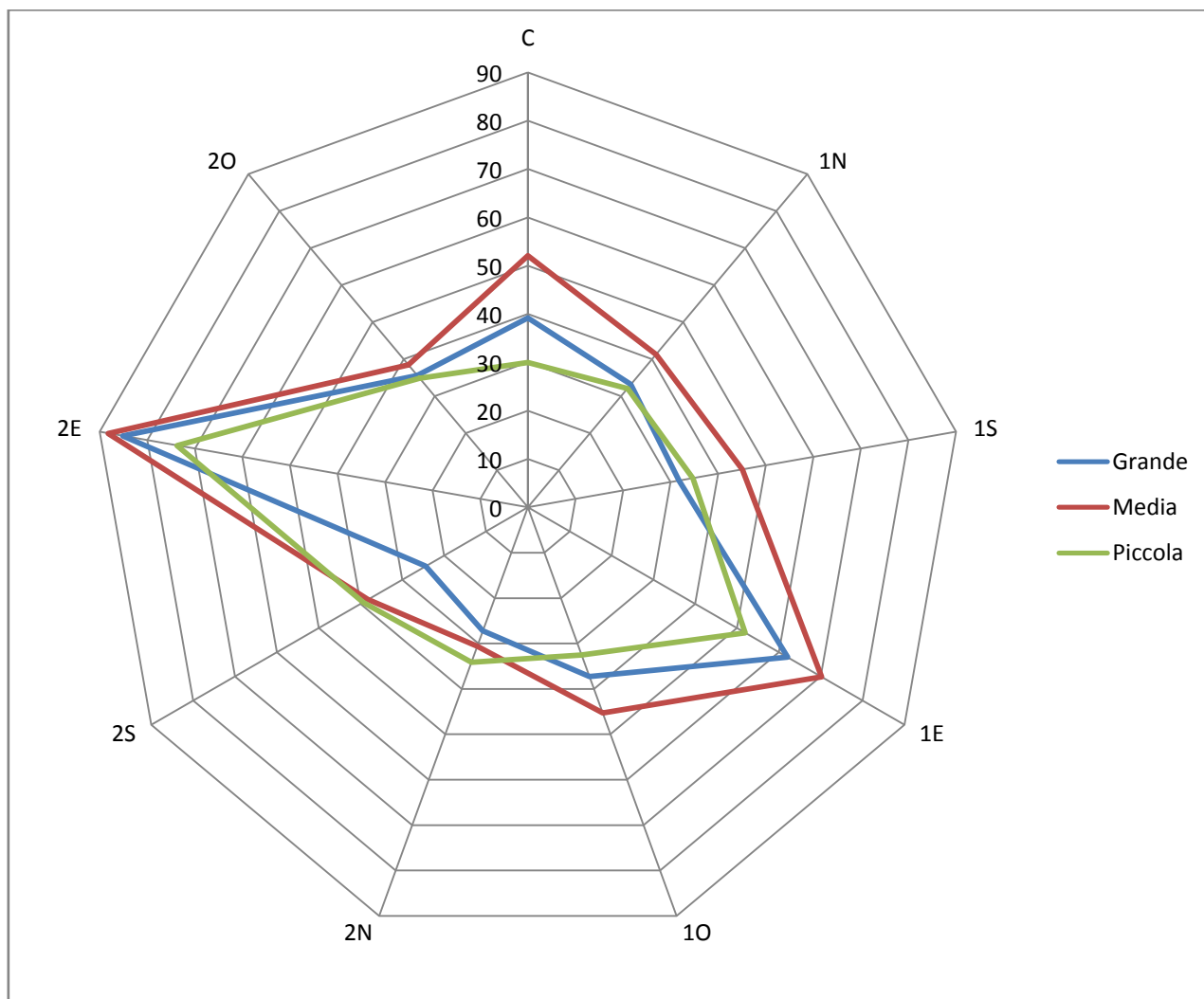


Figura 8- Distribuzione dei valori del rapporto C/N nelle microaree i valori massimi e minimi di FDA nelle microaree

Deidrogenasi

Per quanto riguarda la deidrogenasi (tab. 3), nelle buche grandi, mediamente il valore a centro buca è di 7.7***, al bordo è 8.9***. Nelle buche medie il valore a centro buca è mediamente 9.6***, al bordo è 8.5***. Nelle buche piccole mediamente il valore a centro buca è di 7.0***, al bordo è 8.6***. (valori per microarea in fig. 9)(*** $\mu\text{g INTF g}^{-1} \text{h}^{-1}$)

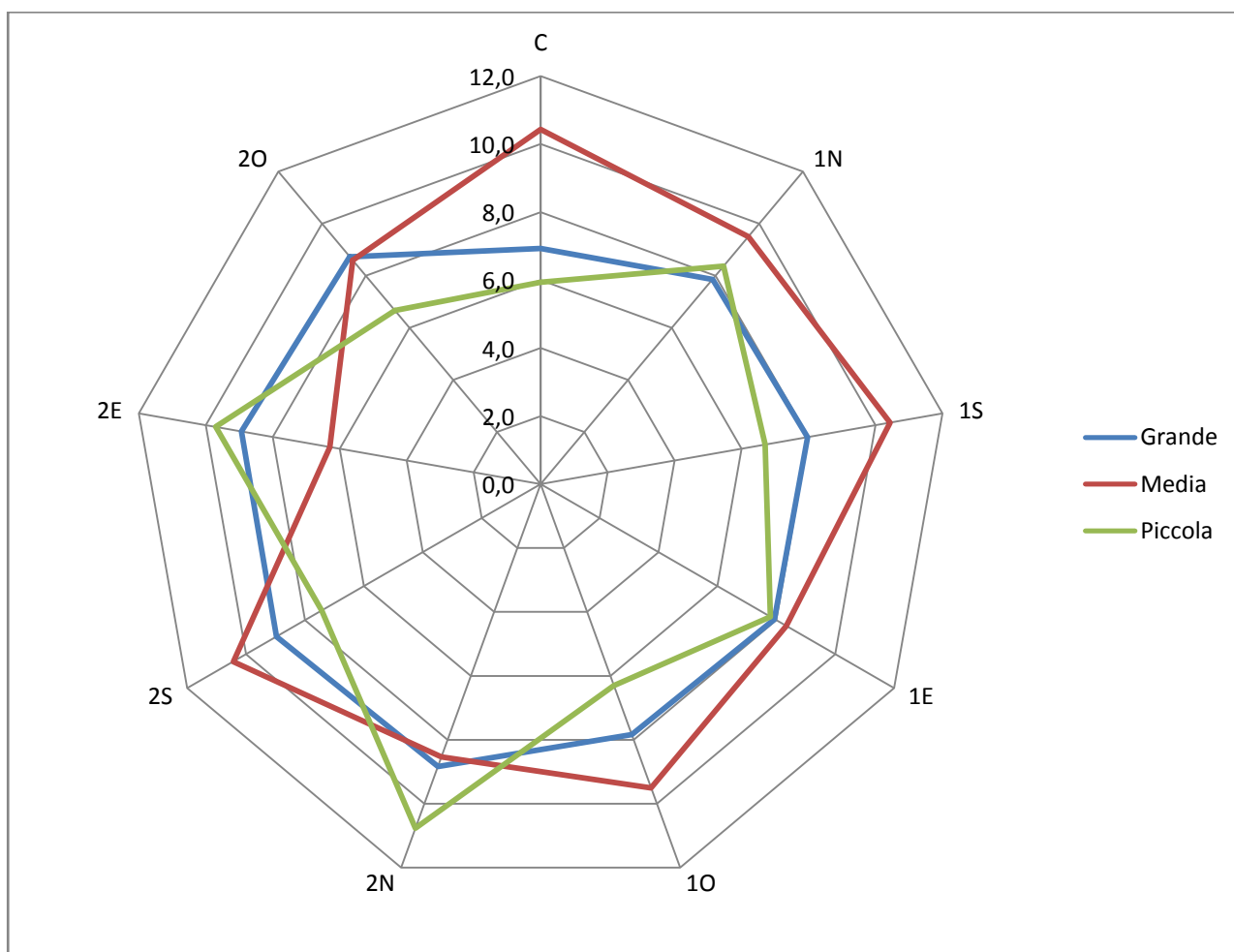


Figura 9- Distribuzione dei valori del rapporto C/N nelle microaree di Deidrogenasi nelle buche e nelle diverse microaree

Tabella 3 – valori medi delle analisi pedologiche a centro ed orlo buca

buca		C(%)	N(‰)	C/N	SO%	Fenoli ($\mu\text{g TAE g}^{-1}$ d.w.)	K ⁺ scambiabile (mg Kg ⁻¹)	N-NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹)	FDA (μg fluoresceina rilasciata g ⁻¹)	Deidrogenasi ($\mu\text{g INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$)
grande	centro	6,3 $\pm$ 0,7	2,8 $\pm$ 0,2	22,0 $\pm$ 1,5	11,6 $\pm$ 1,8	18,5 $\pm$ 1,1	187,1 $\pm$ 31,5	8,1 $\pm$ 0,8	40,7 $\pm$ 4,4	7,7 $\pm$ 0,3
	orlo	5,5 $\pm$ 0,9	2,5 $\pm$ 0,3	22,9 $\pm$ 3,1	9,5 $\pm$ 1,5	16,0 $\pm$ 1,1	267,7 $\pm$ 77,7	12,2 $\pm$ 1,7	43,1 $\pm$ 7,9	8,9 $\pm$ 0,8
media	centro	6,8 $\pm$ 0,2	2,3 $\pm$ 0,1	30,0 $\pm$ 1,4	11,5 $\pm$ 1,2	17,8 $\pm$ 0,9	198,8 $\pm$ 23,5	8,7 $\pm$ 0,6	50,8 $\pm$ 3,1	9,6 $\pm$ 0,8
	orlo	7,0 $\pm$ 0,4	2,5 $\pm$ 0,2	29,5 $\pm$ 2,7	11,9 $\pm$ 0,6	16,1 $\pm$ 0,8	184,4 $\pm$ 40,7	12,7 $\pm$ 1,1	48,8 $\pm$ 7,0	8,5 $\pm$ 0,7
piccola	centro	6,2 $\pm$ 0,3	2,0 $\pm$ 0,1	31,9 $\pm$ 2,2	10,6 $\pm$ 1,4	17,7 $\pm$ 0,5	205,5 $\pm$ 35,0	7,6 $\pm$ 0,8	36,2 $\pm$ 2,3	7,0 $\pm$ 0,7
	orlo	6,3 $\pm$ 0,5	2,1 $\pm$ 0,1	32,0 $\pm$ 2,9	10,8 $\pm$ 0,9	15,7 $\pm$ 0,6	295,8 $\pm$ 74,1	11,0 $\pm$ 1,4	45,5 $\pm$ 5,2	8,6 $\pm$ 1,6
bosco		7,2 $\pm$ 0,8	2,4 $\pm$ 0,3	30,0 $\pm$ 2,1	12,4 $\pm$ 0,8	14,8 $\pm$ 0,5	312 $\pm$ 68,3	13,1 $\pm$ 1,3	61,2 $\pm$ 5,6	11,1 $\pm$ 1,4

Rilievi sulla rinnovazione

Per quanto riguarda la rinnovazione di faggio (Fig. 10), nelle buche grandi i valori maggiori si riscontrano nelle zone centrali con esposizione a est ed a sud con un numero di semenzali/ m² compreso tra 1.86 e 2.12, il valore minore ai bordi a est ed ad ovest con un numero di semenzali/ m² compreso tra 0.37 e 0.42; nelle buche medie il valore maggiore si trova nella zona centrale con esposizione a nord con un valore di 3.82 semenzali/m², quello minore al bordo a nord con un valore di 0.72 semenzali/m²; nelle buche piccole i valori maggiori si riscontrano nelle zone centrali con esposizione a est ed a sud con un numero di semenzali/ m² compreso tra 3.77 e 4.01 mentre il valore minore si trova al bordo ad ovest con 0.77 semenzali/m². Il numero dei semenzali di faggio cresce in maniera inversamente proporzionale alle dimensioni delle buche. La rinnovazione delle altre specie è sporadica e orientata a svilupparsi maggiormente nelle buche medie (Tab. 4).

