

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DELLA TUSCIA DI VITERBO

**DIPARTIMENTO PER L'INNOVAZIONE NEI SISTEMI BIOLOGICI,
AGROALIMENTARI E FORESTALI**

Corso di Dottorato di Ricerca in

ECOLOGIA FORESTALE – XXVII Ciclo

**SVILUPPO DI UNA NUOVA METODOLOGIA PER LA CLASSIFICAZIONE NUMERICA
DI ALBERI HABITAT: DEFINIZIONE E APPLICAZIONE**

AGR/05

Tesi di dottorato di:

Dott. Perrella Paolo

Coordinatore del corso

Prof. Paolo De Angelis

Tutore

Prof. Paolo De Angelis

13 luglio 2015

“Aimez la forêt.

. . . Mais retenez bien ceci: étudier de l'alpha jusqu'à l'oméga la sylviculture et tous les arts qui s'y rattachent ne suffira pas à faire de vous de bons forestiers.

Il vous faudra pour le devenir avoir, outre la science, l'âme forestière, c'est-à-dire apprendre à vous plaire dans l'intimité de la forêt.

Et la forêt, ce n'est pas seulement les arbres, chênes altiers, sapins géants, ce sont nos gentils arbrisseaux; ce sont les humbles plantes que nous foulons, l'anémone, la pervenche, les herbes et les mousses, les champignons des bois . . . La forêt, c'est mille autres choses encore, . . . ”

Henri Algan, 1905

In questi tre anni di dottorato ho avuto spesso bisogno dell'aiuto altrui: familiari, amici, colleghi, conoscenti, docenti. A tutti quelli, e sono molti, che mi hanno aiutato va il mio più sentito ringraziamento. Spero di non far torto a nessuno elencandoli in rigoroso ordine alfabetico, omettendo il loro titolo e quando e come mi hanno aiutato, per me la loro presenza è stata, comunque, fondamentale.

*Bianco Emilia
Bucci Rodolfo
Cantiani Paolo
Campopiano Lucio
Carnevale Michele
Ciocca Carmine
De Angelis Paolo
Di Martino Paolo
Di Salvatore Umberto
Divino Fabio
Ferretti Fabrizio
Laserre Bruno
Marchetti Marco
Marzano Giuseppe
Mason Franco
Matteucci Giorgio
Paniccchia Chiara
Papi Roberto
Perna Maria Rosaria
Perrella Martina
Perrella Sara
Pignatti Giuseppe
Pompei Enrico
Posillico Mario
Puddu Giuseppe
Santopuoli Giovanni
Tedeschi Antonio
Tirone Gianpiero*

Introduzione	pag. 1
--------------	--------

SEZIONE I - LE ATTUALI CONOSCENZE E LE PROPOSTE

Cap. 1	Gestione forestale e conservazione della biodiversità	pag. 2
Cap. 2	Gli alberi habitat: definizioni e funzioni	pag. 6
Cap. 3	Obiettivi generali della tesi	pag. 8
Cap. 4	Le metodologie per la classificazione degli alberi habitat	pag. 10
Cap. 5	La proposta: il metodo RADAR	pag. 13
Cap. 6	La valutazione ecologica dei soprassuoli	pag. 19
Cap. 7	I microhabitat indagati	pag. 21

SEZIONE II - IMPIEGO SPERIMENTALE DELLA TABELLA RADAR

Cap. 8	Materiali e metodi	pag. 26
Cap. 9	Il comprensorio di Montedimezzo, Pennataro, Feudozzo (IS – AQ)	
9.1	Obiettivi	pag. 30
9.2	L'area di studio e del contesto selvicolturale	pag. 31
9.3	Risultati dell'applicazione del metodo RADAR	pag. 33
9.4	Altri studi	pag. 38
9.5	Discussione	pag. 41
Cap. 10	L'area del Life ManFor C.BD. del bosco Pennataro (IS)	
10.1	Obiettivi	pag. 45
10.2	L'area di studio e il contesto selvicolturale	pag. 45
10.3	Risultati dell'applicazione del metodo RADAR	pag. 47
10.4	Discussione	pag. 49

Cap. 11	L'area del Life ManFor C.BD. di Vallombrosa (FI)	
11.1	Obiettivi	pag. 50
11.2	L'area di studio e il contesto selvicolturale	pag. 50
11.3	Risultati e discussione	pag. 52
Cap. 12	Il bosco di Barbarano Romano (VT)	
12.1	Obiettivi	pag. 54
12.2	L'area di studio e il contesto selvicolturale	pag. 54
12.3	Risultati e discussione	pag. 56
	Conclusioni	pag. 58
	Bibliografia	pag. 61
	Elenco allegati	pag. 65

INTRODUZIONE

Gli ecosistemi forestali ricoprono circa il 30% delle terre emerse del pianeta (FAO & JRC 2012). Questi ecosistemi forniscono una moltitudine di beni e servizi, come la produzione di legna da ardere e legname da opera, la tutela delle risorse del suolo e dell'acqua, la regolazione del clima, inoltre rappresentano l'habitat di una incredibile quantità di specie animali, vegetali e fungine. La gestione di questo patrimonio è dunque uno degli elementi cardine dello sviluppo sostenibile (Pettenella *et al.* 2000) e l'importanza dei servizi forniti dalla foreste ha aumentato la complessità della gestione forestale, chiamata a soddisfare le esigenze dei diversi stakeholders, anche in funzione degli impegni presi a livello internazionale in termini di produzione di energia da fonti rinnovabili (Direttiva 2009/28/CE).

Così se da un lato la protezione delle foreste e della biodiversità connessa al settore forestale ha visto crescere il livello di attenzione, allo stesso tempo, soprattutto a livello internazionale, occorre registrare una crescita della richiesta di prodotti energetici. Le superfici forestali, infatti, forniscono lavoro e reddito per molti agricoltori, proprietari di foreste e operatori della filiera legno, e senza adeguate strategie gestionali (incluse le eventuali misure di mitigazione) le attività selvicolturali, soprattutto se finalizzate all'approvvigionamento energetico, porteranno ad una sensibile riduzione della biodiversità in foresta (Gustafsson *et al.* 2012, Kruys *et al.* 2013).

È dunque necessario adottare sistemi selvicolturali che abbiano come obiettivo la multifunzionalità del bosco alla scala più piccola possibile, così da non contrapporre le esigenze ecologiche, economiche e sociali, ma armonizzarle, per giungere a soluzioni vincenti da più punti di vista (AA. VV. 2002). D'altronde l'adozione di qualunque pratica selvicolturale pone da sempre un fondamentale interrogativo, ossia se la biodiversità nelle foreste multifunzionali possa essere mantenuta e difesa coniugando ecologia e economia (Patrone 1970).

Sezione I – LE ATTUALI CONOSCENZE E LE PROPOSTE

1. GESTIONE FORESTALE E CONSERVAZIONE DELLA BIODIVERSITÀ

Obiettivo fondamentale della gestione selvicolturale è conciliare la produzione economica con la conservazione della biodiversità nel lungo periodo (Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2010). Indipendentemente dal sistema selvicolturale adottato, la salvaguardia della biodiversità negli ecosistemi forestali è realizzabile garantendo alle popolazioni da proteggere habitat idonei inseriti in una matrice spaziale che permetta la connessione tra essi (Bütler *et al.* 2013). Per questo sono necessarie non solo le azioni di tutela (azioni segregative) quali la creazione di parchi nazionali, riserve integrali, ecc., ma anche le azioni fuori riserva (azioni integrative) quali la protezione degli habitat forestali rari e dei grandi alberi con cavità, il mantenimento di corridoi naturali e di legno morto a terra, la conservazione della fase di maturità biologica, la manutenzione delle zone ecotonali, ecc.. Sono dunque necessari diversi strumenti di conservazione che perseguano i medesimi principi: integrità dell'ecosistema e sua resilienza, complessità strutturale, connettività degli habitat.

Rimangono però delle questioni cruciali: quante azioni di integrazione sono possibili in un sistema forestale multifunzionale? Quante azioni di segregazione sono necessarie per garantire il mantenimento degli habitat e per aumentare la gamma di nicchie ecologiche e dunque per rendere il lavoro di conservazione nelle foreste efficace? A queste domande ancora non sappiamo rispondere compiutamente, ma probabilmente questa doppia strategia, che combina flessibilità integrativa e strumenti di conservazione segregativa, potrebbe migliorare la conservazione della biodiversità nelle foreste (Bollmann & Braunisch 2013).

In genere l'adozione degli strumenti di conservazione segregativa non compete ai tecnici forestali, chiamati però quotidianamente ad azioni sui popolamenti forestali (azioni integrative). Essi dovrebbero avere come guida operativa la gestione forestale sostenibile, dunque la conservazione della biodiversità negli ambienti forestali dovrebbe essere per tutti i tecnici forestali una priorità. Questo concetto, ormai diffuso a livello internazionale (Mori 2014), è oltremodo importante in Italia: un Paese chiamato non solo ad assicurare la funzionalità degli ecosistemi ed i servizi ecosistemici che da essi derivano, quali ad esempio suoli più stabili, aria ed acqua pulite, sistemi forestali ed agricoli produttivi, ma anche a difendere il grande patrimonio di biodiversità che lo caratterizza (Laporta 2014). Purtroppo oltre la metà delle specie e più del 60% degli habitat di interesse comunitario del nostro Paese

si trovano in uno stato di conservazione cattivo o inadeguato. I principali fattori di minaccia, per piante, animali ed habitat, sono le modifiche arrecate agli ambienti naturali da attività antropiche come l'agricoltura intensiva, l'attività forestale e l'urbanizzazione (fig. 1.1).

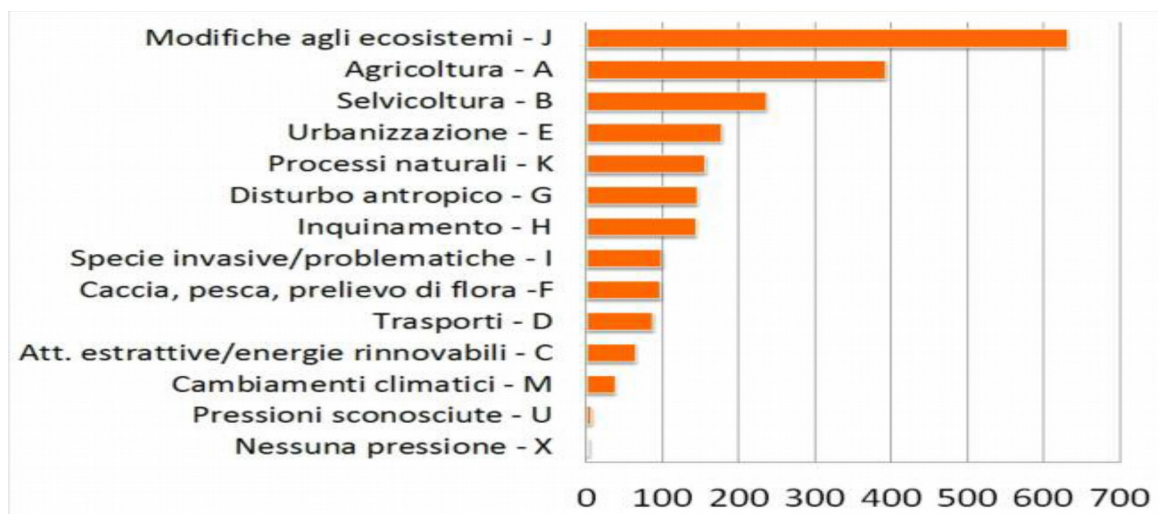


Figura 1.1 Pressioni per le specie animali in ordine decrescente. In ascisse è riportato il numero di volte in cui sono state segnalate le pressioni afferenti a ciascuna categoria di primo livello gerarchico. Fonte: Laporta 2014

Soffermandoci alle pressioni nel settore forestale, generalmente il principale effetto negativo delle operazioni selvicolturali sulla biodiversità è legato alla eliminazione delle fasi di senescenza e di degradazione del bosco (fig. 1.2).

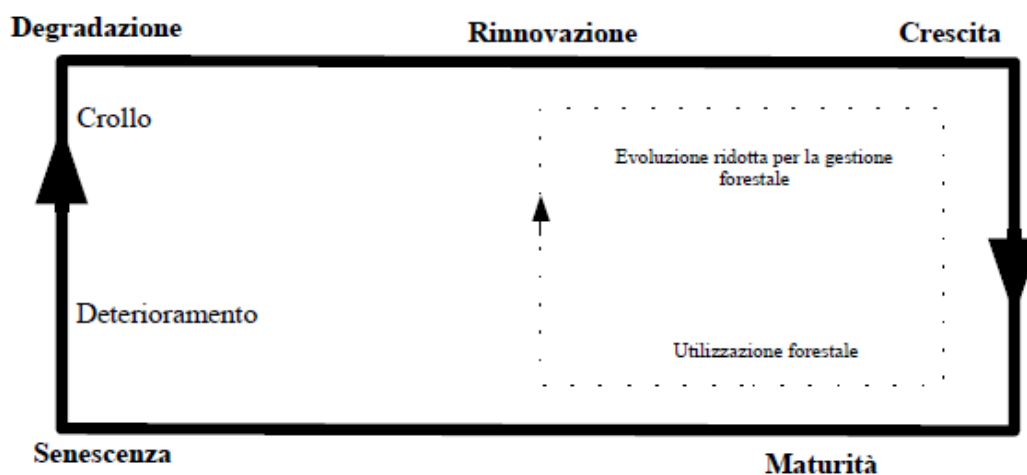


Figura 1.2 Comparazione della silvogenesi e della gestione forestale. Fonte: André 1997.

Non possiamo dimenticare, infatti, che la selvicoltura e la gestione forestale abbiano messo a punto modelli colturali volti a recuperare il legno prima che esso muoia (Nocentini 2002). Nelle foreste sottoposte a regolare utilizzazione il legno è raccolto durante la fase di maturità, generalmente nel momento di massima redditività, e le successive fasi biologiche

sono pertanto assenti. La conseguente scarsa presenza di legno morto nell'ecosistema riduce sensibilmente la componente eterotrofa, ossia i taxa animali e fungini che utilizzano il legno morto come fonte di carbonio (tra gli altri Lachat *et al.* 2014). Pertanto gli organismi saproxilici, definiti da Dodelin (2006) quali organismi “che si sviluppano durante il continuum disorganizzarsi del legno o dai prodotti di tale disorganizzazione, in quanto legati al legno morto e ai vecchi alberi”, sono spesso sottoposti a forte pressione e minaccia. Ad esempio per le nove specie di coleotteri saproxilici sicuramente presenti in Italia inserite nella Direttiva Habitat (*Rhysodes sulcatus*, *Lucanus cervus*, *Osmoderma eremita s.l.*, *Buprestis splendens*, *Cucujus cinnaberinus*, *Stephanopachys substriatus*, *Cerambyx cerdo*, *Rosalia alpina*, *Morimus funereus*) i principali fattori di pressione sono costituiti dalle pratiche forestali e selvicolturali, in particolare:

(a) dal prelievo di legno morto e dei ceppi degli alberi tagliati in foresta, legato al commercio e all'utilizzo per fini economici ed usi civici (legnatico);

(b) dagli abbattimenti di alberi secolari senescenti in ambienti naturali e a influenza antropica, legati alla messa in sicurezza della popolazione nei confronti di potenziali crolli e schianti degli alberi stessi in occasione di fenomeni meteorici rilevanti.

Oltre tutto va ricordato che le specie su menzionate rappresentano solo una piccola porzione dell'effettivo numero di specie che sarebbero da ritenere di assoluta rilevanza naturalistica e che necessiterebbero di più incisivi provvedimenti di tutela (p. es. Di Santo e Biscaccianti 2014).

Ma non solo le specie saproxiliche subiscono la pressione degli interventi selvicolturali poco attenti. La scorretta gestione forestale è il fattore di pressione più importante a carico della salamandra di Aurora (*Salamandra atra aurorae*) uno dei tre anfibi italiani indicati come prioritari per la conservazione nell'allegato II della Direttiva Habitat. Errate pratiche selvicolturali nei boschi in cui vive o in quelli potenzialmente idonei, quali taglio ed asporto di alberi con uso di macchinari pesanti, pulizia del sottobosco, eccessivo calpestio e compattazione del terreno, realizzazione di strade forestali carrozzabili durante la stagione di attività di questi animali, possono fortemente incidere sulla sua sopravvivenza nel breve e medio periodo (Di Cerbo 2014). Ma anche per molti mammiferi, soprattutto per i chiroteri forestali come il vespertilio di Bechstein (*Myotis bechsteinii*) o il barbastello (*Barbastella barbastellus*), le utilizzazioni forestali poco attente sono spesso fonte di grande pressione.

Pur essendo ampiamente noto che le attività “tradizionali”, quali ad esempio il taglio della frasca degli alberi camporili, il pascolamento dei soprassuoli con copertura arborea rada,

la ceduzione, se adeguatamente condotte sono operazioni utili per il mantenimento e la conservazione della biodiversità (Horak *et al.* 2014), al di là della volontà dichiarata degli operatori di conciliare utilizzazioni forestali e conservazione della biodiversità, si pone comunque la questione su “cosa fare in pratica”.

Il funzionamento degli ecosistemi forestali è estremamente complesso e dunque non è assolutamente possibile pensare di fare la “stessa cosa ovunque” (Lindenmayer & Franklin 2002), trovare una “ricetta” unica, buona e valida in tutte le situazioni e ad ogni scala considerata (particella > compresa > proprietà > comprensorio, ecc.), è però possibile individuare alcune pratiche gestionali facilmente adattabili a molte tipologie vegetazionali e a forme di conduzione forestali tipiche del nostro Paese.