Tabella 11 Valori di rinnovazione di faggio nelle microaree

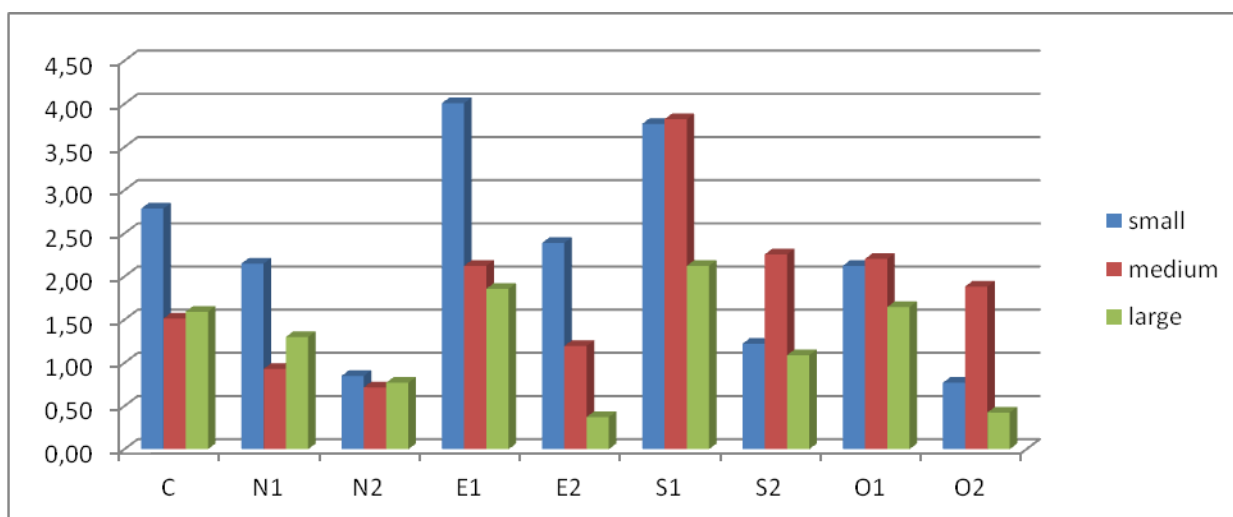


Fig. 10- Rinnovazione di Faggio nelle microaree

Tab. 4-Rinnovazione nelle buche

Buca	Posizione	Faggio	Rovere	Abete Bianco	Pino Laricio
Grande	centro	1,7±0,4	0,0	0,0	0,5±0,1
	orlo	0,7±0,2	sporadica	sporadica	sporadica
Media	centro	2,1±0,5	sporadica	0,0	sporadica
	orlo	1,5±0,4	sporadica	sporadica	0,0
Piccola	centro	3,0±0,5	0,0	sporadica	sporadica
	orlo	1,3±0,3	0,0	0,0	0,0

Verifica incrementi legnosi sulle piante di margine

Per ciò che riguarda gli incrementi delle piante di margine c'è da rilevare che per le buche di tutte le dimensioni si è avuto un accrescimento maggiore delle piante nella fase post apertura, rispetto a quella pre-apertura buche. Nella fattispecie, nelle piante di margine delle buche grandi l'accrescimento è stato mediamente di $1,41 \text{ mm anno}^{-1}$, dopo l'apertura a fronte di $1,05 \text{ mm anno}^{-1}$ dei 15 anni precedenti (tab. 11). I maggiori accrescimenti si sono avuti nelle piante ad est ed a sud con valori di $1,87$ e $1,76 \text{ mm anno}^{-1}$, quelli minori nelle piante a nord e ad ovest con valori di $1,07$ e $0,94 \text{ mm anno}^{-1}$ (fig. 11). Nelle piante di margine delle buche medie l'accrescimento è stato mediamente di $1,20 \text{ mm anno}^{-1}$ dopo l'apertura a fronte di $0,73 \text{ mm anno}^{-1}$ dei 15 anni precedenti (tab. 11). I maggiori accrescimenti si sono avuti nelle piante a sud, $1,68 \text{ mm anno}^{-1}$, ed a nord, $1,10 \text{ mm anno}^{-1}$, quelli minori nelle piante a est, $1,01 \text{ mm anno}^{-1}$ e ad ovest, $1,02 \text{ mm anno}^{-1}$ (fig. 11). Nelle piante di margine delle buche piccole l'accrescimento è stato mediamente di $0,88 \text{ mm anno}^{-1}$ dopo l'apertura a fronte di $0,57 \text{ mm anno}^{-1}$ dei 15 anni precedenti (tab. 11). I maggiori accrescimenti si sono avuti nelle piante a sud, $1,01 \text{ mm anno}^{-1}$, ed a est, $0,92 \text{ mm anno}^{-1}$, quelli minori nelle piante a nord, $0,8 \text{ mm anno}^{-1}$, e ad ovest, $0,77 \text{ mm anno}^{-1}$ (fig. 11)..

Tabella 5 i incrementi radiali ante e post apertura buca, delle piante di margine per posizione geografica

incremento medio radiale		
buca		mm
grande	ante	$1,05 \pm 0,04$
	post	$1,41 \pm 0,1$
media	ante	$0,73 \pm 0,03$
	post	$1,21 \pm 0,08$
piccola	ante	$0,57 \pm 0,02$
	post	$0,88 \pm 0,05$
bosco	ante	$0,84 \pm 0,03$
	post	$0,78 \pm 0,06$

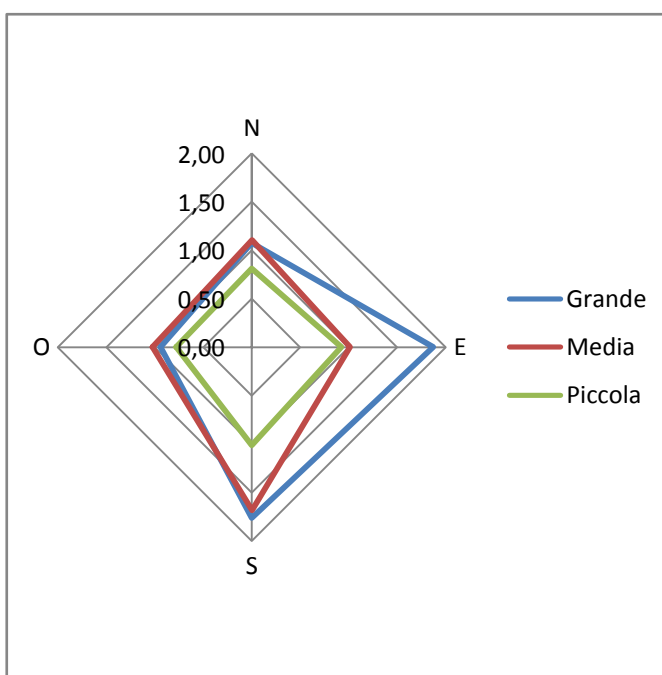


Fig. 11- Incrementi radiali delle piante di margine negli anni post apertura buche

Discussione

I risultati ottenuti dopo tre anni di osservazione evidenziano che i valori di umidità e temperatura del suolo e di PAR sono in accordo con quelli ottenuti in studi precedenti (Gray et al 2002; Gugliotta et al 2006; Muscolo et al 2007 a, b; Sariyildiz 2008), effettuati sempre su tagli a buche, che dimostravano come nelle buche di minori dimensioni vi era una più bassa umidità e temperatura del suolo ed una minore quantità di PAR, rispetto alle buche di maggiori dimensioni.

In particolare, abbiamo osservato che la temperatura del suolo aumentava all'aumentare della dimensione della buca e progressivamente, spostandosi dalle zone meridionali verso quelle settentrionali, a prescindere dalle dimensioni delle buche, così come dimostrato anche da altri studiosi (Bauhus 1996; Wright et al 1998; Gray et al 2002). Nelle buche medie il livello di significatività della temperatura tra centro e bordo era superiore rispetto a quello esistente nelle buche piccole e grandi. Questo comportamento può essere attribuito al minore input di energia radiante che penetra all'interno della buca. La stretta correlazione tra temperatura e input di energia radiante sulla superficie del suolo è stata riportata in uno studio di Balisky e Burton (1993).

Molti autori hanno dimostrato che l'umidità del suolo aumenta all'aumentare della dimensione della buca (Ochiai et al. 1994; Muscolo et al. 2007 a, b; Sariyildiz 2008) e risulta superiore a quella riscontrata sotto copertura arborea (Bauhus e Bartsch 1995; Ritter et al 2005; Ritter e Vesterdal 2006; Gálhidy et al 2006; Scharenbroch e Bockheim 2007a; Sariyildiz 2008). I nostri dati hanno evidenziato un'umidità del suolo maggiore nel centro buca e minore ai bordi in accordo con vari autori (Gray et al. 2002; Albanesi et al . 2005; Ritter et al 2005; Mihok et al 2004; Raymond et al 2006). Inoltre, considerando le posizioni cardinali i valori più bassi si sono riscontrati al bordo ad est e a nord.

Anche per i valori di umidità si è riscontrato un maggiore livello di significatività tra centro e bordo nelle buche medie.