Tra le pratiche di gestione forestale facilmente applicabili e supportate da numerose evidenze scientifiche (ad es. Pignatti *et al.* 2009) risultano fondamentali, almeno nella maggioranza dei casi, il mantenimento del legno morto a terra e in piedi, la tutela degli alberi vecchi e deperienti, la conservazione delle piante con microhabitat quali, ad esempio, cavità, ferite, cima spezzata, grandi branche secche, epifite, carpofori, nidi di uccelli (Gosselin & Paylet 2010). Questi alberi che, per le loro caratteristiche, forniscono nicchie ecologiche (microhabitat) di primaria importanza per la biodiversità forestale (tab. 1.1), dato che possono ospitare molte specie (alcune anche sotto minaccia di estinzione) di flora e fauna, possono essere chiamati “alberi habitat” (Larrieu L. & Gonin P. 2008).

Microhabitat	Organismi associati
Cavità	uccelli, mammiferi (tra cui chiroteri), artropodi
Fenditure e spacchi della corteccia	chiroteri, artropodi, uccelli
Legno morto	insetti, rettili, anfibi, alghe, briofite, piante vascolari, funghi, mammiferi, uccelli.
Cavità con acqua (dendrotelm)	insetti
Essudati (linfa)	artropodi
Carpofori di funghi saproxilici	insetti

Tabella 1.1 Organismi associati ai differenti microhabitat degli alberi. Fonte: Larrieu & Gonin 2008.

2. GLI ALBERI HABITAT: DEFINIZIONI E FUNZIONI

Come precedentemente detto per albero habitat si intende un albero in piedi, vivo o morto, che fornisce delle nicchie ecologiche (microhabitat) come cavità, corteccia sollevata, grandi rami secchi, epifite, fenditure, linfa, legno in decomposizione (Bütler *et al.* 2013).

Mentre in altre realtà, anche molto vicine, come Francia e Svizzera, l'importanza e la conservazione degli alberi habitat sono concetti ampiamente diffusi nella popolazione, molteplici sono gli opuscoli divulgativi in proposito (ONF, BirdLife, WWF), in Italia questi temi ancora stentano a diffondersi e ad essere accettati dal mondo non accademico. Eppure nel nostro Paese già agli inizi degli anni 70 del secolo scorso, con una campagna molto nota, si divulgava l'importanza che tali alberi hanno nei confronti della flora fungina e della fauna. La memoria va sicuramente al poster de "Il Grande Albero" realizzato dal Parco Nazionale d'Abruzzo, in cui è raffigurato un grande faggio che offre rifugio, alimento, substrato a 42 specie o gruppi di specie differenti: dal grande orso bruno marsicano al colombaccio, dalla *Rosalia alpina* allo scoiattolo. Malgrado ciò, allo stato attuale la situazione non è rosea, e se da un lato abbiamo pregevoli iniziative come, giusto per citarne una, la protezione degli alberi con cavità attuata dalla Provincia Autonoma di Trento (Zorer *et al.* 2009), dall'altro dobbiamo segnalare una ridotta attenzione di alcune Regioni al problema: ad esempio, malgrado recentissime iniziative, appare ancora poco attenta al problema la Regione Lazio che nelle misure di conservazione dei Siti d'Importanza Comunitaria proposte a fine 2014 (D.G.R. 886 – 890 del 2014) solo in sporadici casi prevede un rilascio di alberi ad invecchiamento indefinito in linea con quanto previsto in altri Stati Europei (Wibail *et al.* 2012).

Gli alberi habitat svolgono, inoltre, un'importante funzione di collegamento (stepping stones) tra isole di senescenza e zone di riserva integrali, contribuendo fattivamente alla realizzazione di una rete ecologica che consenta uno scambio genico alle popolazioni animali dotate di scarsa mobilità (fig.2.1) (Lachat & Bütler 2007). La frammentazione degli habitat in tessere di paesaggio sempre più piccole, è infatti per molte specie altrettanto grave quanto la completa scomparsa degli stessi: ne sono un esempio diversi coleotteri saproxilici con ridotta capacità di dispersione (es. *Osmoderma eremita* Scop.). La creazione di aree forestali a riserva integrale è probabilmente la misura migliore per mantenere tali popolazioni, tuttavia ciò potrebbe non essere sufficiente ad assicurare loro una sopravvivenza a lungo termine. Infatti quando tali aree sono troppo distanti per permettere uno scambio tra le popolazioni (come una presenza a scala regionale), per consentire il mantenimento di popolazioni e metapopolazioni vitali anche sul lungo periodo si rende necessaria l'adozione di azioni complementari quali la

creazione di piccole isole di popolamenti forestali senescenti (a scala di comprensorio) e il mantenimento di una fitta rete di alberi habitat (a scala di popolamento) (Lachat & Bütler 2007).

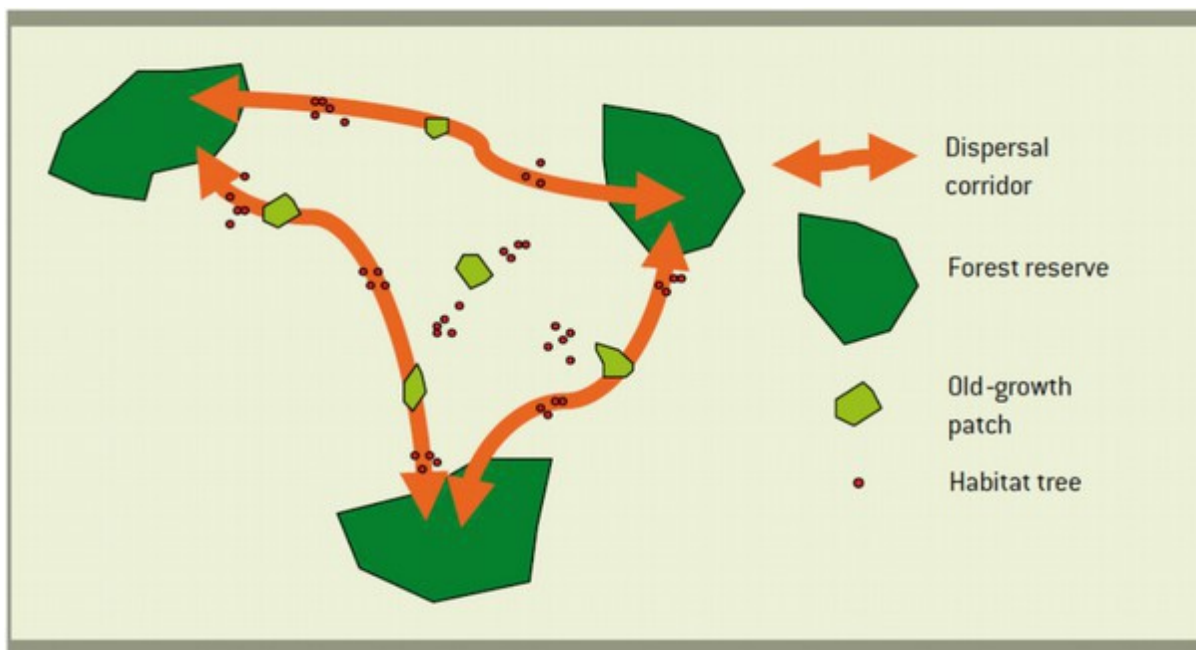


Figura 2.1 Rappresentazione schematica di una rete ecologica. Fonte: Lachat e Bütler 2007.

3. OBIETTIVI GENERALI DELLA TESI

Come detto, il rilascio al momento delle utilizzazioni forestali di un congruo numero di alberi habitat per superficie è visto come un'azione capace di coniugare e riassumere in sé gli aspetti di conservazione e gestione (Larrieu *et al.* 2012).

Per facilitare le operazioni di individuazione e successivo rilascio degli alberi habitat durante le diverse operazioni selvicolturali (martellata) questo lavoro di ricerca ha cercato di sviluppare uno strumento operativo che consentisse di svolgere al meglio il lavoro del tecnico forestale chiamato quasi quotidianamente a dover scegliere alberi da tagliare o rilasciare.

Oltre i casi applicativi della pratica ordinaria tipici del lavoro forestale (progettazione del taglio forestale per la compravendita del materiale legnoso), si aggiunge una “questione forestale complessa” nelle diverse aree protette presenti sul territorio nazionale. Sebbene nelle aree protette (*sensu* L. 394/1991, ma anche nei siti della rete Natura 2000) si debba prioritariamente considerare la difesa della biodiversità come aspetto dominante nelle decisioni gestionali, allo stesso tempo occorre far comprendere ai proprietari degli alberi i motivi delle scelte adottate. L'Area Protetta, infatti, non deve essere vista dagli stakeholders come un “ente impositore”, ma è necessario far capire che essa svolge un ruolo di “ente guida” che agisce guardando al medio-lungo termine. Attraverso la salvaguardia della biodiversità, infatti, si favorisce la stabilità degli ecosistemi, quindi il mantenimento delle capacità produttive del bosco e di conseguenza si tutelano gli interessi legittimi dei proprietari.

Contemporaneamente l'azione forestale che guida la rinnovazione degli habitat inclusi nelle Direttive europee deve tenere conto delle specie in essi infeudate. Studiare la biodiversità di una foresta richiede notevoli competenze, tempo e denaro. Le conoscenze acquisite fino ad oggi sui bisogni e il comportamento delle specie hanno però permesso di stabilire un nesso tra loro e le caratteristiche fisiche degli ambienti a cui sono legate, ossia quali siano le loro esigenze ecologiche. Si è visto quindi che molte caratteristiche o peculiarità presenti su un supporto (albero, popolamento o stazione) permettono di ospitare tutta una serie di specie animali, vegetali e fungine. Prendiamo come esempio gli uccelli che utilizzano le cavità degli alberi per nidificare. La loro presenza, a parità di altre condizioni specie-specifiche, è legata alla presenza di fori o cavità negli alberi. Anche se queste specie non nidificano in loco hanno comunque la potenzialità di colonizzare l'ambiente essendovi le condizioni perché ciò avvenga. Questo ragionamento vale anche per le popolazioni di chiroterteri legate agli ambienti forestali e per molte altre specie di fauna e flora legate alla

foresta.

Per i motivi appena citati nasce l'idea, oggetto di questo progetto di ricerca, di costruire un protocollo (testato contestualmente attraverso l'utilizzo in aree campione, per verificarne la validità) con cui stimare il valore ecologico di un supporto forestale (albero, popolamento), intendendo come valore ecologico la capacità potenziale del supporto di mantenere la naturale biodiversità (naturalità).

Gli alberi sono infatti serbatoi di biodiversità (ONF 2009): sia direttamente, perché possono rappresentare una parte significativa della diversità delle specie, ma anche, o soprattutto, indirettamente perché forniscono risorse alimentari (semi, foglie, legno vivo e legno morto), siti di rifugio e di riproduzione, a numerosi taxa animali e fungini.

Valutare il “potenziale ecologico” delle piante rende l'individuazione degli alberi habitat più oggettiva e consente una classificazione numerica degli stessi, facilitando così le possibili scelte del tecnico in campo. Infatti, benché, all'attualità, non vi siano sufficienti evidenze scientifiche che permettano di utilizzare i microhabitat come bioindicatori (Regnery *et al.* 2013), un metodo come quello utilizzato in questo progetto di ricerca, basato sull'osservazione dei microhabitat degli alberi, ma non solo su questi, può aiutare i pianificatori forestali nella comparazione dei soprassuoli e nella valutazione delle differenti opzioni gestionali.

Dunque si è sperimentata la possibilità di stimare il potenziale ecologico dei soprassuoli al fine di individuare un criterio che consenta il rilascio di alberi ad invecchiamento indefinito senza fissare a priori parametri quali il diametro o la densità.

Parallelamente alla stima del “valore ecologico” degli alberi e dei soprassuoli, considerata la ridotta quantità di studi in ambito appenninico sulle caratteristiche e singolarità degli alberi forestali, sono state effettuate alcune indagini per valutare l'influenza degli interventi selvicolturali sulla presenza di microhabitat e capire il ruolo delle diverse specie arboree, indipendentemente dalla loro abbondanza, in termini di loro fornitura.

4. LE METODOLOGIE PER LA CLASSIFICAZIONE DEGLI ALBERI HABITAT

Nel 2012, quando è iniziato questo lavoro di ricerca, la maggioranza degli studi sugli alberi habitat era incentrata sul confronto fra le piante presenti nei boschi normalmente sottoposti ad interventi selvicolturali e quelle presenti nei boschi non utilizzati da lungo tempo (Larrieu & Cabanettes 2012; Vuidot *et al.* 2011; Winter & Moller 2008).

Pochi i protocolli per il loro censimento (Larrieu & Cabanettes 2012; Michel & Winter 2009; Vuidot *et al.* 2011; Winter & Moller 2008) e ancora meno diffusi gli studi in ambito mediterraneo (Regnery *et al.* 2013).

Rari i protocolli volti a migliorare la gestione selvicolturale attraverso la valutazione ecologica degli alberi con microhabitat: uno sviluppato in Piemonte e fondato su una serie di priorità di cui tener conto per scegliere gli alberi da destinare ad invecchiamento indefinito (C.R.C. 2008), e alcuni sviluppati in Francia e caratterizzati da una valutazione numerica (Pro Silva France 2003; Office National des Forêts 2009).

Il protocollo pensato da E. Patriarca e P. Debernardi per essere inserito nel Regolamento forestale della Regione Piemonte, prevede che gli alberi destinati ad invecchiamento indefinito (2 alberi ogni 2500 metri di quadrati di bosco utilizzato) siano individuati attenendosi ad una serie di criteri elencati in ordine di priorità decrescente (All. 1).

Il primo protocollo numerico, definito protocollo di valutazione ecologica degli alberi, è stato realizzato nel 2003 dall'Associazione Pro Silva France per il Parco Naturale Regionale dei Vosgi settentrionali (All. 2) e successivamente è stato utilizzato da ricercatori francesi (Baudran *et al.* 2008) e svizzeri (Niedermann-Meier *et al.* 2010). Questo protocollo presuppone che in una foresta gestita tutte le funzioni e/o singolarità degli alberi siano utilizzate dalle specie ad esse associate. Sulla base di questa premessa la loro quantificazione può informarci direttamente sulla biodiversità di un popolamento. Il metodo parte dallo studio delle caratteristiche e/o singolarità presenti sull'albero utili a tutta una serie di specie e le collega alle esigenze e al comportamento delle specie ospiti, attribuendo un valore ecologico (“nota ecologica”) ad ogni albero indagato sulla base di criteri quali vitalità, conformazione (es. biforcazioni), presenza dimensione e quantità dei rami morti, presenza e posizione di cavità crepe e altre lesioni, presenza di edera, muschi, licheni, ecc.. Le note ecologiche sono declinate tenendo in particolare considerazione 4 aspetti:

- N, l'importanza Naturalistica (una visione trasversale e generale),
- C, l'importanza per i Chiroterri,
- A, l'importanza per l'Avifauna,

- E, l'importanza per l'Entomofauna.

La valutazione ambientale globale di un albero è determinata sommando per ogni aspetto i punti ad esso associati dai criteri individuati e mantenendo poi solo il voto più alto conseguito. Per la valutazione di un popolamento basterebbe sommare le singole note di ogni albero per ottenere così la nota ecologica globale, tuttavia la valutazione sistematica di tutti gli alberi di un popolamento non può che avere un costo proibitivo, anche in considerazione dei risultati desiderati, e pertanto si opta per un metodo di campionamento statistico per poi estrapolare i risultati a tutta la popolazione. A questo scopo Baudran (2008) propone di utilizzare un inventario statistico stratificato con maglia quadrata per determinare il centro delle varie aree di saggio, il cui numero varia da un minimo di 10 per un popolamento compreso tra i 5 e i 100 ettari e un massimo di 150 aree di saggio per una foresta tra i 500 e i 1000 ettari. In ogni area di saggio il rilievo degli alberi vivi con diametro a m 1,30 maggiore di 30 cm viene effettuato tenendo conto di un angolo fisso del 3%. Sulla base di tale protocollo, adeguatamente modificato, Niedermann-Meier ed altri (2010) hanno messo in evidenza come misure di conservazione fondate sul semplice rilascio di piante da destinare ad invecchiamento indefinito rappresentino un costo non indifferente per i proprietari boschivi senza peraltro ottenere effettivi vantaggi per la biodiversità.

Il secondo protocollo per una classificazione numerica degli alberi con microhabitat è stato sviluppato da E. Cosson (Groupe Chiroptères de Provence) e O. Ferreira (Office National des Forêts) per conto dell'Office National des Forêts nel 2009 (All. 3). Questo protocollo richiede di identificare diversi tipi di microhabitat presenti in bosco: legno morto a terra e in piedi, cavità create da picchi, cavità di sfarfallamento di *Cerambyx cerdo*, altre cavità e loro posizione (cavità basse, intermedie e alte), scollamento e fessurazione della corteccia, funghi, edera e altre liane. Il protocollo consente di caratterizzare gli alberi in base alla vitalità, alla specie, al diametro e identificando l'abbondanza di ogni tipo di microhabitat (utilizzando coefficienti da 0 a 3) fatta eccezione per le gallerie di *Cerambyx* (0-2) e liane (0-1). Il valore ecologico di un "albero serbatoio di biodiversità" (acronimo ARB), si estende in un intervallo di valori compreso tra 1 e 30, valore ottenuto sommando il punteggio attribuito ad ogni microhabitat rilevato e il punteggio dipendente dal diametro. Pertanto gli autori hanno definito 4 classi di crescente valore ecologico:

- Classe 1: alberi con valore compreso tra 1 e 6, generalmente sono alberi vivi non maturi ma con segnali di distacchi e fessurazioni spesso causati da fenomeni atmosferici (es. fulmini) e sono "alberi d'avvenire" (futuri ARB).
- Classe 2: alberi con valore compreso tra 7 e 12, generalmente sono alberi che hanno

raggiunto la maturità, o che hanno subito traumi, ma presentano poche tracce di presenza di altri esseri viventi. Ciò è dovuto alla loro buona vitalità o se sono morti, dal loro modesto diametro.

- Classe 3: alberi con valore tra 13 e 21, generalmente sono alberi secolari con segni generali di senescenza e buona presenza di altri esseri viventi. Tuttavia, questa presenza è raramente completa ed avanzata, in particolare nel processo di decomposizione del legno operato da organismi saprofiti. Il legno morto a terra è generalmente importante in termini di quantità e frequenza, il diametro degli alberi può essere significativo.

- Classe 4: alberi con valore maggiore o uguale a 22, generalmente sono alberi che mostrano segni di senescenza avanzata con forte decadimento del legno. Si tratta spesso di alberi di grande diametro, anche morti o con una bassa vitalità, in cui i segni di presenza di insetti e di uccelli sono molteplici, quindi presentano numerosi potenziali siti di riproduzione per la fauna selvatica. Questi alberi hanno un notevole volume di legno morto caduto a terra (spesso grandi branche). Tra i vari individui di questa classe, alcuni hanno completato il loro ciclo vitale e si trovano nella fase di decomposizione.

Questo protocollo è stato usato, tra gli altri, da Regnery (2013) per valutare la distribuzione dei microhabitat e quali variabili (popolamento vs. microhabitat) spiegano meglio le variazioni di biodiversità.

5. LA PROPOSTA: IL METODO RADAR

Come precedentemente accennato, la valutazione numerica degli alberi habitat avviene attraverso protocolli che consentono di attribuire una nota ecologica al singolo albero e conseguentemente permettono di stimare il valore ecologico del popolamento. Nel loro complesso, le procedure esistenti non appaiono di facile applicazione pratica, sia perché l'individuazione di alcuni microhabitat risente molto dell'effetto osservatore (Paillet *et al.* 2014) sia perché richiedono un certo tempo nella loro applicazione, fatto che rappresenta comunque un costo, cosa che influisce negativamente sul valore di macchiatico, generalmente modesto nei boschi italiani, ma soprattutto in quelli appenninici, caratterizzati da una generale (ed annosa) povertà di sviluppo.

Ad esempio l'applicazione della metodologia proposta da Pro Silva France non è né semplice né intuitiva. L'osservazione di oltre 30 caratteristiche e l'attribuzione dei punteggi distinti per aspetti (Naturalistico, Chiroterti, Avifauna, Entomofauna) rende il lavoro complesso e suscettibile di grande variabilità in base all'operatore preposto al rilievo; inoltre presenta un'attribuzione di punteggio legato al diametro che non è proporzionale al crescere di quest'ultimo parametro, con il risultato di uniformare alberi di medie dimensioni, piuttosto comuni nelle fustaie “adulte” (esempio piante di faggio o di cerro con diametro intorno ai 40 cm), con alberi grandi (quelli con diametro intorno ai 60 cm) generalmente poco diffusi, oppure di considerare allo stesso modo gli alberi molto grandi (diametro > 70 cm), rari ma non rarissimi, e quelli con diametro superiore ai 150 cm, che sono da considerarsi alla stregua di alberi monumentali (C.F.S. 2013).

La metodologia proposta dall'Office National des Forêts (ONF) prevede, al contrario della precedente, un punteggio crescente al crescere del diametro, ma chiede una particolare attenzione ad una serie di microhabitat difficili da riconoscere: ad esempio per il legno morto a terra, (parametro di facile osservabilità), è chiesta una specifica attribuzione alla singola pianta (identificazione specie-specifica), diventando così un aspetto attribuibile in campo con forte difficoltà; come di non facile attribuzione, e osservazione, è il riconoscimento dei fori di sfarfallamento di *Cerambix cerdo* (anche in questo caso è chiesta una assegnazione specie-specifica).

Dalla analisi delle metodologie disponibili in bibliografia e da un approccio di campo rispetto agli ambienti forestali centro appenninici è nata l'idea di proporre il metodo RADAR (acronimo per Ricerca Alberi DA Riservare), che risulta essere per l'Italia la prima proposta di classificazione numerica di alberi habitat (All. 4). Anche questo metodo di valutazione

presuppone che tutte le caratteristiche e/o singolarità degli alberi siano potenzialmente utilizzabili dai taxa ad essi associati.

Con la tabella RADAR tutti gli alberi vivi in piedi possono essere oggetto di valutazione: il valore ecologico ad essi attribuito si determina osservando i seguenti 8 aspetti:

Dimensioni:

è necessario misurare il diametro a petto d'uomo (m 1,30) mediante cavalletto dendrometrico o rotella metrica, sono state individuate 7 classi diametriche e ad ogni classe diametrica viene attribuito un punteggio crescente da 0 a 6 (rif. ONF 2009);

Diametro in cm	punteggio
$\Phi < 30$	0
$30 \leq \Phi \leq 60$	1
$61 \leq \Phi \leq 90$	2
$91 \leq \Phi \leq 120$	3
$121 \leq \Phi \leq 150$	4
$151 \leq \Phi \leq 180$	5
$\Phi > 180$	6

Cavità:

in presenza di uno o più aspetti è previsto un punteggio crescente da 1 a 3 in base alla loro posizione dal suolo (altezza da terra): fori dovuti ai picchi (d'alimentazione o per la nidificazione), cavità non dovute ai picchi, fenditure lunghe oltre 100 cm, ferite non rimarginate con estensione $> 25 \text{ cm}^2$, stacchi e sollevamenti di corteccia $> 25 \text{ cm}^2$, cavità sulla ceppaia (dendrotelm), ecc., (rif. Pro Silva 2003, ONF 2009).

Fori di picchio, ferite non rimarginate, cavità, sollevamento corteccia, fenditure	punteggio
nessuna	0
in basso $h < 50 \text{ cm}$	1
$50 \leq h \leq 200 \text{ cm}$	2
in alto $h > 200 \text{ cm}$	3

Funghi:

è previsto un punteggio crescente da 1 a 3 in base alla presenza e numerosità dei carpofori con diametro $\geq 5 \text{ cm}$ (rif. ONF 2009);

Corpi fungini con diametro $\geq 5 \text{ cm}$	punteggio
nessuno	0
1	1
2	2
≥ 3	3

Legno morto:

è previsto un punteggio crescente da 1 a 3 al variare delle dimensioni (diametro maggiore o minore di 10 cm) e della numerosità delle branche morte (rami con lunghezza > di 1 m), (rif. Pro Silva 2003, ONF 2009);

Legno morto con lunghezza >1 m	punteggio
non presente	0
solo branche piccole ($4 < \Phi < 10$ cm)	1
fino a 3 branche grandi ($\Phi \geq 10$ cm)	2
oltre 3 branche grandi	3

Peculiarità:

in presenza di uno o più aspetti è prevista l'attribuzione di 1 punto: specie arborea e sua frequenza (sporadicità), isolamento, biforcazione, capitozzatura (indipendentemente dal periodo), ombreggiamento di tronco a terra con diametro > 30 cm (ruolo di copertura), (rif. Pro Silva 2003); qualora trattasi di un albero di castagno, al contrario, si dovrà decurtare 1 punto in quanto tale specie ha un forte incremento diametrico ma presenta una scarsa entomofauna associata (C.R.C. 2008);

Sporadicità, isolamento, capitozzatura, biforcazione, ruolo di copertura (vicino tronco a terra con $\Phi > 30$ cm)	punteggio
non presente	0
presente	1
albero di castagno (anche in presenza di altre peculiarità)	-1

Posizione:

la distanza dalle strade, sentieri e altre vie di comunicazione, viene rapportata all'altezza dell'albero (stimata), il punteggio in questo caso è negativo in quanto in caso di caduta accidentale di una pianta rilasciata ad invecchiamento indefinito, o di parti di essa, si potrebbe configurare una responsabilità del selvicoltore. Tale forte penalizzazione serve dunque a garantire il tecnico che normalmente opera senza la preparazione tecnico-strumentale atta a verificare la stabilità degli alberi;

Distanza da sentieri, strade e altre vie di comunicazione	punteggio
distanza dalla viabilità > 1,5 volte altezza	0
adiacenza sentieri segnati	-1
prossimità strade (> 0,5 h < 1,5 h)	-3
adiacenza strade (< 0,5 h)	-7

Nidi:

presenza di nidi di medie (come quello della cornacchia grigia) o grandi dimensioni, è previsto un punteggio crescente da 1 a 2 in base alle dimensioni;

Nidi di uccelli	punteggio
nessuno	0
almeno uno di medie dimensioni (es. cornacchia)	1
almeno uno grandi dimensioni	2

Epifite:

per uno o più aspetti viene attribuito 1 punto: edera con discreto sviluppo sul tronco, cospicua presenza (oltre il 50%) di muschi o licheni, cospicua presenza di vitalba e altre liane, (Rif. Pro Silva 2003, ONF 2009) fuoriuscita di essudati (tranne resina per le conifere), presenza di vischio, presenza di cancri con diametro ≥ 10 cm, presenza di macrolicheni (es. *Lobaria pulmonaria* e affini);

Edera, muschio, vitalba, vischio, grandi licheni (es. <i>Lobaria p.</i>), essudati, cancri ($\Phi \geq 10$ cm)	punteggio
non presente	0
presente	1

Ad ogni aspetto viene assegnato un unico punteggio (il più grande in valore assoluto). La somma algebrica dei punti conseguiti rappresenta il “valore ecologico” della pianta, ossia la capacità potenziale di fornire rifugio, nutrimento, substrato, ad altri taxa.

In base a questo protocollo di valutazione ecologica gli alberi possono essere distinti in 4 classi:

- alberi con valore ecologico < 2 : sono alberi generalmente di piccolo diametro o privi di microhabitat e pertanto hanno un ruolo ecologico “standard”, di seguito sono anche indicati con AS (Alberi Standard), potrebbero anche essere alberi con aspetti importanti ma prossimi a strade e pertanto la loro conservazione deve essere valutata tenendo conto del rischio per le persone e/o le cose;
- alberi con valore ecologico uguale a 2 o a 3: sono alberi che generalmente presentano una caratteristica interessante ma piuttosto comune (esempio edera o piccoli rami morti), trattasi dunque di alberi habitat potenziali e di seguito sono anche indicati con AP (Alberi Potenziali);
- alberi con valore ecologico uguale a 4 o a 5: sono alberi che generalmente presentano già dei microhabitat e in un prossimo futuro diverranno alberi habitat, di seguito sono

anche indicati con AA (Alberi d'Avvenire);

- alberi con valore ecologico ≥ 6 : sono alberi generalmente di grande diametro e con diversi microhabitat, dunque alberi habitat propriamente detti e di seguito sono anche indicati con AH (Alberi Habitat).

Il metodo RADAR prevede una serie di fatti salienti che ne segnano la novità e che lo fanno discostare da quelli esistenti:

- ✓ il primo aspetto è l'assegnazione di un punteggio proporzionalmente crescente al crescere del diametro, che è di fatto il principale fattore che induce la costituzione di microhabitat (Larrieu & Cabanettes 2012, Regnery *et al.* 2013);
- ✓ il secondo aspetto saliente (ed anche unico nel panorama delle tabelle di valutazione) è che sono previsti anche punteggi negativi, sia in caso di posizione dell'albero habitat in prossimità di viabilità sentieristica o stradale con un punteggio che varia al variare della distanza e dell'importanza della via di comunicazione, sia in presenza di alberi di castagno, una specie probabilmente meno adatta di altre ad accogliere altri taxa (C.R.C. 2008);
- ✓ il terzo aspetto è la facilità d'uso della tabella che permette, anche in campo, di capire subito quale sia il tipo di albero che si ha di fronte e operare quindi di conseguenza:
 - qualora il valore ecologico della pianta raggiunga o superi gli 11 punti trattasi di un albero habitat da tutelare;
 - nel caso il punteggio si collochi tra 6 e 10 trattasi di un albero habitat senza dubbio meritevole di conservazione ma che deve essere inserito in un appropriato contesto ecologico-ambientale verificando la densità ad ettaro degli alberi con analogo valore ecologico;
 - gli alberi di avvenire (AA) sono piante la cui conservazione va inserita in un contesto oltre che spaziale anche temporale, ossia andando a prevedere a medio-lungo termine la graduale sostituzione degli attuali alberi habitat (Larrieu *et al.* 2014);
 - vi sono poi gli alberi potenziali (AP) la cui conservazione non andrebbe, generalmente, perseguita, tranne nei casi in cui essi siano portatori di microhabitat poco comuni nel sito e vi sia carenza di alberi habitat propriamente detti;
 - infine gli alberi standard (AS) ossia gli alberi per cui non si prevede il rilascio ad invecchiamento indefinito ma il normale ciclo selvicolturale.

Come detto la tabella RADAR permette la classificazione numerica degli alberi vivi.

La valutazione degli alberi morti in piedi non è stata effettuata in quanto le foreste gestite presentano un deficit di legno morto enorme rispetto alle foreste “naturali” (Müller & Bütler 2010), per cui, al momento, appare superfluo scegliere gli alberi morti in piedi, con diametri superiori ai 20 cm, da rilasciare. Considerata la loro importanza per la biodiversità (p. es. Larrieu *et al.* 2012), al momento dell'utilizzazione, andrebbero, dunque, rilasciati tutti gli alberi morti presenti nel popolamento, compresi quelli a terra, eccezion fatta per quelli pericolosi per l'incolumità delle persone.



Snag di faggio nella zona di Montedimezzo (IS)

6. LA VALUTAZIONE ECOLOGICA DEI SOPRASSUOLI

Sapendo determinare il valore ecologico di un albero per ottenere il valore ecologico globale del popolamento basterebbe sommare i valori ecologici di tutti alberi presenti. Tale operazione, oltretutto costosa, sarebbe comunque inutile stante la profonda differenza tra alberi habitat propriamente detti (AH) alberi d'avvenire (AA), alberi standard (AS) e alberi potenziali (AP).

Per la valutazione del popolamento si propone, quindi, di realizzare un campionamento statistico sistematico e stratificato con maglia quadrata di dimensioni 250 m per 250 m per determinare il centro delle varie aree di saggio, con un numero di aree variabile da un minimo di 10 per un popolamento compreso tra i 5 e i 100 ettari e un massimo di 150 aree di saggio per una foresta tra i 500 e i 1000 ettari (Baudran 2008). In ogni area di saggio viene effettuato il rilievo relascopico degli alberi vivi con diametro a m 1,30 maggiore di 30 cm utilizzando un angolo fisso del 2% (banda dell'1 del relascopio di Bitterlich). Gli alberi rilevati vengono valutati e ordinati secondo le classi precedentemente descritte: alberi standard (AS), alberi potenziali (AP), alberi d'avvenire (AA), alberi habitat (AH). Successivamente viene calcolato il numero teorico di alberi per ettaro sommando i reciproci delle aree basimetriche di ogni pianta osservata nel campionamento relascopico (Bernetti e La Marca 1983) e di conseguenza possiamo conoscere il valore ecologico ad ettaro per ogni classe di alberi. Il valore ecologico del soprassuolo (VES) è quello del popolamento virtuale costituito dagli alberi habitat propriamente detti (AH).

Il valore ecologico del soprassuolo può essere utilizzato, ad esempio, per confrontare le modalità di gestione di diversi popolamenti o può essere di aiuto nell'individuare i siti migliori al rilascio di isole di biodiversità (siano esse isole di senescenza o isole di invecchiamento). La sua prima applicazione rimane comunque quella di individuare le piante da destinare ad invecchiamento indefinito. Molti autori (per tutti C.R.C. 2008) si sono chiesti quale sia il numero di alberi habitat da rilasciare, allo stato attuale accreditati ricercatori ritengono idoneo un rilascio di 10 alberi habitat ad ettaro (Bütler *et al.* 2013), ma le indicazioni gestionali variano, e di molto, da Paese a Paese (Wibail *et al.* 2012).

Con la conoscenza del Valore Ecologico del Soprassuolo è possibile provare a “ribaltare il concetto”.

Anziché stabilire a priori la densità degli alberi da rilasciare ad invecchiamento indefinito, e/o quale diametro minimo debbano avere, possiamo fissare un Valore Ecologico del Soprassuolo minimale ad ettaro (quindi un “valore target”) da mantenere in ogni bosco

tramite la conservazione dei migliori alberi habitat, dunque decidere un valore al disotto del quale non è possibile effettuare il taglio degli alberi habitat (AH). Nel caso, purtroppo frequente, in cui il rilascio di tutti alberi habitat presenti nel popolamento non consenta di raggiungere il valore target fissato, la carenza di alberi adeguati sarà colmata attraverso il rilascio di un adeguato numero di alberi d'avvenire (AA) e l'eventuale rilascio di alberi potenziali (AP) portatori di microhabitat rari. Questa operazione di reclutamento potrebbe essere utile anche a lungo termine in quanto consentirebbe di compensare la naturale mortalità degli alberi habitat, agevolando così il passaggio da una gestione degli alberi habitat meramente conservativa ad una gestione pianificata.