La PAR aumentava all'aumentare della dimensione della buca, come già dimostrato da numerosi autori (Canham et al 1990; Lieffers et al 1999; McGuire et al 2001; Diaci 2002; Gray et al 2002; Zhu et al 2003; Mihok et al 2005; Albanesi et al 2005; Gugliotta et al 2006; Gálhidy et al 2006; Muscolo et al 2007 a, b; Raddi et al 2009; Diaci et al 2012). I nostri risultati hanno confermato che la quantità di radiazione solare che raggiunge la buca è direttamente correlata alla dimensione e alla posizione all'interno della buca. Infatti, elevati valori di trasmittanza sono stati rilevati nel centro piuttosto che nel bordo del gap, supportando precedenti risultati (Canham et al 1990; Brown 1996; Gray e Spies 1996; Palik et al 1997; McGuire et al 2001; Diaci 2002; Gagnon et al 2003; Ritter et al 2005 ; Gálhidy et al 2006). E' stato osservato inoltre un aumento del gradiente di luce dal bordo

meridionale del gap verso quello settentrionale durante la stagione vegetativa, come già evidenziato da altri autori in differenti ambienti (Poulson e Platt 1989; Coates 1998; Wright et al 1998; McGuire et al 2001; Grey et al 2002; Diaci 2002; Gagnon et al 2003; Mihok et al 2005; Raymond et al 2006; Diaci et al 2008).

Le condizioni microclimatiche giocano un ruolo chiave nei processi dei suoli forestali (Dai, 1996), in particolare nel turnover della sostanza organica.

Il rapporto C/N, un indice utilizzato per monitorare la decomposizione della lettiera, era maggiore nelle buche piccole e medie rispetto alle grandi, evidenziando un processo di umificazione più spinto a quello delle buche grandi. Nelle buche medie il livello di significatività per il rapporto C/N tra centro e bordo era superiore rispetto a quello esistente nelle buche piccole e grandi.

Dai dati ottenuti si evince che nella buca media vi è una buona attività biologica documentata dai più alti valori di deidrogenasi e FDA, parametri legati all'attività ossido-riduttiva e idrolitica del suolo. Vi è in fatti un maggior contenuto di ammonio derivante dal catabolismo della sostanza organica. Il contenuto di fenoli è minore rispetto alla buca grande e maggiore rispetto alla piccola, ed è inversamente correlato con i valori relativi al rapporto C/N. Questo dimostra che nelle buche medie vi è un maggiore equilibrio tra umificazione e mineralizzazione. Nelle buche piccole prevale l'umificazione della sostanza organica per una più bassa attività microbica, lo dimostra anche il minor contenuto di ammonio. Nella buca grande vi è una maggiore mineralizzazione dimostrata dal più basso valore di C/N e dal contenuto di fenoli solubili insieme ai valori di K^+ e NH_4^+ . Le migliori condizioni biologiche del suolo sembrano essere quelle della buca media.

Le difficoltà riscontrate nella valutazione della rinnovazione a causa del pascolo bovino, molto presente nella zona e che ne ha determinato la scomparsa, sono state superate tramite la realizzazione di una recinzione con apposita rete "pastorale" nelle aree di saggio, avvenuta nell'autunno del 2012.

La disseminazione (naturale per il faggio e artificiale fatta "a spaglio" per la rovere), molto abbondante nell'autunno 2012, causa annata di pasciona, è avvenuta nelle aree ormai protette dal pascolo, quindi la valutazione dei semenzali effettuata nell'autunno 2013 è stata scevra da problematiche simili.

Per quanto riguarda la rinnovazione, quella di faggio in particolare, il numero dei semenzali per m^2 è risultato essere influenzato significativamente dalle dimensioni delle buche. In particolare, nelle buche piccole si ha una rinnovazione significativamente maggiore rispetto alle buche grandi., e i dati ottenuti sono in accordo con quelli pubblicati da altri autori (Van der Meer et al 1999; Gugliotta et al 2003, 2006; Kint et al 2006; Muscolo et al 2011).

I semenzali presi in considerazione sono, ovviamente, tutti di un anno di età.

Il numero dei semenzali, indipendentemente dalle dimensioni delle buche è significativamente maggiore nelle microaree poste al centro rispetto a quelle poste al bordo. In aggiunta, la maggior parte dei semenzali si è sviluppata nelle microaree poste a S ed a E pressoché in tutte le buche.

La significatività presente in tutte le situazioni è data dai valori di F (significatività) che aumenta al diminuire della dimensione delle buche.

Riguardo le altre specie (rovere, abete bianco e pino laricio) non è stata effettuata alcuna indagine statistica data l'esiguità del numero dei semenzali nati all'interno delle buche. Nello specifico, gli sporadici semenzali di rovere nati a seguito della semina a spaglio effettuata nell'annata precedente si sono distribuiti maggiormente nelle buche medie rispetto alle buche grandi. Nessun semenzale di rovere è stato rilevato nelle buche piccole. Simili considerazioni possono essere fatte per le altre due specie per le quali, al contrario, non è stata fatta alcuna semina artificiale.

Gli incrementi espressi in mm, ante e post realizzazione delle buche, sono significativi a prescindere dalla grandezza di queste ultime e sono evidenti gli accrescimenti se confrontati con quelli delle piante succhiellate in bosco (Fig. 5)

Tra le buche la significatività aumenta al decrescere delle dimensioni delle buche .

Le piante posizionate a E e a S hanno avuto incrementi significativamente maggiori rispetto a quelle posizionate a N e O. Riguardo le buche grandi gli incrementi a E sono stati significativamente maggiori rispetto a gli incrementi delle piante posizionate a N e ad O .

Riguardo le buche medie gli incrementi a S sono stati significativamente maggiori rispetto agli incrementi delle piante posizionate a N e ad O .Nelle buche piccole non c'è una chiara connotazione riguardo la posizione delle piante che si accrescono maggiormente, quindi la posizione risulta meno importante rispetto alle buche grandi e medie .

Correlazioni

Riguardo la correlazione dei parametri microclimatici con la rinnovazione si evince che esistono correlazioni significative con tutti i parametri e la rinnovazione solo nelle buche medie. (Tab. 6)

Riguardo la posizione, sempre nelle buche medie, si evince che al centro buca esiste una correlazione significativa tra la rinnovazione, la temperatura e l'umidità; molto significativa invece è la correlazione tra rinnovazione e PAR. All'orlo, invece la correlazione è significativa tra la rinnovazione e la sola umidità. (Tab. 7)

Nelle buche medie esiste al centro anche correlazione positiva tra la rinnovazione e la quantità di azoto presente nel terreno; correlazione negativa invece tra la rinnovazione, il rapporto C/N e la quantità di fenoli. (Tab. 8)

Le analisi effettuate suggeriscono che le posizioni a S ed a E sono quelle che rispondono meglio riguardo lo sviluppo della rinnovazione ed anche riguardo l'accrescimento diametrico delle piante adulte di margine. Questo può essere dovuto all'insieme di fattori che concorrono alla creazione di un microclima particolarmente idoneo allo sviluppo di una specie tardo-successionale, come il *Fagus sylvatica*. E' evidente come la percentuale di radiazione che penetra in queste microzone all'interno della buca sia il motore che regola la temperatura e l'umidità, e per conseguenza anche l'attività biologica riguardo i nutrienti del terreno.

Tab. 6 - Correlazione tra i parametri climatici e la rinnovazione

Correlazioni						
Buca			Rinnovazione	Umidità	Temperatura	PAR
Grande	Rinnovazione	Pearson Correlation	1	0,069	-0,362	0,137
		Sig. (2-tailed)		0,732	0,064	0,496
	Umidità	Pearson Correlation	0,069	1	-,535**	-0,23
		Sig. (2-tailed)	0,732		0,004	0,245
	Temperatura	Pearson Correlation	-0,362	-,535**	1	,529**
		Sig. (2-tailed)	0,064	0,004		0,005
	PAR	Pearson Correlation	0,137	-0,231	,529**	1
		Sig. (2-tailed)	0,496	0,245	0,005	
Media	Rinnovazione	Pearson Correlation	1	,580**	-,387*	-,447*
		Sig. (2-tailed)		0,002	0,046	0,019
	Umidità	Pearson Correlation	,580**	1	-,600**	-0,27
		Sig. (2-tailed)	0,002		0,001	0,171
	Temperatura	Pearson Correlation	-,387*	-,600**	1	,432*
		Sig. (2-tailed)	0,046	0,001		0,024
	PAR	Pearson Correlation	-,447*	-0,271	,432*	1
		Sig. (2-tailed)	0,019	0,171	0,024	
Piccola	Rinnovazione	Pearson Correlation	1	-0,142	-0,213	0,198
		Sig. (2-tailed)		0,48	0,286	0,323
	Umidità	Pearson Correlation	-0,142	1	-,420*	-0,12
		Sig. (2-tailed)	0,48		0,029	0,562
	Temperatura	Pearson Correlation	-0,213	-,420*	1	,386*
		Sig. (2-tailed)	0,286	0,029		0,046
	PAR	Pearson Correlation	0,198	-0,117	,386*	1
		Sig. (2-tailed)	0,323	0,562	0,046	
**. Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed). *. Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).						

Tab.7 - Correlazione tra i parametri climatici e la rinnovazione nelle buche medie

Correlazioni							
Buca				Rinnovazio e	Umidità	Temperatura	PAR
Me dia	Cent ro	Rinnovazio ne	Pearson Correlation	1	0,545*	-0,573*	-0,717**
			Sig. (2-tailed)		0,035	0,026	0,003
		Umidità	Pearson Correlation	0,545*	1	-0,685**	-0,397
			Sig. (2-tailed)	0,035		0,005	0,143
		Temperatur a	Pearson Correlation	-0,573*	-0,685**	1	0,273
			Sig. (2-tailed)	0,026	0,005		0,324
		PAR	Pearson Correlation	-0,717**	-0,397	0,273	1
			Sig. (2-tailed)	0,003	0,143	0,324	
	Orlo	Rinnovazio ne	Pearson Correlation	1	0,619*	-0,167	-0,419
			Sig. (2-tailed)		0,032	0,604	0,175
		Umidità	Pearson Correlation	0,619*	1	-0,753**	-0,601*
			Sig. (2-tailed)	0,032		0,005	0,039
		Temperatur a	Pearson Correlation	-0,167	-0,753**	1	0,562
			Sig. (2-tailed)	0,604	0,005		0,057
		PAR	Pearson Correlation	-0,419	-0,601*	0,562	1
			Sig. (2-tailed)	0,175	0,039	0,057	
*. Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).							
**. Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).							