Nell'individuare il “VES target” per un ettaro di soprassuolo utilizzato, si è tenuto conto soprattutto di due aspetti: per prima cosa è stata considerata l'attuale bassa presenza di alberi habitat di elevato valore (valore ecologico che si attesta sopra i 10 punti del metodo RADAR) nei popolamenti forestali appenninici, siano essi cedui o fustaie; in secondo luogo è stato ritenuto idoneo perseguire come obiettivo di lungo periodo di una gestione forestale attenta alla conservazione della biodiversità, il mantenimento di circa 10 alberi destinati ad invecchiamento indefinito per ettaro, una densità che, al momento, porrebbe l'Italia all'avanguardia in Europa. Pertanto si è ritenuto opportuno prevedere per i cedui regolarmente gestiti il rilascio di un numero di piante (AH + AA + eventuali AP) tale da raggiungere il valore target di 30 punti ha^{-1} , mentre per le fustaie in produzione (e le fustaie transitorie) detto valore minimale è fissato a 40 punti ha^{-1} . In questa fase la previsione di distinti valori al variare della forma di governo trova giustificazione non nella presenza dei singoli microhabitat nei diversi governi selvicolturali, in quanto non vi è alcuna associazione statisticamente significativa tra forma di governo e presenza di microhabitat o Alberi Habitat, ma nel diverso diametro medio delle piante costituenti il popolamento interessato dall'utilizzazione (essendo le fustaie gestite con turni ben più lunghi dei cedui).

7. I MICROHABITAT INDAGATI

La tabella RADAR tra i vari aspetti di un albero prende in considerazione molti microhabitat presenti sugli alberi e per questo anche definiti dendro-microhabitats (Larrieu 2014). Generalmente sono considerati microhabitat le singolarità che si presentano sul tronco o sulla chioma di un albero. Queste “anomalie” possono essere morfologiche, quali parti morte dell'albero, cavità, fessure, oppure elementi biologici anche esterni all'albero, come carpori o liane (Larrieu 2014); in ogni caso possono fornire rifugio o nutrimento ad altri taxa e dunque assolvono alla funzione di nicchia ecologica (Bütler *et al.* 2013). Sugli alberi, dunque, possono riscontrarsi numerosi tipi di microhabitat e alcuni di essi sono pressoché esclusivi di alberi “maturi”. La maturità di un albero varia al variare della specie, generalmente è raggiunta dopo 250 anni dai faggi (*Fagus sylvatica*) e dopo 400 anni dalle querce (*Quercus spp.*), quindi molto tempo dopo l'età raggiunta dalle piante nei normali cicli di utilizzazione (Branquart *et al.* 2005).

Probabilmente il microhabitat più studiato è il legno morto. Esso è considerato un elemento fondamentale della naturalità di un popolamento forestale (Vallauri 2002), e la sua presenza è divenuta particolarmente significativa per una selvicoltura attenta a salvaguardare i processi naturali e le specie. Le relazioni tra legno morto e gli organismi saproxilici cui fornisce cibo, substrato o rifugio, sono alquanto diversificate: al variare delle caratteristiche del legno quali tipo (ossia la specie arborea), dimensioni, grado di degradazione, posizione, tenore di umidità, variano le specie ad esso associate (tra gli altri Haye 2006), che complessivamente si stima siano circa il 30% della biodiversità di una foresta (Vallauri *et al.* 2005, Bobiec *et al.* 2005). Fino a poco tempo fa il legno morto nei boschi veniva considerato dai tecnici forestali e da parte della popolazione un segno di cattiva gestione, per gli effetti relativi a possibili attacchi di parassiti, allo sviluppo di incendi o semplicemente per motivi di natura estetica (Schiegg 1998), e ancor oggi è probabilmente il componente della foresta che più risente delle utilizzazioni condotte con scopi produttivi anche alla luce del rinnovato interesse delle biomasse a scopo energetico; per questo a livello internazionale, la quantità di legno morto rappresenta uno degli indicatori di gestione forestale sostenibile ratificati dalla conferenza interministeriale europea (MCPFE 2002) e il suo rilevamento è compreso nei principali programmi di monitoraggio (Travaglini *et al.* 2007), inclusi gli inventari forestali nazionali, da cui purtroppo emergono dati non positivi, ad esempio in Italia il volume di legno morto è generalmente inferiore a quello ritenuto ottimale (Pignatti *et al.* 2009).

Ma forse il microhabitat per antonomasia, in quanto maggiormente caratterizzante, è

costituito dalle cavità: sia quelle scavate dai picchi sia quelle che si formano per cause di degradazione del legno ancora poco conosciute (Bednarz *et al.* 2004). Le cavità degli alberi sono usate come sito riproduttivo da numerose specie di uccelli tra cui picchio nero, picchio rosso maggiore, picchio verde, picchio muratore, picchio cenerino, cinciarella, cinciallegra, cincia dal ciuffo, cincia mora, civetta nana, allocco, assiolo e molte altre ancora, basti citare come esempio che in Francia circa il 41% delle 68 specie di uccelli strettamente legati alla foresta dipende dalle cavità arboree per la riproduzione, e la scarsità di siti di riproduzione rappresenta il principale fattore ambientali limitante (Haye 2006). Ogni specie ha le sue preferenze per quanto riguarda le dimensioni dell'ingresso, la profondità del cavo, l'altezza da terra, generalmente le cavità poste in alto sono preferite perché meno accessibili ai predatori, la posizione sul tronco o sulle branche, la vulnerabilità ad allagamenti e ai predatori, la visibilità e la distanza dalla fonte di cibo. Oltre agli uccelli anche numerosi mammiferi beneficiano delle cavità: la martora, la donnola, il ghio, il moscardino, lo scoiattolo, la nottola, il barbastello, l'orecchione e molti altri, senza dimenticare che le cavità possono essere usate dagli imenotteri sociali come l'ape selvatica ed il bombo; inoltre esse assolvono a ruoli spesso poco noti, si pensi infatti che l'11% dei fori di picchio nero individuati durante uno studio in Trentino Alto Adige era pieno d'acqua e costituiva una riserva d'acqua per gli animali che frequentano la foresta (Marchesi *et al.* 2008). Nelle foreste "naturali", il numero di cavità per ettaro è molto elevato, nelle foreste di quercia o faggio, ci sono circa 40 cavità/ha potenzialmente utilizzabili dagli uccelli, che salgono fino a 80/ha nei boschi ripariali di pioppi e salici (Haye 2006). Nelle foreste gestite si ha un grande deficit di cavità perché deprezzano il valore degli alberi, tanto che l'utilizzo sperimentale dei nidi artificiali incrementa fino a 20 volte alcune popolazioni di uccelli, mentre il suo effetto è praticamente nullo nelle foreste "naturali". Inoltre la grande concorrenza esistente nelle foreste gestite rende gli effetti della predazione più importanti, dal momento che tutte le cavità sono occupate mentre nelle foreste "naturale", lo è generalmente una su due o una su tre (Haye 2006).

Ma sul fusto non si formano solo cavità, a volte sono presenti crepe e/o fenditure, originatesi perlopiù da situazioni traumatiche (fulmini, colpi di vento, neve ghiacciata) che provocano scollamenti della corteccia o profonde aperture lungo il tronco, spesso lunghe in altezza ma strette per tutta la lunghezza, in grado di offrire rifugio, ad esempio a piccole comunità di invertebrati (ad es. aracnidi o imenotteri) o a chiroterri (es. *Myotis daubentonii*), o nutrimento, come nel caso del picchio dalmatino (*Dendrocopos leucotos*) che vi trova le larve alla base della sua dieta (Gorman 2004).

Microhabitat spesso diffuso, ma ancora poco indagato, è quello costituito dalla

presenza di epifite, tra cui spicca l'edera (*Hedera helix*) per la serie di influenze sugli ambienti forestali e sulla costituzione di altri microhabitat. L'importanza per l'ambiente forestale dell'edera è legata al suo ciclo biologico, dato che fiorisce in autunno e fruttifica nel tardo inverno. La fioritura autunnale fornisce nutrimento a lepidotteri come le falene, mentre i frutti invernali forniscono risorse alimentari per l'avifauna in un periodo che presenta una scarsa offerta trofica (Emberger *et al.* 2013). Di minore impatto, per quanto non trascurabili, sono i cicli biologici e la presenza di altre epifite come la vitalba (*Clematis vitalba*) e la salsapariglia (*Smilax aspera*) che pur fornendo anch'esse risorse alimentari alla fauna selvatica, raramente svolgono le funzioni ecosistemiche dell'edera, come aumentare i siti di nidificazione e rifugio per la piccola fauna, o accelerare il processo di senescenza delle piante su cui si arrampica, specialmente su quelle di piccolo e medio diametro, favorendo la formazione di alberi habitat (Rivaben *et al.* 2013). Altra epifita che costituisce microhabitat è il vischio (*Viscum album* e *Loranthus europaeus*), sia come fonte di alimentazione per l'avifauna, sia come lenta causa di senescenza delle branche.

Microhabitat particolari sono poi i carpofori dei funghi saproxilici, i licheni e le briofite; essi, infatti, assolvono ad un duplice ruolo: spesso ospiti di microhabitat, essi stessi sono indicatori di un buon livello di biodiversità e rappresentano a loro volta importanti microhabitat per diversi taxa, soprattutto di coleotteri, ditteri e lepidotteri, ma essendo ancora poco studiati è ancora difficile specificare compiutamente i loro legami con la biodiversità. È il caso di molti licheni epifiti, viventi cioè sulle cortecce. Alcuni prediligono cortecce acide, povere in sostanze nutritive e si trovano quindi di preferenza sulle conifere, altri sono invece specialisti di alberi a corteccia neutra, come ad es. il frassino (*Fraxinus spp.*), in ogni caso un albero è raramente colonizzato da una flora lichenica unitaria. Durante lo sviluppo dell'albero la struttura della corteccia subisce cambiamenti. In alberi giovani è liscia, più tardi si screpola, corrispondentemente si può osservare nel corso del tempo una caratteristica successione di licheni epifiti. Specie pioniere, di solito licheni crostosi, col tempo vengono soppiantate da altre specie più concorrenziali come i licheni fogliosi. Inoltre un albero presenta zone con condizioni microclimatiche (luce ed umidità) diverse che vengono colonizzate da associazioni licheniche specializzate. Ad esempio le profonde crepe nel tronco di una vecchia quercia sono lo spazio vitale preferito di specie dell'ordine Caliciales, con corpi fruttiferi simili a spilli, mentre le Lobarie e altri macrolicheni dell'associazione vegetale Lobarion amanti dei posti umidi, si insediano su tronchi ricoperti di muschio ed esposti all'acqua piovana.

Un altro microhabitat è quello rappresentato dagli essudati linfatici quali possono essere le colature dovute a rotture meccaniche dei rami o alle sgocciolature primaverili.

Questi essudati forniscono nutrimento per diverse specie di insetti (ditteri, coleotteri, imenotteri e lepidotteri). Non vanno confuse in questa categoria la resina per le conifere e le gommosi delle drupacee per le quali non si conoscono specie animali associate (Emberger *et al.* 2013).

Ulteriori microhabitat sono le iperplasie e gli scopazzi il cui ruolo ecologico, benché spesso utilizzati come fonte di cibo o rifugio da invertebrati e vertebrati, compresi alcuni uccelli come il gufo comune (*Asio otus*), è ancora poco indagato.

Sicuramente una migliore conoscenza dei legami tra specie e microhabitat, e la creazione di un quadro completo di collegamenti noti, sarebbe molto utile per comprendere appieno l'importanza dei microhabitat per la biodiversità e probabilmente consentirebbe di utilizzarli come indicatori indiretti (Michel & Winter 2009). Il loro uso è relativamente facile da implementare, veloce e poco costoso, in contrasto con i campionamenti delle specie che richiedono grandi investimenti in tempo, denaro e specialisti. Ad oggi però diversi studi hanno mostrato la non fattibilità di questa soluzione anche a causa dell'effetto osservatore (Vuidot *et al.* 2011).

L'effetto osservatore si riscontra quando le variazioni osservate non dipendono dagli oggetti ma dagli osservatori degli oggetti. Questi effetti possono influenzare anche pesantemente sia lo sviluppo di protocolli di indagine basati su osservazioni, riconoscimento e identificazione sia l'analisi dei risultati. Le cause possono essere molteplici, ad esempio l'esistenza di differenze dovute all'esperienza o alla motivazione degli osservatori nella capacità di eseguire i rilievi. L'effetto dell'osservatore nei rilievi dei microhabitat può essere significativo (Vuidot 2009). Questo effetto è più o meno marcato anche in dipendenza del tipo di microhabitat osservato, del periodo di rilievo e dalla morfologia del sito. In montagna per esempio possono esserci delle difficoltà di osservazione a causa della topografia (pendenza, substrato instabile), così come difficoltà possono sorgere nel periodo primaverile estivo con la presenza di fogliame che limita le possibilità di osservazione. L'effetto osservatore è meno marcato su alcuni microhabitat rispetto ad altri e l'errore generato può ricondursi a 2 tipi: non rilevazione e errata identificazione. L'errore di non rilevazione può essere dovuto alla difficoltà di osservazione di qualche piccolo microhabitat come l'assenza di corteccia. L'errore di identificazione può esplicitarsi ad esempio nel non riuscire a stabilire se una cavità si sia originata per decomposizione del legno o sia stata provocata dai picchi.

Per ridurre tali inconvenienti i rilievi dei microhabitat dovrebbero prevedere, prima di andare sul campo, la formazione degli operatori, cui dovrebbero essere mostrate fotografie dei microhabitat da considerare e quelli da escludere (Minotte 2012).

Per detti motivi, nell'allegato 5, si riporta un breve e assolutamente non esaustivo esempio fotografico degli aspetti considerati con il metodo RADAR.



Ipotetico albero habitat (disegno del dott. C. Ciocca)

Sezione II – IMPIEGO SPERIMENTALE DELLA TABELLA RADAR

8. MATERIALI E METODI

Protocollo di rilievo

Il metodo RADAR si basa sul rilievo delle piante vive o deperienti con DBH ≥ 30 cm realizzato con la banda dell'1 del relascopio di Bitterlich (angolo di ritorno 2%). L'uso del Relascopio è consigliato nei campionamenti in cui si cercano alberi con grandi diametri in quanto più ricchi di microhabitat (Winter & Möller 2008; Larrieu *et al.* 2014). Questo dispositivo, inoltre, utilizza un angolo costante e gli errori di misura dovuti alla pendenza del terreno sono automaticamente corretti dal Relascopio, che risulta essere, dunque, uno strumento molto pratico in aree collinari e montuose.

Sulle piante individuate con il rilievo relascopico sopra descritto, sono stati rilevati gli 8 aspetti previsti nella tabella RADAR (dimensioni, posizione, peculiarità, presenza di nidi e presenza di microhabitat quali epifite, funghi, legno morto, cavità) e quindi è stato assegnato il relativo punteggio (valore ecologico). Si precisa che per come è stata concepita la tabella RADAR, con una lista semplificata di aspetti e microhabitat da osservare rispetto ad altri studi (p.es. Winter & Moller 2008) l'effetto osservatore (tra gli altri Payllet 2014) dovrebbe essere basso, ma per limitarlo il rilievo degli aspetti da valutare è stato svolto sempre dallo stesso operatore.

Oltre alla valutazione ecologica degli alberi, in ogni punto da campionare è stata effettuata una descrizione della stazione contenente le caratteristiche generali del punto. In particolare sono stati raccolti i seguenti dati:

- ID punto: numero identificativo del punto;
- Data: giorno, mese e anno in cui è stato effettuato il rilievo;
- Comune e Località: territorio comunale di appartenenza del punto e nome del luogo geografico interessato;
- Rilevatori: nomi dei soggetti esecutori del rilievo;
- Coordinate GPS: codici in cifre delle coordinate EST e NORD di localizzazione del punto nel sistema di riferimento geografico utilizzato;
- Altitudine prevalente: quota del punto di rilievo (espressa in m s.l.m.), identificata tramite GPS;
- Pendenza prevalente: inclinazione media del versante su cui è localizzato il punto, calcolata tramite Vertex a ultrasuoni;

- Esposizione prevalente: orientamento del versante su cui è posizionato il punto, determinata rilevando con la bussola l'azimut magnetico, orientandola verso la linea di massima pendenza del versante;
- Posizione fisiografica: riferita al macrorilievo e determinata analizzando la Carta Tecnica Regionale o la superficie più estesa intorno al punto. La scelta della posizione fisiografica è ricaduta fra: crinale o cresta, dosso o displuvio, alto versante, medio versante, basso versante, fondovalle, pianura, compluvio, ripiano o terrazzo;
- Presenza di fenomeni di dissesto idrogeologico: fattori evidenti che determinano l'instabilità del soprassuolo (movimenti franosi, caduta pietre e massi, slavine, ecc.). Le scelte possibili potevano essere: erosione superficiale (asportazione di strati per lo più superficiali di terreno), erosione incanalata (fenomeni di asportazione di porzioni più o meno ampie di suolo, con formazione di rivoli, canali, incisioni o vallecole), frane (fenomeni di distacco di grandi porzioni di terreno o di roccia lungo un pendio), rotolamento lapideo (fenomeni di distacco, crollo, scorrimento, rotolamento e arresto di pietre, massi o detriti per effetto della gravità, di solito in aree a forte inclinazione), valanghe (fenomeni di distacco, scorrimento e accumulo di grandi masse nevose), esondazione (fenomeni di accumulo di detriti trasportati da acque di scorrimento, in concomitanza con periodi caratterizzati da forte piovosità), altri fattori;
- Presenza di limiti allo sviluppo delle radici: riguardano l'esistenza di rischi che possano compromettere la vitalità attuale dell'apparato radicale delle piante o compromettere il futuro attecchimento della rinnovazione e il successivo ottimale sviluppo. Sono: superficialità del terreno, rocciosità affiorante, pietrosità, ristagni d'acqua o altri fattori;
- Presenza di danni: danni o patologie che determinano una significativa perdita di vitalità e/o valore del soprassuolo o che interessano negativamente il suolo e la rinnovazione. I danni possono derivare da: animali al pascolo, animali selvatici, fitopatogeni o parassiti, agenti meteorici (neve, grandine, pioggia, fulmini, ecc.), movimenti di neve (slavine, valanghe), incendi, utilizzazioni od operazioni di esbosco, attività turistico – ricreative;
- Presenza e intensità delle attività antropiche: è stato valutato il riconoscimento di segni evidenti che potessero accertare lo svolgimento di attività turistiche (mediante la presenza di infrastrutture per la ricreazione e la fruizione turistica, come panchine, fontane, impianti da sci, sentieri, ecc.), di pascolo (moderato o intenso a seconda dell'intensità dei camminamenti, del calpestio e compattamento del suolo, delle brucature alla rinnovazione o della defecazione da parte degli animali domestici allevati in modo estensivo), o di operazioni selvicolturali (segni da martellata, segni particellari, tagli eseguiti, tracce di linee di esbosco, ecc.);
- Presenza di infrastrutture artificiali: strutture di natura antropica all'interno dell'estensione

dell'ADS o nelle vicinanze: prese d'acqua – derivazioni idriche, elettrodotti – metanodotti, piste da sci, fabbricati, strade camionabili principali, piste forestali – piste trattorabili, mulattiere o sentieri ben distinguibili, piazzali di imposto, casse parafuoco, cave – miniere (in uso o dismesse), infrastrutture di protezione contro l'erosione (gabbionature – gradoni, paravalanghe, ecc.), altre infrastrutture;

- Composizione specifica della formazione arborea: riguarda la presenza (in %) delle specie che compongono lo strato arboreo. È stata valutata prendendo in considerazione lo spazio fotosinteticamente attivo sulla verticale, l'incidenza sul numero totale di individui o la preponderanza dell'area basimetrica dei soggetti coinvolti;

- Tipo strutturale/colturale: evidenzia la struttura dello strato arboreo presente e facilmente identificabile. La scelta ha riguardato: boschi di neoformazione (l'insediamento, progressivo o in massa, di piante legnose su campi o pascoli ritirati dalla coltura fino a dar luogo ad un nuovo bosco per successione secondaria), ceduo semplice/matricinato (condizione di un bosco soggetto a taglio periodico a turno breve con rinnovazione agamica per polloni; nel matricinato, si assiste alla presenza di matricine), ceduo a sterzo (struttura ottenuta da polloni di diverse classi d'età, avvicendati sulla stessa ceppaia), ceduo composto (struttura di coesistenza fra bosco ceduo, riconoscibile da ceppaie e polloni, e fustaia, solitamente ottenuta da ex matricine invecchiate), fustaia monoplana (struttura del bosco ad alto fusto, a turno lungo e rinnovazione per lo più gamica, in cui si riconosce un solo strato arboreo), fustaia biplana (struttura a fustaia in cui sono identificabili due strati, uno dominante e l'altro dominato, a seconda dell'occupazione dello spazio verticale), fustaia pluristratificata (caratteristica tipica della fustaia disetanea, in cui le piante occupano quasi tutto lo spazio verticale, a partire dalle piante sottomesse e dominate, fino ad arrivare a quelle dominanti);

- Grado di copertura: identifica la percentuale di superficie occupata dalla proiezione della chioma degli alberi al suolo. Per quanto riguarda gli arbusti e le specie erbacee, indica la superficie occupata sul terreno dai diversi soggetti;

- Microambienti: presenza di particolari situazioni ecologiche di elevato valore per la conservazione della biodiversità animale e vegetale, come radure, acque superficiali, zone umide, ghiaioni – macereti, ruderi – casolari, rupi, sorgenti, tane e grotte;

- Rinnovazione arborea: processo di ricostituzione del soprassuolo arboreo, di tipo naturale (gamico o agamico), artificiale (rimboschimento o imboschimento), oppure misto;

- Novellame: composizione specifica e presenza (in %) di plantule di età e struttura sensibilmente inferiore a quelle del popolamento principale;

- Strato arbustivo: composizione delle specie arbustive maggiormente presenti nel sottobosco;

- Strato erbaceo: composizione delle specie erbacee e lianose maggiormente presenti al suolo.

Protocollo di campionamento

Durante questo lavoro di tesi i punti dove effettuare i rilievi relascopici sono stati scelti in maniera articolata:

generalmente si consiglia di effettuare un campionamento sistematico e stratificato utilizzando una carta dei tipi forestali come proxy alla quale sovrapporre una griglia con maglia quadrata di dimensioni 250 m per 250 m. Per ogni quadrato della griglia ed in corrispondenza di vegetazione forestale verrà generato un sito, la cui selezione random verrà realizzata attraverso l'apposita funzione presente nel software GIS utilizzato. Il numero di siti da indagare varia da un minimo di 10 per un popolamento compreso tra i 5 e i 100 ettari ad un massimo di 150 aree di saggio per una foresta tra i 500 e i 1000 ettari. Le coordinate relative a tutti i punti da campionare sono poi inserite in uno strumento GPS che sarà utilizzato nella navigazione per il raggiungimento di ogni singolo punto. Una volta raggiunto il punto questo viene materializzato sul terreno tramite apposizione di paletto di castagno di circa 80 cm al fine di renderlo visibile anche per successivi studi;

questa procedura è stata utilizzata per la messa a punto e prima applicazione della tabella, avvenuta nel comprensorio di Montedimezzo, Pennataro e Feudozzo (IS -AQ) e parzialmente utilizzata nella zona di Barbarano Romano (VT), ove è stata realizzata una griglia con maglia quadrata di 200 m di lato; mentre per la sua applicazione nei siti del progetto Life ManFor C.BD. di Bosco Pennataro (IS) e Vallombrosa (FI) i rilievi sono stati effettuati nei punti di campionamento già utilizzati dai selvicoltori del ManFor per i loro rilievi dendrometrici.

Elaborazioni

Il numero teorico di alberi per ettaro è stato calcolato sommando i reciproci delle aree basimetriche di ogni pianta osservata nel campionamento relascopico (Bernetti e La Marca 1983). Le analisi del valore ecologico degli alberi habitat e gruppi di specie e del valore ecologico e diverse forme di gestione sono state effettuate con il test chi-quadro (Soliani *et al.* 2003).

CAP. 9 IL COMPENSORIO DI MONTEDIMEZZO, PENNATARO, FEUDOZZO

9.1 Obiettivi

Una migliore comprensione dei processi che consentono lo sviluppo ed il mantenimento di microhabitat all'interno di foreste gestite è di forte interesse sia per i selvicoltori sia per i decisori. È fondamentale capire come la presenza di alberi habitat sia influenzata dai trattamenti selvicolturali e come il tipo di gestione condizioni la loro distribuzione.

La messa a punto e la verifica dell'utilità della tabella RADAR è stata sperimentata nel comprensorio boschivo di Montedimezzo e Bosco Pennataro in provincia di Isernia e Feudozzo in provincia di L'Aquila. Trattasi di soprassuoli di cerro (*Quercus cerris*) e faggio (*Fagus sylvatica*) sottoposti a diversi schemi gestionali che si estendono complessivamente per oltre 1.000 ha. In tali soprassuoli sono state realizzate 140 aree di saggio al fine di:

- studiare la frequenza degli alberi di medie e grandi dimensioni (diametro ≥ 30 cm) e stimare il loro valore ecologico;
- identificare, indipendentemente dalla loro abbondanza, il ruolo delle diverse specie arboree;
- analizzare l'influenza degli interventi selvicolturali in relazione all'ultimo intervento effettuato e alla forma di governo e trattamento sulla presenza di alberi habitat;
- sperimentare se i “Valori Target” proposti sono adeguati alla realtà dei popolamenti considerati;
- comprendere il ruolo del diametro e delle diverse specie arboree in termini di fornitura di microhabitat;
- comprendere l'influenza degli interventi selvicolturali:
 - sulla distribuzione dei microhabitat sulle piante vive aventi diametro ≥ 30 cm;
 - sulla presenza di alberi con diametro ≥ 70 cm, in quanto possono essere considerati indicatori di una gestione forestale attiva (Bütler *et al.* 2013);
 - sulla presenza degli alberi morti in piedi aventi diametro ≥ 20 cm in quanto il legno morto, indicatore chiave per la diversità biologica nell'ecosistema forestale, superata una determinata soglia diametrica è purtroppo raramente presente nei boschi “normalmente” utilizzati (Bütler Sauvain & Schlaepfer 2003).

9.2 L'area di studio e il contesto selvicolturale

Lo studio è stato realizzato in un'area posta tra l'alto Molise e l'Abruzzo che comprende la Riserva Naturale Orientata di Montedimezzo, la Foresta Demaniale Regionale Pennataro, la Foresta Demaniale Feudozzo e altri boschi di proprietà pubblica e privata dei comuni di Castel di Sangro (AQ), Forlì del Sannio, San Pietro Avellana e Vastogirardi (tutti in provincia di Isernia) (fig. 9.2.1). Un comprensorio importante per la conservazione della biodiversità in quanto ricade quasi totalmente, ai sensi della Direttiva Habitat (UE 92/43) nella rete europea di siti Natura 2000 e nella rete MAB-Unesco (Riserva di “Collemeluccio-Montedimezzo Alto Molise”). Facendo riferimento al fitoclima d'Italia (Blasi e Michetti 2002) l'area presenta un macrobioclima temperato con precipitazioni medie annue di circa 1100 mm e temperature medie di 8.6 °C. Le altitudini dei punti rilevati variano da 700 a 1250 m s.l.m. e le formazioni forestali indagate sono soprattutto cerrete mesofile submontane e faggete, quest'ultime poste generalmente sopra i 1150 metri, con strato arbustivo che tende a ridursi fino ad annullarsi con l'aumentare dell'altitudine (Garfi e Marchetti 2011).

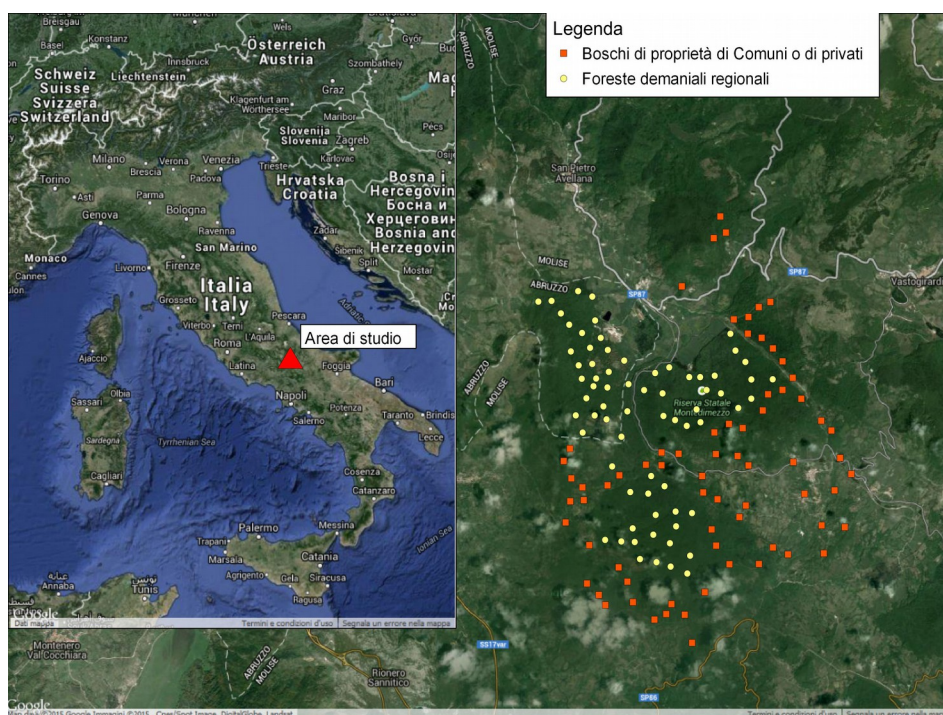


Figura 9.2.1 Area di studio

La gestione di tali soprassuoli è alquanto diversificata: si riscontrano infatti boschi di neoformazione su coltivi in abbandono, boschi cedui utilizzati con regolarità, cedui invecchiati per scelta gestionale, fustaie transitorie, fustaie utilizzate con regolarità (diradamenti e tagli di sementazione). Nel recente passato molti dei popolamenti indagati facevano parte di un vasto complesso boschivo di proprietà dei Borboni, ed erano utilizzati per l'allevamento dei cavalli di razza Persano. Nel secolo scorso per lungo tempo la gestione

è stata affidata all'Azienda di Stato Foreste Demaniali; con lo scioglimento della stessa tali boschi sono passati alle Regioni e attualmente sono gestiti dagli Uffici Territoriali della Biodiversità del Corpo Forestale dello Stato di Castel di Sangro (AQ) e di Isernia. Pur essendo un comprensorio piuttosto omogeneo, la diversità di gestione a cui i soprassuoli sono stati sottoposti da decenni ha permesso di individuare due zone ben distinte: zona con gestione forestale di tipo tradizionale in cui la funzione economica è prevalente (i boschi di proprietà dei demani comunali o di privati) e zona con gestione forestale di tipo conservativo in cui la funzione economica non è predominante (le foreste demaniali gestite dal Corpo Forestale dello Stato). Per ogni zona sono state realizzate 70 Aree di Saggio.

In base allo stato strutturale/culturale del popolamento e alla modalità di gestione del soprassuolo i plot analizzati sono stati suddivisi in 5 gruppi distinti per governo e epoca dell'ultimo intervento selvicolturale (tab. 9.2.1). I cedui in produzione, (Gruppo B), sono poco presenti all'interno delle foreste demaniali in quanto la produzione di legna da ardere non rientra negli scopi dei gestori (Ufficio Territoriale per la Biodiversità del Corpo Forestale dello Stato), mentre è una forma di governo molto diffusa nei soprassuoli gestiti da privati o da Comuni. I soprassuoli in cui non è stato possibile individuare una forma di governo univoca, in quanto l'area di saggio interessava popolamenti assolutamente diversi (es. ceduo in produzione/fustaia matura), sono stati uniti con quelli di neoformazione per facilitare le elaborazioni statistiche (Gruppo E).

<i>Forma colturale/tipo di gestione</i>	<i>Gestione C.F.S.</i>	<i>Altra gestione</i>
Gruppo A: cedui non utilizzati o non ordinariamente gestiti (maturi, invecchiati e ad evoluzione naturale);	21	25
Gruppo B: cedui in produzione;	1	23
Gruppo C: fustaie non sottoposte ad interventi selvicolturali da almeno 15 anni (recentemente);	30	8
Gruppo D: fustaie e fustaie transitorie recentemente sottoposte ad interventi selvicolturali;	16	6
Gruppo E: boschi di neoformazione e soprassuoli con forma di governo mista.	2	8

Tabella 9.2.1 Modalità di gestione e forme colturali dei 140 plot indagati.

Una volta censiti e classificati, gli alberi con valore ecologico uguale o superiore a 2 sono stati divisi in 5 gruppi sulla base della specie e della frequenza riscontrata (tab. 9.2.2).

Gruppo	Specie	Numero piante
conifere	<i>Abies alba</i> , <i>Picea excelsa</i> , <i>Pinus nigra</i>	40
cerro	<i>Quercus cerris</i>	872
altre latifoglie	<i>Carpinus b.</i> , <i>Fraxinus e.</i> , <i>Fraxinus o.</i> , <i>Ostrya c.</i> , <i>Pyrus p.</i> , <i>Populus t.</i> , <i>Tilia c.</i> , <i>Ulmus g.</i> ,	62
faggio	<i>Fagus sylvatica</i>	300
aceri	<i>Acer campestre</i> , <i>Acer lobelii</i> , <i>Acer obtusatum</i> , <i>Acer pseudoplatanus</i>	76

Tabella 9.2.2 Suddivisione in gruppi delle 1350 piante indagate

I microhabitat oggetto di indagine presenti sugli alberi conteggiati sono stati raggruppati in 5 gruppi in base alla tipologia e alla frequenza riscontrata (tab. 9.2.3).

Microhabitat indagati e tipologie				
Rami morti	Cavità	Edera	Licheni	Altri
rami morti (rami con lunghezza > 1 m e diametro > di 5 cm)	ferite di medie e grandi dimensioni (> cm ² 25)	cospicua presenza di edera	cospicua presenza di muschi	vitalba
	cavità alla base dell'albero		cospicua presenza di licheni	corpi fruttiferi di funghi a mensola
	crepe e fessure della corteccia		lichene <i>Lobaria pulmonaria</i>	cancri con diametro > 10 cm
	fori di picchio			scopazzi
	cavità non dovute ai picchi			essudati (tranne resina per le conifere)
				vischio

Tabella 9.2.3 Elenco dei microhabitat indagati e tipologie in cui sono stati raggruppati

9.3 Risultati dell'applicazione del metodo RADAR

Complessivamente sono stati valutati:

- 1000 alberi con diametro ≥ 30 cm e valore ecologico 2 o 3 (AP, Alberi habitat Potenziali),
- 298 alberi con diametro ≥ 30 cm e valore ecologico 4 o 5 (AA, Alberi habitat d'Avvenire),
- 52 alberi con diametro ≥ 30 cm e valore ecologico ≥ 6 (AH, Alberi Habitat propriamente detti).