Tab. 8 - Correlazione tra i parametri edafici e la rinnovazione nelle buche medie

Correlazione

Buca				Rinnova zione	C	N	C/N	S.O.	Fenoli	K ⁺	N-NH ₄ ⁺	FDA	Deidro genasi
Media	Centro	Rinnova zione	Pearson Correlation	1,000	0,022	0,698**	-0,576*	-0,181	-0,739**	-0,496	0,206	-0,140	-0,490
			Sig. (2-tailed)		0,938	0,004	0,025	0,519	0,002	0,060	0,462	0,618	0,064
		C	Pearson Correlation	0,022	1,000	0,411	0,452	-0,706**	0,266	0,512	0,389	0,381	0,519*
			Sig. (2-tailed)	0,938		0,128	0,091	0,003	0,339	0,051	0,152	0,161	0,047
		N	Pearson Correlation	0,698**	0,411	1,000	-0,602*	-0,332	-0,440	-0,063	0,483	0,314	-0,311
			Sig. (2-tailed)	0,004	0,128		0,017	0,227	0,100	0,823	0,068	0,255	0,259
		C/N	Pearson Correlation	-0,576*	0,452	-0,602*	1,000	-0,314	0,581*	0,436	-0,050	0,029	0,716**
			Sig. (2-tailed)	0,025	0,091	0,017		0,254	0,023	0,104	0,859	0,917	0,003
		S.O.	Pearson Correlation	-0,181	-0,706**	-0,332	-0,314	1,000	0,182	-0,147	-0,500	-0,409	-0,059
			Sig. (2-tailed)	0,519	0,003	0,227	0,254		0,516	0,601	0,058	0,130	0,834
		Fenoli	Pearson Correlation	-0,739**	0,266	-0,440	0,581*	0,182	1,000	0,742**	-0,083	0,313	0,845**
			Sig. (2-tailed)	0,002	0,339	0,100	0,023	0,516		0,002	0,769	0,255	0,000
		K ⁺	Pearson Correlation	-0,496	0,512	-0,063	0,436	-0,147	0,742**	1,000	0,294	0,467	0,740**
			Sig. (2-tailed)	0,060	0,051	0,823	0,104	0,601	0,002		0,288	0,080	0,002
		N- NH ₄ ⁺	Pearson Correlation	0,206	0,389	0,483	-0,050	-0,500	-0,083	0,294	1,000	0,551*	0,022
			Sig. (2-tailed)	0,462	0,152	0,068	0,859	0,058	0,769	0,288		0,033	0,937
		FDA	Pearson Correlation	-0,140	0,381	0,314	0,029	-0,409	0,313	0,467	0,551*	1,000	0,193
			Sig. (2-tailed)	0,618	0,161	0,255	0,917	0,130	0,255	0,080	0,033		0,490
		Deidro genasi	Pearson Correlation	-0,490	0,519*	-0,311	0,716**	-0,059	0,845**	0,740**	0,022	0,193	1,000
			Sig. (2-tailed)	0,064	0,047	0,259	0,003	0,834	0,000	0,002	0,937	0,490	
	Orlo	Rinnova zione	Pearson Correlation	1,000	-0,269	0,055	-0,374	0,149	0,321	0,296	-0,079	-0,142	0,161
			Sig. (2-tailed)		0,398	0,864	0,230	0,644	0,309	0,349	0,808	0,661	0,618
		C	Pearson Correlation	-0,269	1,000	0,659*	-0,080	-0,234	0,093	0,178	0,296	0,125	0,052
			Sig. (2-tailed)	0,398		0,020	0,805	0,465	0,774	0,579	0,351	0,698	0,872
		N	Pearson Correlation	0,055	0,659*	1,000	-0,769**	-0,081	-0,129	0,293	0,510	0,456	-0,097
			Sig. (2-tailed)	0,864	0,020		0,003	0,802	0,690	0,356	0,090	0,137	0,764
		C/N	Pearson Correlation	-0,374	-0,080	0,769**	1,000	-0,063	0,157	-0,334	-0,364	-0,423	0,141
			Sig. (2-tailed)	0,230	0,805	0,003		0,845	0,625	0,288	0,244	0,171	0,662
		S.O.	Pearson Correlation	0,149	-0,234	-0,081	-0,063	1,000	-0,208	-0,279	-0,446	-0,487	0,485
			Sig. (2-tailed)	0,644	0,465	0,802	0,845		0,516	0,380	0,147	0,108	0,110
		Fenoli	Pearson Correlation	0,321	0,093	-0,129	0,157	-0,208	1,000	0,312	-0,236	0,187	0,139
			Sig. (2-tailed)	0,309	0,774	0,690	0,625	0,516		0,323	0,461	0,562	0,667
		K ⁺	Pearson Correlation	0,296	0,178	0,293	-0,334	-0,279	0,312	1,000	0,353	0,295	0,027
			Sig. (2-tailed)	0,349	0,579	0,356	0,288	0,380	0,323		0,261	0,351	0,934
		N- NH ₄ ⁺	Pearson Correlation	-0,079	0,296	0,510	-0,364	-0,446	-0,236	0,353	1,000	0,709**	-0,284
			Sig. (2-tailed)	0,808	0,351	0,090	0,244	0,147	0,461	0,261		0,010	0,371
		FDA	Pearson Correlation	-0,142	0,125	0,456	-0,423	-0,487	0,187	0,295	0,709**	1,000	-0,494
			Sig. (2-tailed)	0,661	0,698	0,137	0,171	0,108	0,562	0,351	0,010		0,102
		Deidro genasi	Pearson Correlation	0,161	0,052	-0,097	0,141	0,485	0,139	0,027	-0,284	-0,494	1,000
			Sig. (2-tailed)	0,618	0,872	0,764	0,662	0,110	0,667	0,934	0,371	0,102	

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

* . Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

6. Conclusioni

Le analisi effettuate sulla significatività suggeriscono come, dal punto di vista gestionale, sia maggiormente favorevole puntare sull'apertura di buche di medie dimensioni 400 m² rispetto a quelle più piccole e/o più grandi prese in esame, in quanto è proprio in quelle medie che si evince che la rinnovazione è fortemente correlata a tutti i parametri biotici ed abiotici presi in esame. In aggiunta le buche di medie dimensioni sembrano essere quelle più sostenibili relativamente alla qualità del suolo, mantenendo un giusto equilibrio tra umificazione e mineralizzazione e una buona attività microbica. Riguardo la salvaguardia e l'incremento della biodiversità, si è visto che all'interno delle buche piccole siano i soli semenzali di faggio ad affermarsi, non creando quindi sviluppo e/o aumento di biodiversità. Le buche grandi invece a causa dell'eccessiva irradiazione solare che determina un minore attecchimento della rinnovazione delle specie tardo-successionali a favore di quelle pioniere, si favorisce una regressione nelle serie vegetazionali. Le buche medie invece, pur presentando un minor numero di semenzali, danno ospitalità ad altre specie importanti, come la rovere, consentendo, nel lungo periodo, la possibilità di una maggiore distribuzione di quest'ultime all'interno di formazioni monospecifiche come quella prese in esame, in accordo ad altri autori (Bianchi et al, 2009, Paci et al 1996). Tale dimensioni oltre ad un significato ecologico rispondono anche a criteri di sostenibilità economica.

7. Riflessioni

Alla luce dei risultati ottenuti si ritiene indispensabile continuare a monitorare la rinnovazione delle diverse specie nelle buche di differente dimensione per valutarne le dinamiche nel corso degli anni e poter calibrare interventi utili a restaurare una struttura e una composizione complessa verosimilmente più vicina a quelle delle foreste primigenie: quale quella dell'antica struttura polispecifica della foresta.

8. Ringraziamenti

Si ringrazia l'Ufficio Territoriale per la Biodiversità-Corpo Forestale dello Stato di Reggio Calabria, nella persona del V.Q.A.F. Dott.ssa Marina Forgione, con quale il Dipartimento GESAF dell'Università degli Studi Mediterranea di Reggio Calabria, nella persona del Prof. Roberto Mercurio come responsabile scientifico, ha stipulato la convenzione che ha portato a questo risultato.

Si ringraziano la Prof.ssa Adele Muscolo, la Dott.ssa Maria Sidari e lo stesso Prof. Roberto Mercurio per avermi accompagnato in questa preziosa esperienza.

9. Bibliografia

Adam G, Duncan H (2001) Development of a sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils, *Soil Biol. Biochem.* 33: 943–951.

Albanesi E, Gugliotta OI, Mercurio I, Mercurio R (2005) Effects of gap size and within-gap position on seedlings establishment in Silver fir stands. *Forest@* 2:358-366 [online] URL: <http://www.sisef.it/>. Accessed 19 December 2005

Allen CD, Savage M, Falk D, Suckling KF, Swetnam TW, Schulke T, Stacey PB, Morgan P, Hoffman M, Klingel JT (2002) Ecological restoration of Southwestern ponderosa pine ecosystems: a broad perspective. *Ecol Appl* 12:1418-1433

Amorini E, Fabbio G, Tabacchi G (1995). Le faggete di origine agamica: evoluzione naturale e modello culturale per lavviamento ad alto fusto. In: Atti del Seminario “Funzionalità del sistema faggeta”. AISE, Firenze 16-17 Nov 1995, pp. 331-345.

Archibold OW, Acton C, Ripley EA (2000) Effect of site preparation on soil properties and vegetation cover, and the growth and survival of white spruce (*Picea glauca*) seedlings, in Saskatchewan. *For Ecol Manage* 131:127-141

ARPACAL - Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente in Calabria

Attiwill PM (1994) The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *For Ecol Manage* 63:247-300

Bagnaresi U, Giannini R (1999). La selvicoltura delle faggete: sintesi dello stato dell'arte. In: Scarascia Mugnozza G. (Ed.) *Ecologia strutturale e funzionale di faggete appenniniche*, Edagricole, Bologna, pp. 187-199.

Baker PJ, Bunyavejchewin S, Oliver CD, Ashton PS (2005) Disturbance history and historical stand dynamics of a seasonal tropical forest in western Thailand. *Ecol Monogr* 75:317-343

- Balisky AC, Burton PJ (1997) Planted conifer seedling growth under two soil thermal regimes in high elevation forest openings in interior British Columbia. *New For.* 14, 63–82.
- Barik SK, Pandey HN, Tripathi RS, Rao P (1992) Microenvironmental variability and species-diversity in treefall gaps in a subtropical broadleaved forest. *Vegetatio* 103:31-40
- Battles JJ, Dushoff JG, Fahey TJ (1996) Line intersect sampling of forest canopy gaps. *For Sci* 42:131-138
- Bauhus J (1996) C and N mineralization in an acid forest soil along a gap-stand gradient. *Soil Biol Biochem* 28: 923-932
- Bauhus J, Bartsch N (1995) Mechanisms for carbon and nutrient release and retention in beech forest gaps. I. Microclimate, water balance and seepage water chemistry. *Plant Soil* 169:579-584
- Bianchi L, Bottacci A, Paci M, Quilghini G (2009) - Struttura e dinamismo forestale nella Riserva Naturale Integrale di Sasso Fratino. In: *La Riserva naturale integrale di Sasso Fratino:1959-2009. 50 anni di conservazione della biodiversità.* CFS/UTB Pratovecchio: 69-74.
- Bianchi L, Bottacci A, Calamini G, Maltoni A, Mariotti B, Quilghini G, Salbitano F, Tani A, Zoccola A, Paci M (2011) Structure and dynamics of a beech forest in a fully protected area in the northern Apennines (Sasso Fratino, Italy). *iForest* 4:136-144
- Biondi E, Baldoni M (1994) - Sul fitoclima della Penisola Italiana. *Giorn. Bot. Ital.* 128 (1): 461.
- Borghetti M (2005) Intorno a Kyoto e ai nostri boschi, *Forest@* 2 (1): 5-6. [on line] URL: <http://www.sisef.it/>.
- Bottero A., Garbarino M., Dukic V., Govedar Z., Lingua E., Nagel T. A., Motta R. (2011) Gap-phase dynamics in the old-growth forest of Lom, Bosnia and Herzegovina. *Silva Fennica* vol. 45 no. 5
- Box JD (1983) Investigation of the Folin–Ciocalteu reagent for the determination of polyphenolic substances in natural waters, *Water Res.* 17 511–525.