La presenza degli alberi conteggiati non è omogenea: su 32 aree (oltre il 22% del totale) non è stata rilevata alcuna pianta con valore ecologico ≥ 2 , un dato che cresce nelle aree non gestite dal Corpo Forestale dello Stato, dove l'assenza di alberi oggetto di indagine si manifesta in oltre il 42% dei casi. Gli alberi con valore ecologico ≥ 2 sono molto presenti sia nelle fustaie sia nei popolamenti di origine agamica non sottoposti ad interventi da lungo tempo, sono invece poco presenti nei boschi regolarmente utilizzati dai Comuni o dai proprietari privati (fig. 9.3.1).

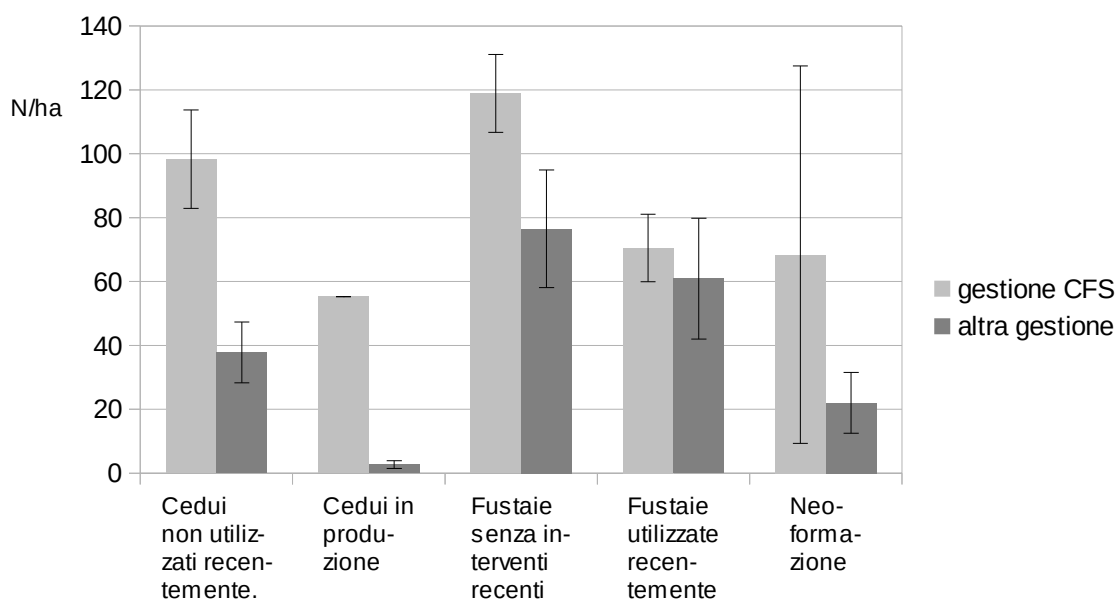


Figura 9.3.1. Distribuzione delle piante, distinte per gruppi culturali, con valore ecologico ≥ 2 . N ha⁻¹.

Se però andiamo ad estrapolare solo gli alberi con valore ecologico ≥ 4 (sia Alberi d'Avvenire sia Alberi Habitat) notiamo che la loro frequenza cala drasticamente (fig. 9.3.2 e fig. 9.3.3) in tutte le tipologie di soprassuolo considerate, in particolare si abbassa in maniera considerevole la presenza degli alberi habitat propriamente detti (valore ecologico ≥ 6) che risultano assenti su oltre il 77% delle aree indagate.

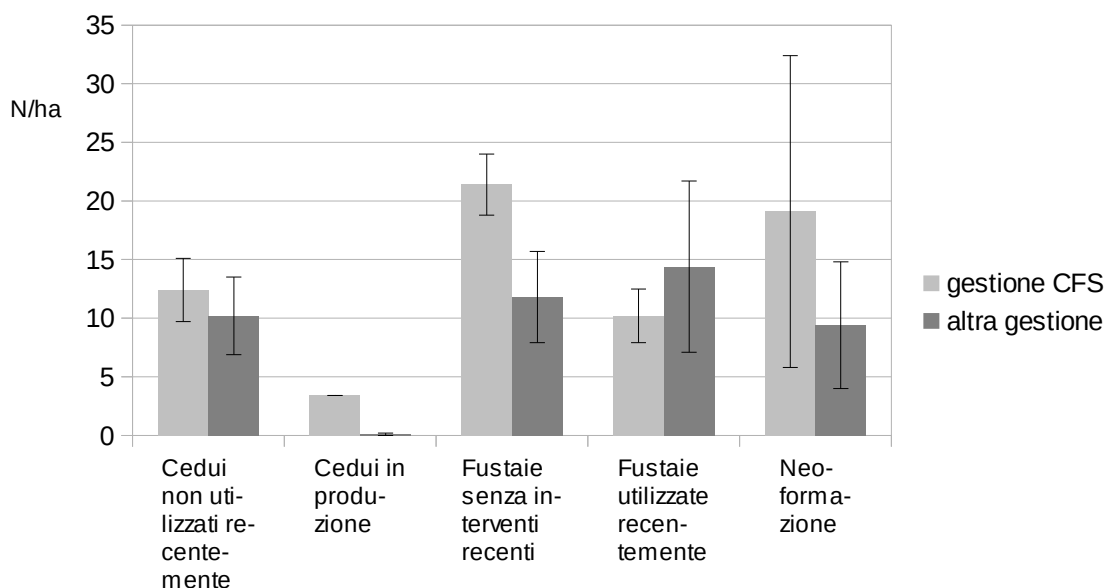


Figura 9.3.2. Distribuzione degli Alberi d'Avvenire (valore ecologico 4 o 5), distinti per gruppi culturali. N ha⁻¹.

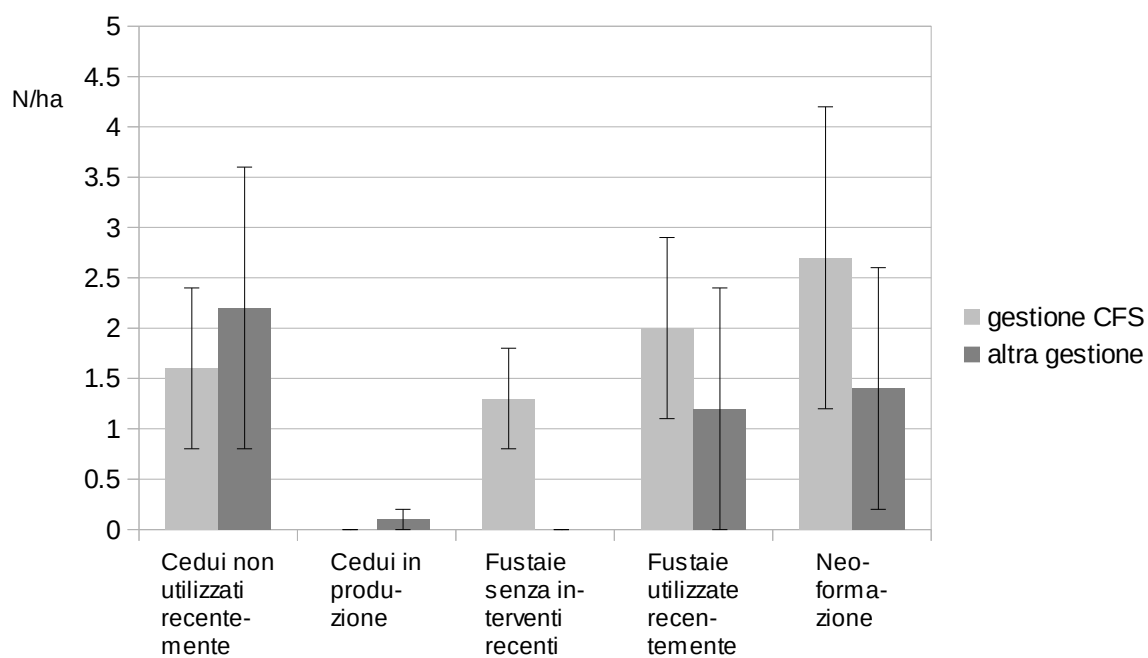


Figura 9.3.3. Distribuzione degli Alberi Habitat (valore ecologico ≥ 6), distinti per gruppi culturali. N ha⁻¹.

L'analisi del valore ecologico delle piante è stata condotta suddividendo le piante in gruppi di specie (fig. 9.3.4) e per classi diametriche (fig. 9.3.5).

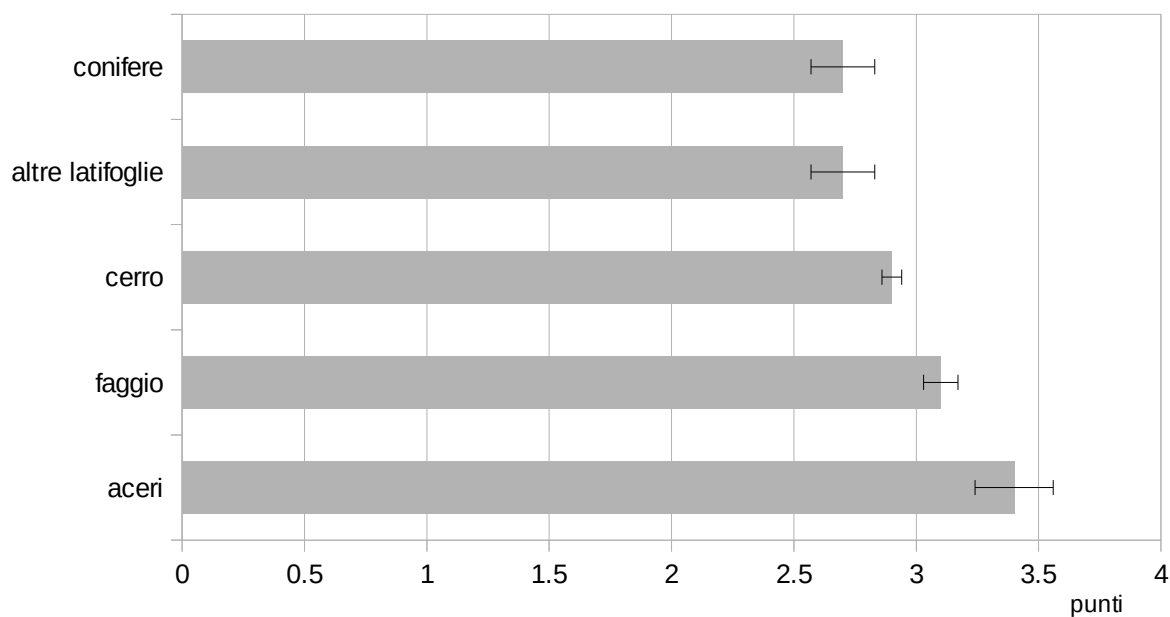


Figura 9.3.4. Valore Ecologico medio delle specie arboree

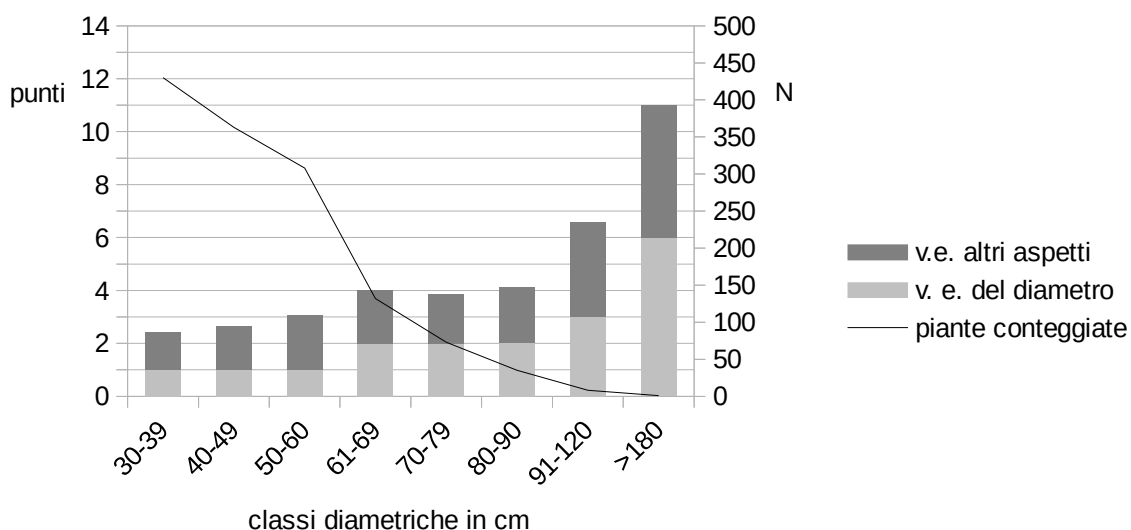


Figura 9.3.5. Valore ecologico medio al variare della classe diametrica, con indicazione delle piante conteggiate

La scarsa densità di Alberi Habitat ha come diretta conseguenza un basso Valore Ecologico dei Soprassuoli (VES), per questo motivo oltre al VES al fine di verificare l'adeguatezza dei “Valori target” proposti, 30 punti per i boschi di origine agamica e 40 punti per i boschi di origine gamica o con taglio di avviamento all'alto fusto effettuato, si riporta anche il valore ecologico degli Alberi d'Avvenire (fig. 9.3.6 e fig. 9.3.7) alberi che, tra l'altro, possono assolvere alla funzione di reclutamento.

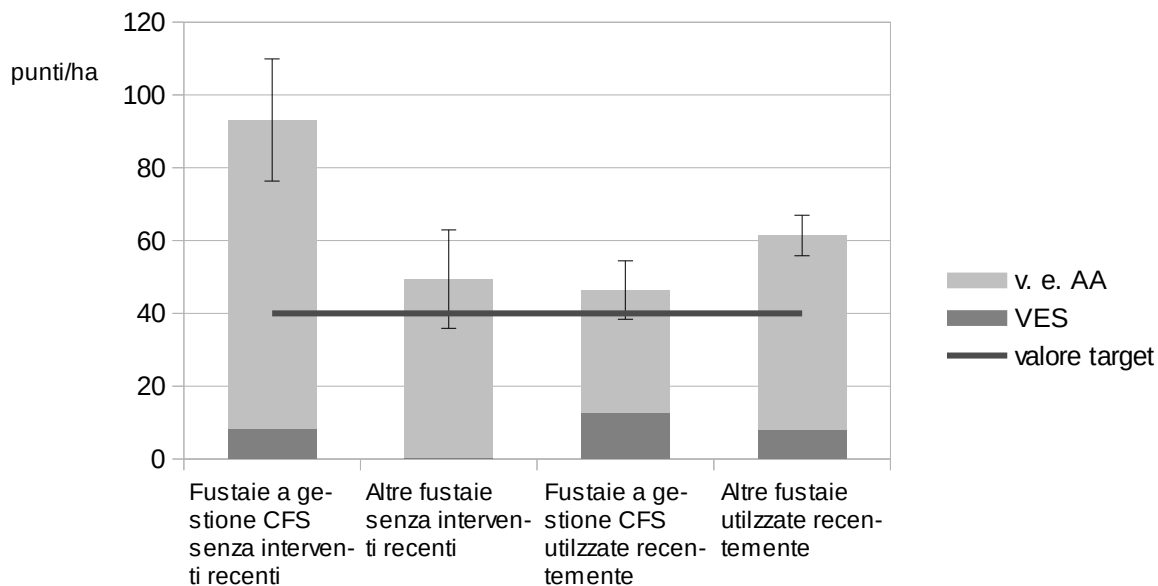


Figura 9.3.6 Valore ecologico medio ad ettaro dei popolamenti di origine gamica (VES + Valore AA)

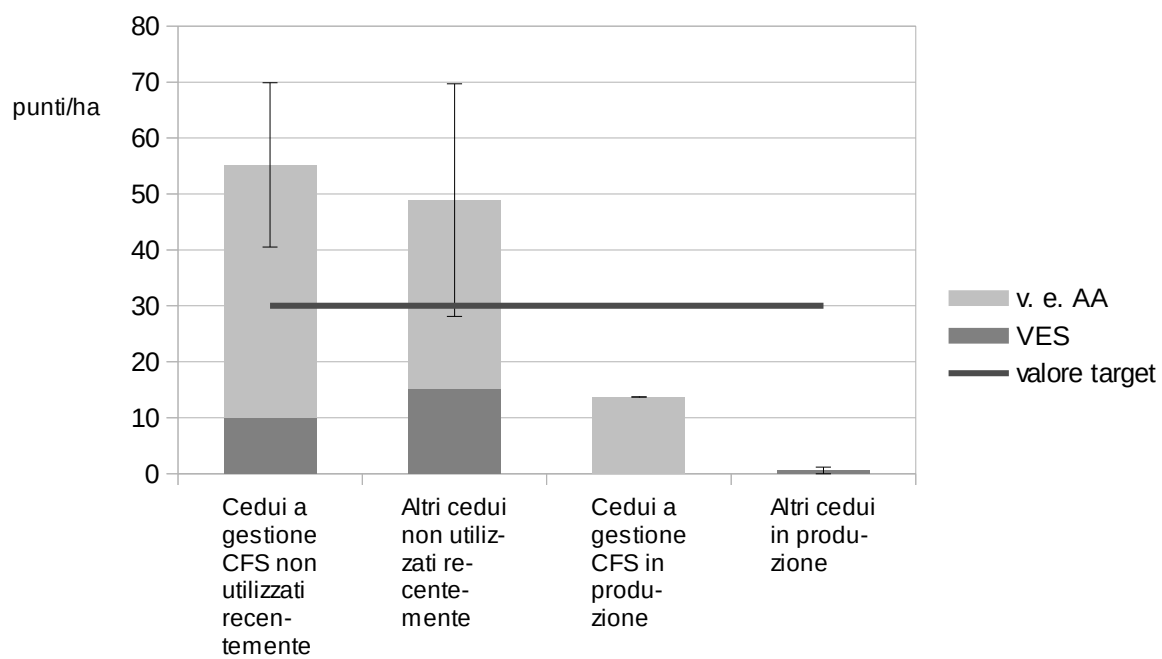


Figura 9.3.7 Valore ecologico medio ad ettaro dei popolamenti di origine agamica (VES + Valore AA)

9.4 Altri studi (microhabitat sulle piante vive, alberi grandi, alberi morti in piedi)

Considerata la ridotta quantità di studi in ambito appenninico, circa l'influenza delle operazioni selvicolturali sulla conservazione della biodiversità in generale, e in particolare sui microhabitat degli alberi forestali, sulle piante oggetto di valutazione sono stati analizzati anche i singoli microhabitat.

In base alla frequenza riscontrata, e tenendo conto del ruolo svolto nei confronti dei taxa animali, i microhabitat più diffusi sono stati distinti in 4 categorie (cavità, rami morti, edera, licheni), quelli meno frequenti sono stati riuniti in un'ulteriore categoria (altri). Complessivamente sono stati censiti su 1385 piante analizzate 2081 microhabitat (fig. 9.4.1)

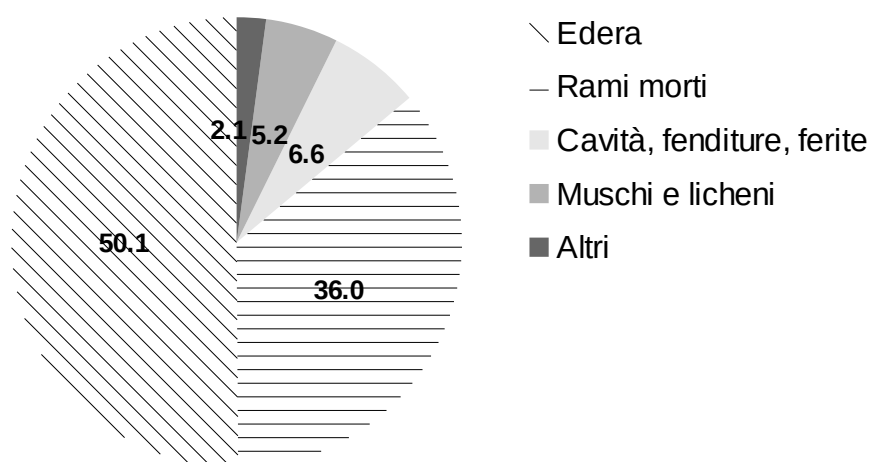


Figura 9.4.1 Ripartizione percentuale delle categorie di microhabitat riscontrate

La presenza media dei microhabitat varia al variare della specie (fig. 9.4.2)

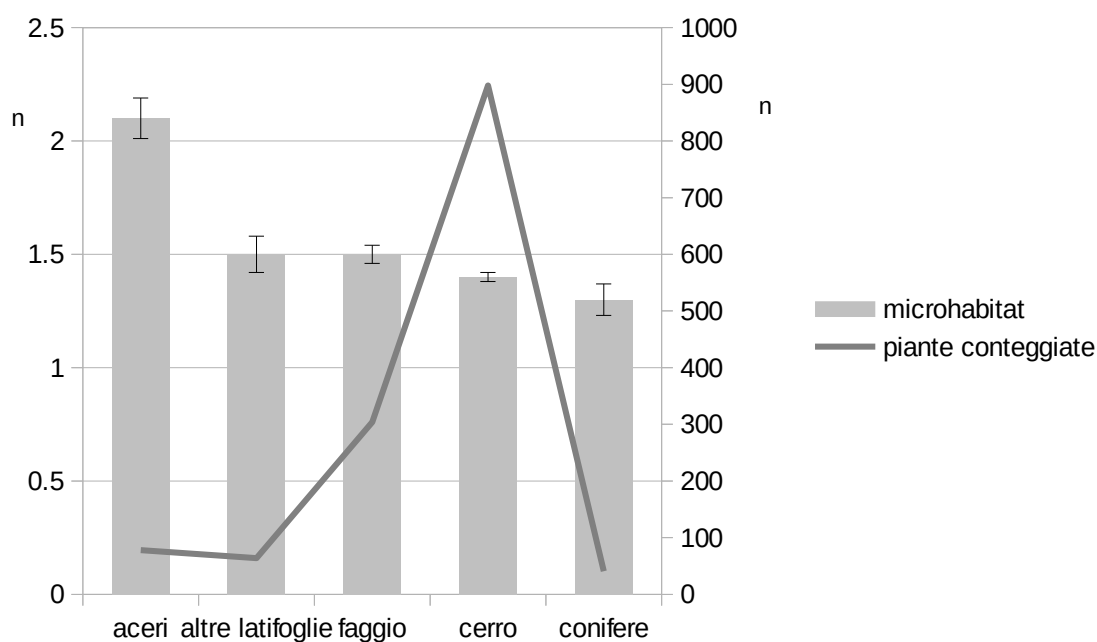


Figura 9.4.2 Numero medio di microhabitat al variare della specie

Dal confronto delle frequenze delle categorie di microhabitat riscontrati nei vari gruppi di piante emergono diverse associazioni statisticamente significative (tab.9.4.1).

Specie	Categorie microhabitat	X ² corretto (Yates)	odds ratio
faggio	edera	P < 0.01	0.03
cerro	edera	P < 0.01	5.67
aceri	licheni	P < 0.05	12.88
conifere	altri microhabitat	P < 0.05	2.00

Tabella 9.4.1 Associazioni positive tra gruppi di specie e categorie di microhabitat

Per verificare l'influenza del diametro sulla presenza dei microhabitat si è proceduto con il suddividere le piante per classi diametriche. Per ogni classe diametrica è poi stato calcolato il numero medio di microhabitat presenti (fig. 9.4.3).

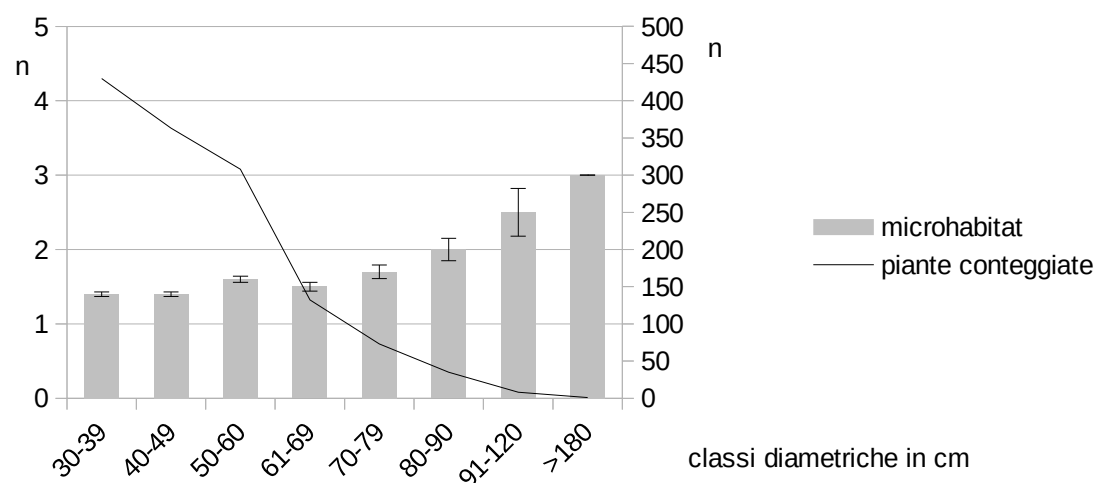


Figura 9.4.3 Numero medio di microhabitat/pianta, con piante raggruppate per classi diametriche

Nell'area in esame vengono effettuati interventi culturali tradizionali che prevedono la sistematica eliminazione delle piante “con difetti, deperienti, invecchiate, morte” e pertanto si è cercato di comprendere l'influenza degli interventi selvicolturali:

- sulla presenza di microhabitat (fig. 9.4.4);
- sulla presenza di alberi con diametro ≥ 70 cm (fig. 9.4.5);
- sulla presenza di alberi morti in piedi con diametro ≥ 20 cm (fig. 9.4.6).

La presenza media a ettaro dei microhabitat è stata analizzata confrontando i soprassuoli sulla base dell'ultimo intervento selvicolturale effettuato, pertanto i gruppi sono stati così riuniti:

- gruppi A, C, E comprendente i soprassuoli (cedui, fustaie e neoformazione) non utilizzati da oltre 15 anni;
- gruppi B, D comprendente i soprassuoli (cedui e fustaie) utilizzati negli ultimi 15 anni.

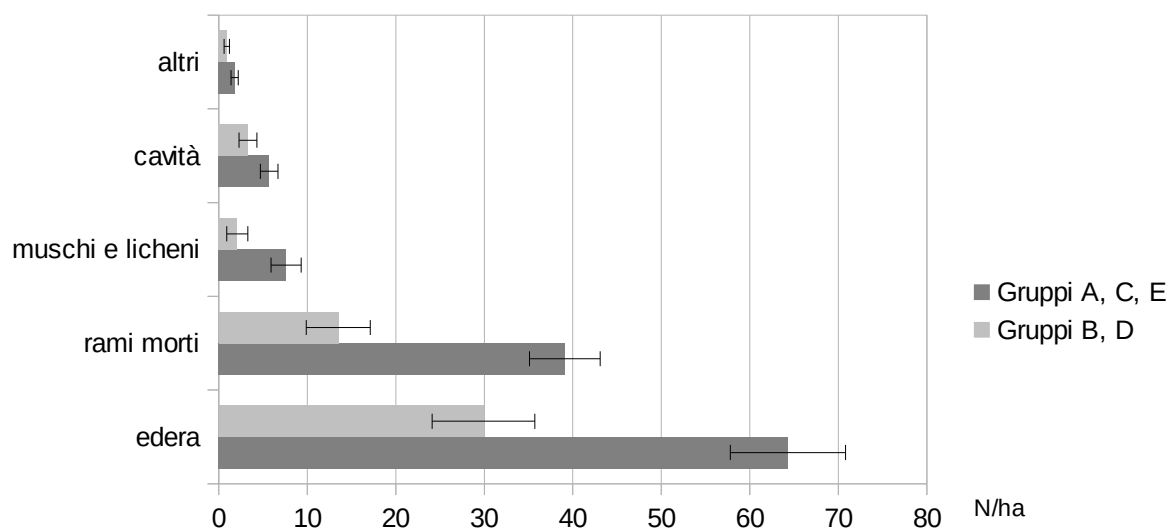


Figura 9.4.4 Numero medio di microhabitat/ha al variare del periodo dell'ultima utilizzazione

Andando a estrapolare gli alberi aventi diametro ≥ 70 cm si ha la seguente distribuzione:

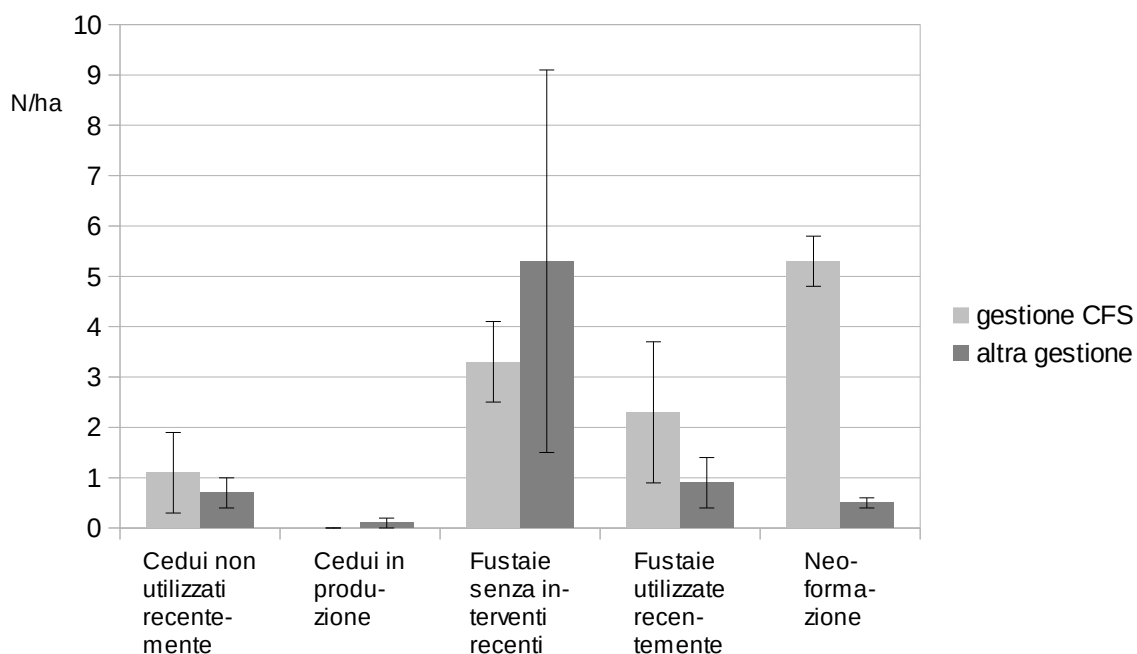


Figura 9.4.5 Frequenza/ha delle piante con diametro ≥ 70 cm, distinte per tipo di gestione e gruppi culturali

Gli alberi morti in piedi sono stati rilevati sempre con rilievo relascopico ma conteggiando le piante con diametro ≥ 20 cm. La loro densità media ad ettaro, distinta per tipo di gestione, è stata poi confrontata con la densità media nazionale desunta dalla bibliografia (Pignatti *et al.* 2009).

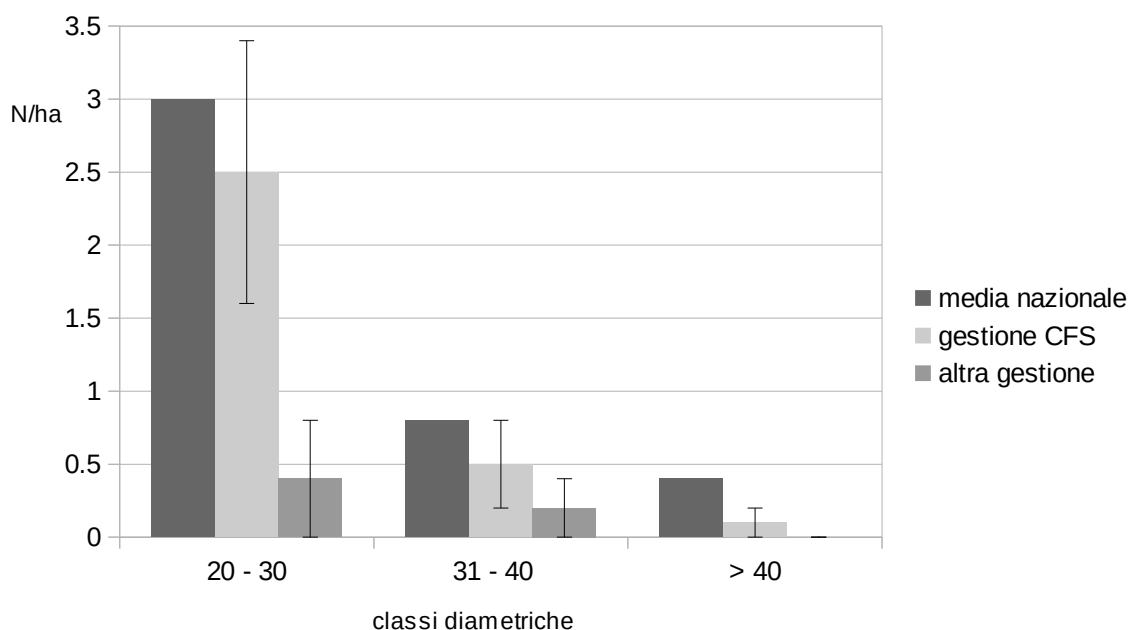


Figura 9.4.6 Densità/ha degli alberi morti in piedi, distinti per tipo di gestione

9.5 Discussione

Come detto solo pochi autori hanno presentato studi sulla classificazione numerica degli alberi habitat e peraltro i valori ecologici espressi dall'applicazione della tabella RADAR non possono essere confrontati con i dati presenti in letteratura a causa delle differenze esistenti tra i vari protocolli di valutazione. Per questo motivo si è cercato di integrare i dati inerenti il valore ecologico attribuito agli alberi habitat con studi sulla presenza dei microhabitat, presenza da cui di fatto dipende la valutazione.

Nell'area in esame si nota un ridotto valore ecologico delle conifere rispetto alle latifoglie, dato che concorda con quanto osservato da altri team di ricerca in merito al numero di microhabitat presenti sulle diverse specie arboree (Vuidot *et al.* 2001, Larrieu *et al.* 2012, Larrieu & Cabanettes 2012).