Branson FA (1985) Vegetation changes on western rangeland. (Range Monograph 2 ed.) Society for Range Management, Denver, Colorado

Bremner, J.M (1996) Nitrogen-Total. In: Methods of Soil Analysis, Part 3. Sparks, D.L. (Ed.). SSSA Book Ser. 5. ASA and SSSA, Madison, WI, pp: 1085-1121.

Brockway DG, Outcalt KW (1998) Gap-phase regeneration in longleaf pine wiregrass ecosystems. For Ecol Manage 106:125-139

Brokaw NVL (1985) Treefalls, regrowth and community structure in tropical forests. In: Pickett SA, White DC (Eds) The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, Inc, Orlando, pp 53-69

Brokaw NVL, Busing RT (2000) Niche *versus* chance and tree diversity in forest gaps. Trends Ecol Evol 15:183-189

Brown, ND (1993) The implications of climate and gap microclimate for seedling growth conditions in a Bornean low land rain forest. Journal of Tropical Ecology 9: 153 – 168

Brown N (1996) A gradient of seedling growth from the centre of a tropical rain forest canopy gap. For Ecol Manage 82:239-244

Brullo S, Scelsi F, Spampinato G (2001) *La vegetazione dell'Aspromonte: Studio fitosociologico*. Laruffa Editore, Reggio Calabria, pp.368.

Busing RT (1994) Canopy cover and tree regeneration in old-growth cove forests of the Appalachian Mountains. Vegetatio 115:19-27

Busing RT, White PS (1997) Species diversity and small-scale disturbance in an old-growth temperate forest: a consideration of gap partitioning concepts. Oikos 78:562-568

Bush MB, Colinvaux PA (1994) Tropical forest disturbance: paleoecological records from Darien, Panama. *Ecology* 75, 1761-1768

Caminiti F., Gugliotta O.I., Mercurio R., Modica G., Spampinato G., 2003. Primo contributo per lo studio dei tipi forestali nel Parco Nazionale dell'Aspromonte. *Annali Accademia Italiana di Scienze Forestali*, Vol. LI (2002): 159-218.

Canham CD (1989) Different responses to gaps among shade-tolerant tree species. *Ecology* 70:548-550

Canham CD, Denslow JS, Platt WJ, Runkle JR, Spies TA, White PS (1990) Light regimes beneath closed forest canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forests. *Can J For Res* 20:620-631

Cappelli M (1988) *Selvicoltura generale*. Edagricole, Bologna

Caquet B, Montpied P, Dreyer E, Epron D, Collet C (2010) Response to canopy opening does not act as a filter to *Fagus sylvatica* and *Acer* sp. advance regeneration in a mixed temperate forest. *Ann For Sci* 67, 105, pp 11

Chandrashekara UM, Ramakrishnan PS (1994) Successional patterns and gap phase dynamics of a humid tropical forest of the Western Ghats of Kerala, India: ground vegetation, biomass, productivity and nutrient cycling. *For Ecol Manage* 70:23-40

Chave J (1999) Study of structural, successional and spatial patterns in tropical rain forests using TROLL, a spatially explicit forest model. *Ecological Modelling* 124: 233 – 254

Ciancio O (1999) Dalla selvicoltura naturalistica alla selvicoltura sistemica: evoluzione o rivoluzione scientifica? In: Atti II congresso SISEF (Bucci G, Minotta G e Borghetti M eds). Bologna 20-22 ottobre 1999, Avenue Media, Bologna, pp. 95-100
Ciancio, O. (2005) - Modelli di gestione sostenibile degli ecosistemi forestali per la conservazione della complessità e della diversità biologica, *L'Italia Forestale e Montana*, 60 (4), pp. 337-339.

Ciancio O (2002). Teoria della gestione sostenibile delle risorse ambientali e forestali. In: *Linee guida per la gestione sostenibile delle risorse forestali e pastorali nei Parchi Nazionali*. A cura di Ciancio, O., Corona, P., Marchetti, M., Nocentini, S. *Accademia Italiana di Scienze Forestali*, Firenze: pp. 13-46.

Ciancio O (2005) - Modelli di gestione sostenibile degli ecosistemi forestali per la conservazione della complessità e della diversità biologica. *L'Italia Forestale e Montana*, 60(4): pp. 337-339.

Ciancio O (2009) La selvicoltura tra filosofia e scienza. *L'Italia Forestale e Montana*, 64 (5): 277-284.

Ciancio, O., Corona, P., Morosi, C. (a cura di) 2001. Materiali di studio per la gestione sostenibile dei sistemi forestali. POM Misura 2 B28, Firenze, Accademia Italiana di Scienze Forestali, p. 78.

Ciancio O, Nocentini S (2009) Gestione forestale e fauna. *L'Italia Forestale e Montana*. 64 (1): 3-8.

Clary WP, Medin D (1990) Differences in vegetation biomass and structure due to cattle grazing in the northern Nevada riparian ecosystem. Res. Paper INT.427-USAFS. 8 pages

Clinton BD, Boring LR, Swank WT (1993) Canopy gap characteristics and drought influences in oak forests of the Coweeta Basin. *Ecology* 74:1551-1558

Coates KD (1998) Tree species response to gap formation in partially-cut interior cedar-hemlock forests of northwestern British Columbia. Dissertation, University of British Columbia

Coates KD (2000) Conifer seedling response to northern temperate canopy gaps. *For Ecol Manage* 127:249-269

Coates KD (2002) Tree recruitment in gaps of various size, clear-cut and undisturbed mixed forest of interior British Columbia, Canada. *For Ecol Manage* 155:387-398

Coates KD, Burton PJ (1997) A gap-based approach for development of silvicultural systems to address ecosystem management objectives. *For Ecol Manage* 99:337-354

Collins BS, Pickett STA (1987) Influence of canopy opening on the environment and herb layer in a Northern Hardwoods Forest. *Vegetatio* 70:3-10

Condit R (1995) Research in large, long-term tropical forest plots. *Trends in ecology evolution* 10: 18-22

Cortese E. (1934) Descrizione geologica della Calabria. Roma

Cuevas JG (2003) Gap characteristics in relation to forest structure and implications for southern beech forest dynamics. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 1915–1922

Cutini A, Gamba C, Mercurio R, Modica G, Piovanelli C, Simoncini S (2004) Osservazioni ecologiche su tagli a buche nelle abetine del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi. *Annali Istituto Sperimentale per la Selvicoltura* 31:27-38

Dadkhah M, Gifford GF (1981) Influence of vegetation, rock cover, and trampling on infiltration rates and sediment production. *Water Resour Bull* 16:979-985

Dai X (1996) Influence of light conditions in canopy gaps on forest regeneration: a new gap light index and its application in a boreal forest in east central Sweden. *Forest Ecology and Management* 84: 187–197.

De Angelis P, Scarascia-Mugnozza G (1995) Cambiamenti ambientali a scala globale: il ruolo degli ecosistemi forestali. *L'Italia Forestale e Montana* 5: pp. 457-480.

Dekker M, van Breugel M, Sterck FJ (2007) Effective height development of four co-occurring species in the gap-phase regeneration of Douglas fir monocultures under nature-oriented conversion. *For Ecol Manage* 238:189-198

Del Favero R (2010) I boschi delle regioni dell'Italia centrale. Cleup, Padova

Denslow JS (1980) Gap partitioning among tropical rainforest trees. *Biotropica* (supplement) 12:47-55

Denslow JS (1987) Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Annu Rev Ecol Syst* 18:431-451

Denslow JS, Spies TA (1990) Canopy gaps in forest ecosystem: an introduction. *Can J For Res* 20:619

- Denslow JS, Ellison AM, Sanford RE (1998) Treefall gap size effects on above- and below-ground processes in a tropical wet forest. *J Ecol* 86:597-609
- De Philippis A (1948) Su alcune forme di trattamento delle fustaie. *L'Italia Forestale e Montana* 3:3-10
- Di HJ, Cameron KC, Milne J, Drewry JJ, Smith NP, Hendry T, Moore S, Reijnen B (2001) A mechanical hoof for simulating animal treading under controlled conditions. *New Zeal J Agric Res* 44:111-116
- Diaci J (2002) Regeneration dynamics in a Norway spruce plantation on a silver fir-beech forest site in the Slovenian Alps. *For Ecol Manage* 161:27-38
- Diaci J, Gyoerek N, Gliha J, Nagel TA (2008) Response of *Quercus robur* L. seedlings to north-south asymmetry of light within gaps in floodplain forests of Slovenia. *Ann For Sci* 65:105
- Diaci J, Adamic T, Rozman A (2012) Gap recruitment and partitioning in an old-growth beech forest of the Dinaric Mountains: Influences of light regime, herb competition and browsing. *For Ecol Manage* 285:20-28
- Dietze M, Clark JS (2008) Rethinking gap dynamics: the impact of damaged trees and sprouts. *Ecological Monographs*. 78(3):331-347
- Douglas N. (1915) *Old Calabria*, London: Secker 352 p.
- Dubé P, Fortin MJ, Canham CD, Marceau DJ (2001) Quantifying gap dynamics at the patch mosaic level using a spatially-explicit model of a northern hardwood forest ecosystem. *Ecol Model* 142:39-60
- Dupuy JM, Chazdon RL (2008) Interacting effects of canopy gap, understory vegetation and leaf litter on tree seedling recruitment and composition in tropical secondary forests. *For Ecol Manage* 255:3716-3725

Eysenrode DS, Bogaert J, van Hecke, P & Impens I (1998) Influence of tree-fall orientation on canopy gap shape in an Ecuadorian rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 14:865 – 869

Food and Agriculture Organization (FAO) (2004). *Socio-economic Analysis and Policy Implications of the Roles of Agriculture in Developing Countries*. Summary Report, Roles of Agriculture Project, FAO, Rome, Italy

Foster, J.R. and Reiners, W.A. (1986) Size distribution and expansion of canopy gaps in a northern Appalachian spruce-fir forest. *Vegetatio* 68: 109-114.

Frost P, Medina E, Menaut JC, Solbrig O, Swift M, Walker B (1986) Responses of Savannas to stress and disturbance: A proposal for collaborative programme of research. Report of a Workshop organized in collaboration with the Commission of European Communities (CEC). Special issue - 10, IUBS, pp. 1-82

Gagnon JL, Jokela EJ, Moser WK, Huber DA (2003) Dynamics of artificial regeneration in gaps within a longleaf pine flatwoods ecosystem. *Forest Ecology and Management* 172:133-144

Gagnon JL, Jokela EJ, Moser WK, Huber DA (2004) Characteristics of gaps and natural regeneration in mature longleaf pine flatwoods ecosystems. *Forest Ecology and Management* 187:373-380

Gálhidy L, Mihók B, Hagyó A, Rajkai K, Standovár T (2005) Effects of gap size and associated changes in light and soil moisture on the understorey vegetation of a Hungarian beech forest. *Plant Ecology* 183:133-145

Gangemi M (1985) Uomini e boschi nel reggino durante l'ultima dominazione borbonica. *Rassegna degli Archivi di Stato* n.3, anno 1985

Garbarino M, Borgogno Mondino E, Lingua E, Nagel TA, Dukić V, Govedar Z, Motta R (2012) Gap disturbances and regeneration patterns in a Bosnian old-growth forest: a multispectral remote sensing and ground-based approach. *Annals of Forest Science* 69: 617-625

Gentile S (1970) Sui faggeti dell'Italia meridionale. Atti Ist. Bot. Univ. Pavia (ser. 6) 5 (1969): 207-306.

Giacobbe A (1958) Prospettive colturali delle foreste appenniniche. Annali Accademia Italiana di Scienze Forestali 7:241-258

Gillet F, Gallandat JD (1996) Wooded pastures of the Jura mountains. In: Etienne M (ed) Western european silvopastoral system, INRA Editions, Paris, pp 37-53

Gokbulak F (1998) Effects of livestock trampling on soil hydro-physical properties. Istanbul Universitesi Orman Fakultesi Dergisi 48:113-133

Goldblum D (1997) The effects of treefall gaps on under story vegetation in New York State. J Veg Sci 8:125-132

Gray AN, Spies TA (1996) Gap size, within-gap position and canopy structure effects on conifer seedling establishment. J Ecol 84:635-645

Gray AN, Spies TA, Easter MJ (2002) Microclimate and soil moisture responses to gap formation in coastal Douglas-fir forests. Can J For Res 32:332-343

Gray AN, Spies TA, Pabst RJ (2012) Canopy gaps affect long-term patterns of tree growth and mortality in mature and old-growth forests in the Pacific Northwest. For Ecol Manage 281:111-120

Gratzer G, Rai PB, Glatzel G (1999) The influence of the bamboo *Yushania microphylla* on regeneration of *Abies densa* in central Bhutan. Can J For Res 29:1518-1527

Groffman PM, McDowell WH, Myers JC, Merriam JL (2001) Soil microbial biomass and activity in tropical riparian forests. Soil Biol Biochem 33:1339-48

Grubb PJ (1977) Maintenance of species-richness in plant communities – importance of regeneration niche. Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society 52: 107–145

Gugliotta OI, Mercurio R (2003) Prime osservazioni su tagli a buche in pinete di pino nero in Abruzzo. *Monti e Boschi* 54:18-21

Gugliotta OI, Mercurio R, Albanesi E (2006) Dinamiche della rinnovazione naturale in tagli a buche in pinete di pino laricio (*Pinus laricio* Poiret) dell'Appennino meridionale. *Forest@* 3:380-386. [online] URL: <http://www.sisef.it/>

Harcombe PA, Bill CJ, Fulton M, Glitzenstein JS, Marks PL, Elsie IS (2002) Stand dynamics over 18 years in a southern mixed hardwood forest, Texas, USA. *J Ecol* 90:947-957

Heitz R, Rehfuß KE (1999) Reconversion of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands into mixed forests: effects on soil properties and nutrient fluxes. In: Olsthoorn AFM, Bartelink HH, Gardiner JJ, Pretzsch H, Hekhuis HJ, Franc A (eds) *Management of mixed-species forest: silviculture and economics*. IBN-DLO, Wageningen, pp 46-57

Helgersen OT (1990) Heat damage in tree seedlings and its prevention. *New Forests* 3:333-358

Henry JD, Swan JMA (1974) Reconstructing forest history from live and dead plant material - an approach to the study of forest succession in southwest New Hampshire. *Ecology* 55:772-78

Hofmann A (1956) L'utilizzazione delle faggete del meridione. *L'Italia Forestale e Montana* 11 (2): 69-91.

Hofmann A (1991) Il faggio e le faggete in Italia. *MAF CFS, Collana Verde* 81, pp.140.

INFC 2003 Guida alla classificazione della vegetazione forestale. ISAF/Università La Sapienza/CFS

Howe HF (1990) Habitat implications of gap geometry in tropical forests. *Oikos* 59: 141 – 144

Imhoff S, Silva AP, Tormena CA (2000) Applications of the resistance curve in the control of the physical quality of soils under grass. *Pes Agropec Bras* 35:1493-1500

IPCC (2007) Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA

- Kanzaki, M. (1984) Regeneration in subalpine coniferous forests. I. Mosaic structure and regeneration process in a *Tsuga diversifolia* forest. Bot. Mag. Tokyo 97:297-311.
- Karlsson, C., and Orlander, G. 2000. Soil scarification shortly before a rich seed fall improves seedling establishment in seed tree stands of *Pinus sylvestris*. Scand. J. For. Res. 15: 256-266.
- Kathke S & Bruehlheide H (2010) Gap dynamics in a near-natural spruce forest at Mt Brocken, Germany. Forest Ecology and Management 259: 624 – 632
- Kenk G, Guehne S (2001) Management of transformation in central Europe. For Ecol Manage 151:107-119
- Kimmins JP (2004) Forest Ecology. Prentice Hall Upper Saddle River, New Jersey
- Kint V, Geudens G, Mohren GMJ, Lust N (2006) Silvicultural interpretation of natural vegetation dynamics in ageing Scots pine stands for their conversion into mixed broadleaved stands. For Ecol Manage 223:363-370
- Kneeshaw, D.D. and Bergeron, Y. (1998) Canopy gap characteristics and tree replacement in the southern boreal forest. Ecology 79: 783-794.
- Kuijper DPJ, Cromsigt JPM, Churski M, Adam B, Jeźdrzejewska B, Jeźdrzejewski W (2009) Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest? For Ecol Manage 258:1528-1535
- Kumar A, Ram J (2005) Anthropogenic disturbances and plant biodiversity in forests of Uttarakhand, central Himalaya. Biodivers Conserv 14:309-331
- Kwit C, Platt WJ (2003) Disturbance history influences regeneration of non-pioneer understory trees. Ecology 84:2575-2581
- Lertzman, K.P. and Krebs, C.J. (1991) Gap-phase structure of a subalpine old-growth forest. Can. J. For. Res. 21: 1730-1741.

Lertzman, K.P. (1992) Patterns of gap-phase replacement in a subalpine old-growth forest. *Ecology* 73: 657-669.

Levey DJ (1988) Tropical wet forest treefall gaps and distribution of understory birds and plants. *Ecology* 69:1076-1089

Levin IP, Schneider SL, Gaeth GJ (1998) All frames are not created equal: a typology and critical analysis of framing effects. *Organizational Behavior and Human Decision Processes* 76: 149–188.

Li QZ, Bogaert J, Nijs I. (2005) Gap pattern and colonization opportunities in plant communities: effects of species richness, mortality, and spatial aggregation. *Ecography* 28:777-90

Lieffers VJ, Messier C, Stadt KJ, Gendron F, Comeau PG (1999) Predicting and managing light in the understory of boreal forests. *Can J For Res* 29:796-811

Lima RAF, Moura LC (2008) Gap disturbance regime and composition in the Atlantic. Montane Rain Forest: the influence of topography. *Plant Ecology* 197:239–253.

Lindenmayer DB, Franklin JF (2002) *Conserving forest biodiversity: A comprehensive multiscaled approach*. Island Press, Washington, DC

Lundquist JE, Beatty JS (2002) A method for characterizing and mimicking forest canopy gaps caused by different disturbances. *Forest Science* 48: 582–594

Malcom DC, Mason WL, Clarke GC (2001) The transformation of conifer forests in Britain-regeneration, gap size and silvicultural systems. *For Ecol Manage* 151:7-23

Masci A, Papi R, Scarascia Mugnozza G (1999) Struttura selvicolturale di faggete appenniniche e rapporti con la biodiversità. In: Scarascia Mugnozza G. (Ed.) *Ecologia strutturale e funzionale di faggete appenniniche*, Edagricole, Bologna, pp. 201-220.

McCarthy J W (2001) Gap dynamics of forest trees: A review with particular attention to boreal forests. *Environ Rev* 9:1-59

McGuire JP, Mitchell RJ, Moser EB, Pecot SD, Gjerstad DH, Hedman CW (2001) Gaps in a gappy forest: plant resources, longleaf pine regeneration, and understory response to tree removal in longleaf pine savannas. *Can J For Res* 31:765-778

Melillo JM (1999) Warm, warm on the range. *Science* 283, 183–184

Mercurio R (1994) Esperienze sul trattamento delle abetine nelle foreste casentinesi. *Annali Istituto Sperimentale per la Selvicoltura* XXII:95-116

Mercurio R (1999) Il taglio a buche: una forma colturale ancora valida? *L'Italia Forestale e Montana* 56: 4-17

Mercurio R (2000) Esperienze e prospettive sull'applicazione del taglio a buche nelle abetine del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi. *L'Italia Forestale e Montana* 55:219-230

Mercurio R (2001) Linee guida per la individuazione e la gestione delle tipologie forestali nel Parco Nazionale dell'Aspromonte. In: Convenzione tra Ente Parco Nazionale dell'Aspromonte e Università degli studi *Mediterranea* di Reggio Calabria. "*Collaborazione tecnico-scientifica con l'Ufficio di Piano finalizzata alla redazione del Piano, del Regolamento e del Piano economico-sociale*". GRUPPO DI LAVORO "SISTEMA DELLE RISORSE FLORISTICHE E FORESTALI". (Coord. Prof. Carmelo Riccardo Fichera). Unità Operativa "FORESTALE" Responsabile scientifico: Prof. Roberto Mercurio. Collaboratori: Dott. For. Franco Caminiti, Dott. For. Orazio Gugliotta, Dott. For. Giuseppe Modica. Università Mediterranea, Reggio Calabria.

Mercurio R (2005) La rinaturalizzazione dei rimboschimenti: tra aspettative e realtà scientifica. *SISEF Atti* 4:19-25

Mercurio R (2010) Restauro della foresta mediterranea. Clueb, Bologna

Mercurio R, Spampinato G (2001) Dinamiche della vegetazione in tagli a buche nelle abetine del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi. *Inf Bot It* 33:215-218

Messier C (1996) Managing light and understory vegetation in boreal and temperate broadleaf-conifer forests. In: Comeau PG, Thomas KD (eds) *Silviculture of temperate and boreal broadleaf-conifer mixtures*. Province of British Columbia, Ministry of Forests Research Program, pp 59-81

Midgley JJ, Cameron MC, Bond WJ (1995) Gap characteristics and replacement patterns in the Knysna Forest, South Africa. *Journal of Vegetation Science* 6: 29 –36

Mihók B, Gálhidy L, Hagyó A, Standovár T, Rajkai K (2004) Comparative studies of gap-phase regeneration in managed and natural beech forests in different parts of Europe: relations between tree regeneration and light, soil conditions, and ground vegetation. Part 5 - Case study partner report from Hungary. NatMan project WP3. Working Report 37. Deliverable 12 and 21.

Mihók B, Gálhidy L, Kelemen K, Standovár T (2005) Study of gap-phase regeneration in a managed beech forest: relations between tree regeneration and light, substrate features and cover of ground vegetation. *Acta Silv Lign Hung* 1: 25-38

Milner JM, Bonenfant C, Mysterud A, Gaillard JM, Csanyi S, Stenseth NC (2006) Temporal and spatial development of red deer harvesting in Europe: biological and cultural factors. *J Appl Ecol* 43:721-734

Mosandl R, Kussner R (1999) Conversion of pure pine and spruce forests into mixed forests in eastern Germany: some aspects of silvicultural strategy. In: Olsthoorn AFM, Bartelink HH, Gardiner JJ, Pretzsch H, Hekhuis HJ, Franc A (eds) *Management of mixed-species forest: silviculture and economics*. IBN-DLO, Wageningen, pp 208-218

Muscolo A, Concheri G, Nardi S (1991). Ciclo evolutivo della sostanza organica di alcuni terreni forestali dell' Aspromonte in relazione alla diversa copertura vegetale. *Monti e Boschi (Edagricole)*. 4: 59-62.

Muscolo A, Cianci V (1996): Evoluzione della sostanza organica di alcuni terreni forestali dell'Aspromonte in relazione alla diversa copertura forestale. *Monti e Boschi (Edagricole)* n°6, 54-58.

Muscolo A, Sidari M (1998) Evolution of phenolic compound and humic substances in different forest soils of Aspromonte (Southern Italy) under different tree species. *Fresenius Envir. Bull.*,7: 197-202.

Muscolo A, Sidari M, Mercurio R (2007a) Variations in soil chemical properties and microbial biomass in artificial gaps in Silver fir stands. *Eur J For Res* 126:59-65

Muscolo A, Sidari M, Mercurio R (2007b) Influence of gap size on organic matter decomposition, microbial biomass and nutrient cycle in Calabrian pine (*Pinus laricio* Poiret) stands. *For Ecol Manage* 242:412-418

Muscolo A, Mallamaci C, Sidari M, Mercurio R (2011) Effects of gap size and soil chemical properties on the natural regeneration in black pine (*Pinus nigra* Arn.) stands. *Tree For Sci Biotechnol* 5:65-71

Mwendera EJ, Saleem MAM (1997) Hydrologic response to cattle grazing in the Ethiopian highlands. *Agric Ecosyst Environ* 64:33-41

Nagel TA, Svoboda M, Rugani T, Diaci J (2010) Gap regeneration and replacement patterns in an old-growth *Fagus–Abies* forest of Bosnia- Herzegovina. *Plant Ecol* 208:307-318

Nakamura A, Morimoto Y, Mizutani YA (2005) Adaptive management approach to increasing the diversity of a 30-year-old planted forest in an urban area of Japan. *Landsc Urban Plan* 70:291-300

Nakashizuka T (1989) Role of uprooting in composition and dynamics of an old-growth forest in Japan. *Ecology* 70:1273-1278

Newman R, Powell GW (1997) Forest grazing: effects of cattle trampling and browsing on lodgepole pine plantations. B.C. Ministry of Forests, Kamloops, B.C. Extension Note No. 13.

Nocentini S. (2001). Revisione critica del concetto di gestione forestale sostenibile. *L'Italia Forestale e Montana*, Anno LVI (6): 407-416.

Nocentini S (2005) Conservazione della complessità e della diversità biologica dei sistemi forestali, *L'Italia Forestale e Montana*, 60 (4), pp. 341-349.

Nuske RS, Sprauer S, Saborowski J (2009) Adapting the pair-correlation function for analysing the spatial distribution of canopy gaps. *Forest Ecology and Management* 259:107–116

Nyland RD (2002) *Silviculture. Concepts and applications*. McGraw Hill, Boston

Obiri JF, Lawes MJ (2004) Chance versus determinism in canopy gap regeneration in coastal scarp forest in South Africa. *J Veg Sci* 15:539-547

Ochiai Y, Okuda S, Sato A (1994) The influence of canopy gap size on soil water condition in a deciduous broad-leaved secondary forest in Japan. *J Jpn For Soc* 76: 308-314

Ogden J, Fordham RA, Pilkington S, Serra, RG (1991) Forest gap formation and closure along an altitudinal gradient in Tongariro National Park, New Zealand. *Journal of Vegetation Science* 2:165–172.

Oldeman RAA (1978) Architecture and energy exchange of dicotyledonous trees in the forest. In: Tomlinson PB, Zimmerman MH (eds) *Tropical trees as living systems*. Cambridge University Press, Cambridge pp 535-560

Ostertag R (1998) Belowground effects of canopy gaps in a tropical wet forest. *Ecology* 79:1294-1304

Ozawa M, Shibata H, Satoh F, Sasa K (2001) Effects of surface soil removal on dynamics of dissolved inorganic nitrogen in a snow-dominated forest. In: *Optimizing Nitrogen Management in Food and Energy Production and Environmental Protection: Proceedings of the Second International Nitrogen Conference on Science and Policy*. The Scientific World, vol 1, pp. 527-533

Paci M (2004) *Ecologia Forestale*. Edagricole, Bologna.

Paci M, Ciampelli F (1996) Risposta della vegetazione all'apertura di gap nella Riserva Naturale Integrale di Sasso Fratino. *Monti e Boschi* 2; 50-58.

Palik BJ, Mitchell RJ, Houseal G, Pederson N (1997) Effects of canopy structure on resource availability and seedling responses in a longleaf pine ecosystem. *Can J For Res* 27:1458-1464

Parsons WFJ, Knight DH, Miller SL (1994) Root gap dynamics in lodgepole pine forest: nitrogen transformations in gaps of different size. *Ecol Appl* 4:354-362

Patrone C (2005) Critica al radicalismo ecologico, *Silvae*, I (1), pp. 11-19

Pedersen BS, Howard JL (2004) The influence of canopy gaps on overstory tree and forest growth rates in amature mixed-age, mixed-species forest. *For Ecol Manage* 196:351-366

Perrin H (1954) *Silviculture*. Tome II, Engref, Nancy

Perry DA, Amaranthus MP (1997) Disturbance, recovery and stability. In: Khom K.A., Franklin J.F. «Creating a forestry for the 21st century». Island Press, Washington D.C., pp. 31-56.

Pickett STA, Parker VT, Fiedler PL (1992) The new paradigm in ecology: implications for conservation biology above the species level. In *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation , Preservation, and Management*, ed. PL Fiedler, SK Jain, pp. 65–88. New York: Chapman & Hall

Piovesan G, Biondi F, Bernabei M (2005b) Spatial and altitudinal bioclimatic zones of the Italian peninsula identified from a beech (*Fagus sylvatica* L.) tree-ring network. *Acta Oecologica*, 27, 197–210.

Piussi P (1994) *Selvicoltura generale*. Utet, Torino

Platt WJ, Strong DR (1989) Special feature. Gaps in forest ecology. *Ecology* 70:535-576

Poulson TL, Platt WJ (1989) Gap light regimes influence canopy tree diversity. *Ecology* 70: 553-555

Poulson TL, Platt WJ (1996) Replacement patterns of beech and sugar maple in Warren Woods, Michigan. *Ecology* 77:1234-1253

Prescott CE, Hope GD, Blevins LL (2003) Effect of gap size on litter decomposition and soil nitrate concentrations in a high elevation spruce-fir forest. *Can J For Res* 33:2210-20

Putz FE (1983) Treefall pits and mounds, buried seeds, and the importance of soil disturbance to pioneer trees on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology* 64:1069-1074

Qin X, Li G, Wang D, Liu R, Yang G, Feng Y, Ren G (2001) Determinism versus chance in canopy gap herbaceous species assemblages in temperate *Abies–Betula* forests. *For Ecol Manage* 262:1138-1145

Raddi S, Basile L, Anichini M, Pozzi D, Logli F (2009) Influenza della luce e dell'umidità del suolo sulla crescita e fisiologia della rinnovazione di farnia nelle radure di querceti misti. *Forest@* 6:240-255. URL: <http://www.sisef.it/forest@/>. Accessed 30 June 2009

Raymond P, Munson AD, Ruel JC, Coates KD (2006) Spatial patterns of soil, microclimate, light, regeneration, and growth within silvicultural gaps of mixed tolerant hardwood–white pine stands. *Can J For Res* 36:639-651

Rebertus, A. J. and Veblen T. T. (1993a): Structure and tree-fall gap dynamics of old-growth *Nothofagus* forests in Tierra del Fuego, Argentina. *J. Veg. Sci.* 4, 641–654.

Ricklefs RE (1977) Environmental heterogeneity and plant species diversity: a hypothesis. *Am Nat* 111:376-381

Ritter E (2005) Litter decomposition and nitrogen mineralization in newly formed gaps in a Danish beech (*Fagus sylvatica*) forest. *Soil Biol Biochem* 37:1237-47

Ritter E, Vesterdal L (2006) Gap formation in Danish beech (*Fagus sylvatica*) forests of low management intensity: soil moisture and nitrate in soil solution. *Eur J For Res* 125:139-150

Ritter E, Dalsgaard L, Einhorn KS (2005) Light, temperature and soil moisture regimes following gap formation in a semi-natural beech-dominated forest in Denmark. *Forest Ecology and Management* 206: 15-33.

Rivas-Martinez S. (1993) Bases para una nueva clasificacion bioclimatica de la tierra. *Folia Botanica Matrietensis*, 10: 1-23

Robert A (2003) Simulation of the effect of topography and tree falls on stand dynamics and stand structure of tropical forests. *Ecological Modelling* 167: 287–303

Rondinini C, Battistoni A, Peronace V, Teofili C (2013) Lista Rossa IUCN dei Vertebrati Italiani. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma

Ross DJ, Speir TW, Tate KR, Cairns A, Meyrick KF, Pansier EA (1982) Restoration of pasture after topsoil removal: effect of soil carbon and nitrogen mineralization, microbial biomass and enzyme activities. *Soil Biol Biochem* 14:575-81

Rossi G, Montagnani C, Gargano D, Peruzzi L, Abeli T, Ravera S, Cogoni A, Fenu G, Magrini S, Gennai M, Foggi B, Wagensommer RP, Venturella G, Blasi C, Raimondo FM, Orsenigo S (2013) Lista Rossa della Flora Italiana. 1. Policy Species e altre specie minacciate. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare

Rouvinen S, Kouki, J (2011) Tree regeneration in artificial canopy gaps established for restoring natural structural variability in a Scots pine stand. *Silva Fennica* 45(5): 1079-1091.

Rugani T, Diaci J, Hladnik D (2013) Gap Dynamics and Structure of Two Old-Growth Beech Forest Remnants in Slovenia. *PLoS ONE* 8(1)

Runkle JR (1981) Gap regeneration in some old-growth forest of Eastern United States. *Ecology* 62:1041-1051

Runkle JR (1982) Patterns of disturbance in some old-growth mesic forests of Eastern North-America. *Ecology* 63:1533-1546

Runkle JR (1985) Disturbance regimes in temperate forests. In: Pickett STA, White PS (eds) The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, New York, pp 17-33

Runkle JR (1991) Gap dynamics of old-growth eastern forests: management implications. *Nat Areas J* 11:19-25

Runkle JR (2000) Canopy tree turnover in old-growth mesic forests of eastern North America. *Ecology* 81:554-567.

Salvador-Van Eysenrode D, Bogaert J, Van Hecke P, Impens I (1998) Influence of tree-fall orientation on canopy gap shape in an Ecuadorian rain forest. *J Trop Ecol* 14:865-869

Sapkota IP, Tigabu M, Oden PC (2009) Species diversity and regeneration of old-growth seasonally dry *Shorea robusta* forests following gap formation. *J For Res* 20:7-14

Sariyildiz T (2008) Effects of gap-size classes on long-term litter decomposition rates of beech, oak and chestnut species at high elevations in Northeast Turkey. *Ecosystems* 11:841-853

Scarascia-Mugnozza, G, De Angelis, P. Matteucci, G Valentini, R (1999) - *Foreste e cambiamenti climatici*. In: Magni M. - Giordano E - Di Girolamo, C. (a cura di), Atti, Secondo Congresso Nazionale di Selvicoltura, Consulta Nazionale per le Foreste e il Legno, Direzione Generale per le Risorse Forestali, Montane e Idriche, Accademia Italiana di Scienze Forestali: pp. 97-121.

Scharenbroch BC, Bockheim JG (2007a). Impacts of forest gaps on soil properties and processes in old growth northern hardwood-hemlock forests. *Plant Soil* 294: 219-233

Scharenbroch BC, Bockheim JG (2008) Gaps and soil C dynamics in old growth northern hardwood-hemlock forests. *Ecosystems* 11:426-441

Schliemann S, Bockheim J (2011) Methods for studying treefall gaps: A review. *For Ecol Manage* 261:1143-1151

- Schnitzer SA, Mascaro J, Carson WP (2008) Treefall gaps and the maintenance of plant species diversity in tropical forests. In: Carson WP, Schnitzer SA (eds) Tropical forest community ecology. Blackwell, Chichester, pp 196-209
- Schumann ME, White AS, Witham JW (2003) The effects of harvest-created gaps on plant species diversity composition, and abundance in a Maine oak-pine forest. *For Ecol Manage* 176:543-561
- Seymour RS, White AS, deMaynadier PG (2002) Natural disturbance regimes in northeastern North America-evaluating silvicultural systems using natural scales and frequencies. *For Ecol Manage* 155:357-367
- Shriner DS, Street RB (1998) North America. In: Watson, R.T., Zinyowera, M.C., Moss, R.H. (Eds.), *The Regional Impacts of Climate Change*, Vol. 517. Cambridge University Press, New York, pp. 253–330.
- Silver WL, Vogt KA (1993) Fine root dynamics following single and multiple disturbances in a subtropical wet forest ecosystem. *J Ecol* 81:729-738
- Singh JS, Raghubanshi AS, Singh RS, Srivastava C (1989) Microbial biomass acts as a source of plant nutrients in dry tropical forest and savanna. *Nature* 338:499-500
- Sipe TW, Bazzaz FA (1995) Gap partitioning among maples (*Acer*) in central New England: survival and growth. *Ecology* 76:1587-1602
- Smith JL, Paul EA (1990) The significance of soil microbial biomass estimations. In: Bollag JM, Stotzky G (eds) *Soil biochemistry*. Marcel Dekker Inc, New York pp 357-96
- Smith JL, Papendick RI, Bezdicsek DF, Lynch JM (1993) Soil organic matter dynamics and crop residue management. In: Metting FB Jr (ed) *Soil microbial ecology*. Marcel Dekker Inc, New York pp 65-94

Spampinato G, Cameriere P, Crisafulli A, Caridi D (2008) Carta della biodiversità del Parco Nazionale dell'Aspromonte., "Quaderni di botanica ambientale e applicata", 19: 3-36.

Spiecker H, Hansen J, Klimo E, Skovsgaard JP, Sterba H, von Teuffel K (2004) Norway spruce conversion. Options and consequences. EFI Research Report n. 18. S. Brill Academic Publishers, Leiden

Spies TA, Franklin JF, Klopsch M (1990) Canopy gaps in Douglas-fir forests of the Cascade Mountains. Can J For Res 20:649-658

Taylor BR, Parsons WJF, Parkinson D (1989) Decomposition of *Populus tremuloides* leaf litter accelerated by addition of *Alnus crispa* litter. Can J For Res 19:674-679

Tews J, Brose U, Grimm V, Tielborger K, Wichmann M, Schwager M, Jeltsch F (2004) Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. J Biogeogr 31:79-92

Timmins SM (2002) Impact of cattle on conservation land licensed for grazing in South Westland, New Zealand. New Zealand Journal of Ecology 26: 107–120.

Van Couwenberghe R, Collet C, Lacombe E, Pierrat JC, Gégout JC (2010) Gap partitioning among temperate tree species across a regional soil gradient in windstorm-disturbed forests. For Ecol Manage 260:146-154

Van Der Maarel E (1988) Vegetation dynamics: patterns in time and space. Vegetatio 77:7-19

Van Der Meer PJ, Bongers F (1996a) Patterns of tree-fall and branch-fall in a tropical rain forest in French Guiana. Journal of Ecology 84: 19 – 29

Van der Meer PJ, Dignan P, Savenh AG (1999) Effect of gap size on seedling establishment, growth and survival at three years in mountain ash (*Eucalyptus regnans* F.Muell.) forest in Victoria, Australia. For Ecol Manage 117:33-42

Vavra M, Laycock WP, Pieper RD (1994) Ecological implications of livestock herbivory in the west. Society for Range Management, Denver, Colorado.

Veblen, T.T. (1986) Treefalls and coexistence of conifers in subalpine forests of the central Rockies. *Ecology* 67: 644-649.

Veenendaal EM, Swaine MD, Agyeman VK, Blay D, Abebrese ID, Mullins CE (1996) Differences in plant and soil water relations in and around a forest gap in West Africa during the dry season may influence seedling establishment and survival. *J Ecol* 83:83-90

Vetaas OR (1997) The effect of canopy disturbance on species richness in a central Himalayan oak forest. *Plant Ecol* 132:29-38

Vitousek PM, Denslow JS (1986) Nitrogen and phosphorus availability in tree fall gaps in a lowland tropical rainforest. *J Ecol* 74:1167-1178

Von Mersi W, Schinner F (1991) An improved and accurate method for determining the dehydrogenase activity of soils with iodonitrotetrazolium chloride, *Biol. Fert. Soils* 11 216–220.

Walkley A., Black I.A., (1934) An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method, *Soil Sci.* 37 29–38.

Wang G, Liu F (2011) The influence of gap creation on the regeneration of *Pinus tabulaeformis* planted forest and its role in the near-natural cultivation strategy for planted forest management. *For Ecol Manage* 262:413-423

Waring RH, Schlesinger WH (1985) Forest ecosystems: concepts and management. Academic Press, Orlando

Watson RT, Zinyowera M, Moss RH (1998) The Regional Impacts of Climate Change, An Assessment of Vulnerability. A Special Report of the IPCC Working Group 2. Cambridge University Press, Cambridge

Watt AS (1947) Pattern and process in the plant community. *J Ecol* 35:1-22

White PS, Pickett STA (1985) Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. *In* The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Edited by S.T.A. Pickett and P.S. White. Academic Press, San Diego, Calif., pp. 3–13.

Whitmore TC (1989) Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology* 70:536-538

Wright EF, Coates KD, Bartemucci P (1998). Regeneration from seed of six tree species in the interior cedar-hemlock forests of British Columbia as affected by substrate and canopy gap position. *Can J For Res* 28:1352-1364

Xi W, Peet RK, Urban DL (2008) Changes in forest structure, species diversity and spatial pattern following hurricane disturbance in a Piedmont North Carolina forest, USA. *J Plant Ecol* 1:43-57

Yamamoto SI (1992). The Gap Theory in Forest Dynamics. *The Botanical Magazine, Tokio*, 105: 375-383.

Yamamoto, S. (1993) Gap characteristics and gap regeneration in a subalpine coniferous forest on the Mount Ontake, central Honshu, Japan. *Ecol. Res.* 8: 277-285.

Yamamoto, S. (1995) Gap characteristics and gap regeneration in subalpine old-growth coniferous forests, central Japan. *Ecol. Res.* 10: 31-39.

Yamamoto, S. (1996) Gap regeneration of major tree species in different forest types of Japan. *Vegetatio* 127:203-213.

Yamamoto SI (2000) Forest gap dynamics and tree regeneration. *J For Res* 5:223-229

Yamamoto S, Nishimura N, Torimaru T, Manabe T, Itaya A, Becek K (2011) A comparison of different survey methods for assessing gap parameters in old-growth forests. *Forest Ecology and Management* 262:886 – 893

- Yonzon PB, Hunter ML (1989) Ecology of the red panda in the Nepal-Himalaya. In Glatston AR (ed) Red panda biology. SPB, Academic Press, The Hague, pp 1-7
- Zaczek JJ (2002) Composition, diversity, and height of tree regeneration, 3 years after soil-scarification in a mixed-oak shelterwood. For Ecol Manage 163:205-215
- Zang RG, Wang BS (2002) Study on canopy disturbance regime and mechanism of tree species diversity maintenance in the lower subtropical evergreen broad-leaved forest, South China. Plant Biosyst 136:241-50
- Zang RG, Tao JP, Li CY (2005) Within community patch dynamics in a tropical montane rain forest of Hainan Island, South China. Acta Oecol 28:39-48
- Zeng DH, Hu YL, Chang SX, Fan ZP (2009) Land cover change effects on soil chemical and biological properties after planting Mongolian pine (*Pinus sylvestris* var. *mongolica*) in sandy lands in Keerqin, northeastern China. Plant Soil 317:121-33
- Zerbe S (2002) Restoration of natural broad-leaved woodland in Central Europe on sites with coniferous forest plantations. For Ecol Manage 167:27-42
- Zhang Q, Liang Y (1995) Effects of gap size on nutrient release from plant litter decomposition in a natural forest ecosystem. Can J For Res 25:1627-1638
- Zhang Q, Zak JC (1995) Effects of gap size on litter decomposition and microbial activity in a subtropical forest. Ecology 76:2196-2204
- Zhu J, Matsuzaki T, Lee F, Gonda Y (2003) Effect of gap size created by thinning on seedling emergency, survival and establishment in a coastal pine forest. For Ecol Manage 182:339-354
- Zirlewangen D, von Wilpert K (2001) Modelling water and ion fluxes in a highly structured, mixed-species stand. For Ecol Manage 143:27-37