Anche l'elevato valore ecologico degli aceri, e l'importante contributo delle latifoglie sporadiche nella fornitura di microhabitat, concorda con quanto evidenziato da Larrieu *et al.* (2012). Sicuramente l'importanza delle latifoglie cosiddette secondarie meriterebbe ulteriori approfondimenti soprattutto in considerazione della diversa durata del loro ciclo vitale rispetto a quello delle “specie dominanti” (Larrieu *et al.* 2014).

In contrasto con altri studi (Vuidot *et al.* 2011, Regnery *et al.* 2013) si nota il relativamente basso valore ecologico del cerro rispetto alle altre latifoglie. Premesso che gli studi menzionati non avevano come oggetto il cerro ma altre specie quercine (rovere, leccio, roverella), bisogna precisare che il valore ecologico riscontrato potrebbe essere influenzato negativamente dalla diffusa presenza di edera sulla specie, presenza che potrebbe ridurre la visibilità di altri microhabitat, ma potrebbe anche dipendere dalla ridotta età delle piante esaminate rispetto alla longevità potenziale della specie: essendo infatti il valore ecologico legato alle pratiche selvicolturali in atto nella zona, le piante con uno o pochi microhabitat probabilmente sono utilizzate prima che possano promuovere altri microhabitat (Lassauce *et al.* 2013).

Come probabilmente era logico attendersi, stante le caratteristiche della tabella RADAR, il valore ecologico degli alberi cresce al crescere del diametro, confermando dunque quanto osservato in loco in termini di presenza di microhabitat e da numerosi team di ricerca circa la correlazione positiva tra diametro e microhabitat (p.es. Winter & Moller 2008, Vuidot *et al.* 2011, Larrieu & Cabanettes 2012).

Premesso che tra le aree indagate non vi sono porzioni non gestite, non è stata riscontrata alcuna associazione significativa tra le modalità di gestione, forme di governo e presenza di Alberi Habitat *sensu* metodo RADAR. Questo è in linea con quanto osservato da Larrieu *et al.* (2014) che hanno evidenziato come siano poco note le cause che inducono la formazione di molti microhabitat e soprattutto con quanto accertato da Vuidot *et al.* (2011) per cui, a livello di singolo albero, non vi è alcuna influenza della gestione forestale sulla presenza di microhabitat e dunque due alberi con caratteristiche simili in condizioni di luogo simili hanno la stessa probabilità di costituire dei microhabitat, qualunque sia il tipo di gestione. Tale risultato contrasta, almeno in parte, con quanto trovato da Winter e Moller (2008) che nei popolamenti regolarmente utilizzati hanno notato come le piante a parità di specie e diametro, presentassero una quantità di microhabitat inferiore rispetto alle piante presenti nei popolamenti non utilizzati da tempo. Una possibile spiegazione di tale discordanza potrebbe trovarsi nelle diverse modalità e intensità di utilizzazione e dunque nella forte selezione esercitata sugli alberi ricchi di microhabitat. Infatti, poiché la gestione influenza la permanenza degli alberi con microhabitat (Winter & Moller 2008, Vuidot *et al.* 2011), dove essa è frequente ed intensa si ha una ridotta presenza di alberi con microhabitat.

Quindi, gli interventi selvicolturali di tipo tradizionale e le modalità di realizzazione del taglio che vengono generalmente effettuati in loco e che prevedono la sistematica eliminazione delle piante “deperienti, invecchiate, morte” (De Philippis, 1961, Piusi, 1994),

sono probabilmente la causa principale della ridotta presenza di Alberi Habitat (piante con valore ecologico ≥ 6) la cui densità media è di circa $1,33 \pm 0,32 \text{ ha}^{-1}$.

La scarsa densità di Alberi Habitat ha come diretta conseguenza un basso Valore Ecologico dei Soprassuoli (VES), pertanto in tale ambiti al momento delle utilizzazioni andrebbero rilasciati non solo i pochi alberi habitat presenti ma anche una parte degli alberi d'avvenire (fig. 6 e fig. 7) e eventualmente i più interessanti alberi potenziali.

Come detto, al momento attuale le utilizzazioni condotte nel recente passato mostrano una scarsa attenzione verso la conservazione della biodiversità. Si precisa che il relativamente alto valore presente nelle fustaie gestite dai Comuni è legato ad un mancato taglio di sgombero in una fustaia a tagli successivi, per cui l'attuale soprassuolo presenta numerose piante di grande diametro. Considerata l'attuale situazione, i Valore Soglia proposti appaiono dunque non solo adeguati ma anche assolutamente necessari se si vuol invertire l'attuale tendenza che comporta, al momento delle utilizzazioni forestali, la perdita di elementi preziosi per la biodiversità.

La negativa influenza delle pratiche selvicolturali sulla conservazione dei taxa forestali è riscontrabile anche analizzando i dati sulla presenza dei microhabitat. A parte i rami morti e l'edera, la cui presenza è “quasi inevitabile” (Haye 2006), gli altri microhabitat, soprattutto nei siti recentemente utilizzati, sono da considerarsi poco frequenti se non rari, in quanto la loro densità ad ettaro è inferiore alle 10 unità e in alcuni casi alle 3 unità (Lachat & Büttler 2007).

Sempre in tema di analisi dei dati sui microhabitat si segnalano:

- l'associazione positiva tra aceri e licheni, un legame già individuato (Branquart & Dufrene, 2005) e che meriterebbe senz'altro ulteriori approfondimenti;
- l'associazione tra edera e cerro, una presenza molto diffusa in loco e che ha forte influenza sulla gestione dei soprassuoli forestali, in quanto l'edera è tradizionalmente eliminata al fine di ridurre schianti e formazioni di gap (Schnitzler & Heuzé 2006).

La presenza di piante grandi è di $2,10 \pm 0,46$ piante ha^{-1} nei soprassuoli non utilizzati da almeno 15 anni (gruppi A, C, E) e $0,88 \pm 0,81$ piante ha^{-1} nei soprassuoli sottoposti ad utilizzazioni negli ultimi 15 anni (gruppi B e D), densità in linea con quanto riscontrato nelle foreste gestite dell'Europa centro settentrionale (tra 0,5 e 2 alberi ha^{-1}) ma ben al di sotto a quanto osservato nelle foreste vergini dell'Europa centrale e della Scandinavia meridionale (tra 10 e 20 piante ha^{-1}) (Büttler *et al.* 2013), e dunque un dato coerente con quanto accertato circa l'influenza negativa delle tradizionali pratiche selvicolturali in merito alla presenza di alberi di grandi dimensioni da Larrieu e al. (2013).

La ridotta presenza, rispetto alla media nazionale, di piante morte di medio e grande diametro conferma la negativa influenza delle pratiche selvicolturali adottate in loco nei riguardi della conservazione della biodiversità, un dato coerente con quanto appurato da Larrieu e al. (2011).

Ricapitolando si può dire che:

- non vi è differenza tra forme di governo, modalità di gestione e presenza degli Alberi Habitat;
- il valore ecologico (e la presenza di microhabitat) cresce al crescere del diametro;
- le conifere mediamente hanno un valore ecologico inferiore alle latifoglie;
- contrariamente alle attese il cerro presenta un valore ecologico non particolarmente elevato e dunque tale aspetto andrebbe approfondito;
- le tradizionali pratiche selvicolturali adottate in loco sono inadeguate ai fini della conservazione della biodiversità tassonomica, quindi, soprattutto nelle aree di proprietà dei Comuni e dei privati, bisognerebbe adottare nuovi schemi selvicolturali che siano in grado di conciliare le esigenze di produzione legnosa con il mantenimento di piante con singolarità e/o di grande diametro, permettendo dunque ad una parte degli alberi di completare il loro ciclo vitale.

10. L'AREA DEL LIFE MANFOR C.BD. DEL BOSCO PENNATARO (IS)

10.1 Obiettivi

Dopo aver elaborato il metodo RADAR, e messa a punto la relativa tabella, per verificarne l'utilità si è ritenuto opportuno testarlo in un popolamento interessato da interventi selvicolturali innovativi per l'area appenninica, un popolamento cioè ove fossero adottate buone pratiche forestali volte a conciliare la conservazione della biodiversità e la produzione di legna e legname. Per tale sperimentazione si è ritenuto utile confrontare il popolamento che si otterrebbe rilasciando gli alberi habitat individuati grazie all'applicazione del metodo RADAR con il popolamento che si otterrebbe dopo l'applicazione di generiche prescrizioni basate sull'individuazione di una soglia diametrica o sull'individuazione di un numero minimo di piante ad ettaro, o entrambe congiuntamente.

10.2 L'area di studio e il contesto selvicolturale

La prima applicazione del metodo RADAR è stata condotta in un'area ricadente all'interno della Foresta Demaniale Regionale Pennataro nel Comune di Vastogirardi (IS) (fig. 10.2.1) e interessata dall'applicazione di interventi selvicolturali realizzati con obiettivi multipli: carbonio, biodiversità e benessere socio-economico, nell'ambito del progetto Life+ ManFor. CB.D. coordinato dal Consiglio Nazionale delle Ricerche attraverso l'Istituto di Biologia Agro ambientale e Forestale.

Figura 10.2.1. Area di studio all'interno della foresta demaniale regionale Pennataro

L'intervento esaminato interessa circa 20 ha. L'area è stata divisa in 8 settori, 6 dei quali sono stati classificati come “cerreta” ed i restanti 2 come “cerreta giovane” (fig. 10.2.2).

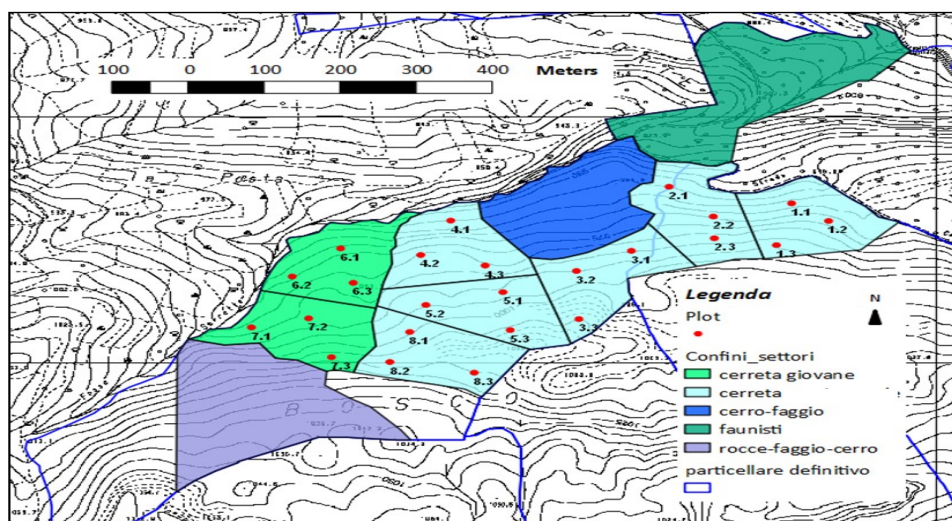


Figura 10.2.2 Suddivisione selvicolturale dell'area oggetto di studio

In funzione della diversità del soprassuolo sono stati applicati, di volta in volta, diradamenti selettivi di tipo alto per favorire l'evoluzione a fustaia e l'evoluzione naturale verso popolamenti misti. La mescolanza è stata favorita, a seconda dei casi, per superfici o per piede d'albero. Per quanto riguarda la mescolanza per superfici, in alcuni settori è stato realizzato il trattamento a favore del cerro (tesi 1) ed in altri quello a favore del bosco misto (tesi 2). In questo modo all'interno della stessa particella sono stati eseguiti interventi diversificati a macchia di leopardo (avente dimensioni di circa 2.2 ha) tesi ad arricchire la diversità strutturale e compositiva favorendo l'avviamento all'alto fusto nella “zona cerreta”. Nella “zona cerreta giovane” invece sono state realizzate cure minime in modo da operare una graduale conversione.

La tesi 1 ha previsto l'intervento a favore del cerro. Bisognava individuare circa 60 piante ad ettaro di cerro tra i migliori individui (distanza tra le candidate di circa 13 - 14 m). Intorno alle candidate è stato eseguito un diradamento selettivo in modo da favorire l'ampliamento della chioma e quindi la crescita, mentre gli individui di cerro che non creano concorrenza alle candidate non sono stati interessati dall'intervento. Potevano essere preservati dal taglio e favoriti con un diradamento selettivo gli individui di specie diversa situati nel piano dominante, con chioma e fusto ben sviluppati. Tale intervento non ha influito sulla scelta delle 60 candidate ad ettaro di cerro. Nel sottobosco le ceppaie sono state trattate rilasciando il pollone dominato, mentre gli individui monocormici non sono stati interessati dal taglio per evitare il riscoppio vegetativo della ceppaia.

La tesi 2 ha previsto invece l'intervento a favore del bosco misto. Bisognava individuare le piante diverse dal cerro con caratteristiche vegetative tali da poter essere considerate delle candidate idonee a favorire la polispecificità del popolamento. Intorno alle candidate è stato eseguito un diradamento selettivo in modo da determinare l'ampliamento della chioma e quindi lo sviluppo completo dell'individuo. Nelle porzioni con poche piante diverse dal cerro idonee ad assumere il ruolo di candidate, il contingente è stato incrementato con gli individui di cerro migliori e ben conformati. Per favorire la polispecificità, le ceppaie del sottobosco sono state trattate rilasciando il pollone migliore e dominante, mentre gli individui monocormici non sono stati interessati dal taglio.

In sintesi trattasi di interventi selvicolturali innovativi per l'area centro appenninica in quanto benché i selvicoltori abbiano adottato un trattamento per garantire un'elevata produzione legnosa si è prestata molta attenzione anche alla conservazione della biodiversità: infatti in caso di intervento “tradizionale” le piante con difetti e le piante di grande diametro sarebbero state tra le prime ad essere martellate, inoltre nella scelta delle piante da lasciare il cerro avrebbe sempre avuto la preferenza.

Al fine di valorizzare la biodiversità forestale, in tutta l'area d'intervento vi era la prescrizione di destinare ad invecchiamento indefinito almeno 6 piante ad ettaro aventi diametro superiore a 45 cm.

10.3 Risultati dell'applicazione del metodo RADAR

Come già detto, in base allo stato strutturale del popolamento i plot analizzati sono stati suddivisi in 2 zone: “cerreta” (di seguito anche riportata come ZC) e “cerreta giovane” (di seguito anche riportata come ZCG) e le analisi sono state svolte in maniera distinta per ogni zona.

Come proposto dal metodo RADAR, gli alberi considerati sono stati suddivisi in base al loro valore ecologico in Alberi Standard (piante con caratteristiche standard, valore ecologico < 2), Alberi Potenziali (piante che generalmente presentano caratteristiche piuttosto comuni ma che rappresentano potenziali alberi habitat, valore ecologico 2 o 3), Alberi d'Avvenire (piante interessanti che in un prossimo futuro molto probabilmente diventeranno alberi habitat, valore ecologico 4 o 5), Alberi Habitat (piante con valore ecologico ≥ 6).

Essendo stato previsto, come precedentemente detto, il rilascio di almeno 6 piante ettaro con diametro > 45 cm, si è ritenuto opportuno suddividere le piante rilevate in due tipologie:

piante “medie”, ossia le piante con diametro ≥ 30 cm ma ≤ 45 cm, e piante “ManFor”, ossia

le piante con diametro > di 45 cm; inoltre per verificare i risultati di un'ipotetica prescrizione basata sul rilascio delle piante aventi diametro > 60 cm dalle piante “ManFor” sono state “scorporate” le piante “molto grandi” ossia quelle con diametro ≥ 61 cm.

Nell'area in esame complessivamente sono state conteggiate e classificate in base al valore ecologico 424 piante, pertanto si ha la seguente distribuzione ad ettaro:

N/ha v. e.	Piante medie		Piante ManFor		Tutte le piante		Piante molto grandi	
	cerreta	cerreta giovane	cerreta	cerreta giovane	cerreta	cerreta giovane	cerreta	cerreta giovane
AS	43.2 $\pm$ 0.01	16.2 $\pm$ 0.12	0.9 $\pm$ 0.02	0	44.2 $\pm$ 0.01	16.2 $\pm$ 0.12	0	0
AP	103.2 $\pm$ 0.01	57.0 $\pm$ 0.06	13.0 $\pm$ 0.01	10.4 $\pm$ 0.02	116.3 $\pm$ 0.01	67.4 $\pm$ 0.08	0.3 $\pm$ 0.03	0
AA	4.8 $\pm$ 0.03	2.4 $\pm$ 0.17	5.2 $\pm$ 0.01	3.8 $\pm$ 0.08	10.0 $\pm$ 0.02	6.2 $\pm$ 0.12	2.6 $\pm$ 0.01	2.8 $\pm$ 0.04
AH	0.5 $\pm$ 0	0	2.0 $\pm$ 0.01	0.5 $\pm$ 0.02	2.5$\pm$0.03	0.5$\pm$0.02	1.2 $\pm$ 0.01	0.5 $\pm$ 0.02
Totale	151.8 $\pm$ 23.78	75.7 $\pm$ 13.20	21.1$\pm$2.74	14.7$\pm$2.40	172.9 $\pm$ 12.69	90.4 $\pm$ 6.84	4.1$\pm$0.58	3.3$\pm$0.66

In tutte e due le zone il numero complessivo di alberi “ManFor” è ben più alto (dal doppio al triplo) di quelli da rilasciare ad invecchiamento indefinito (6). Al contrario vi è una penuria di Alberi Habitat (v.e. ≥ 6) (fig. 10.3.1) così come poche appaiono le piante molto grandi.

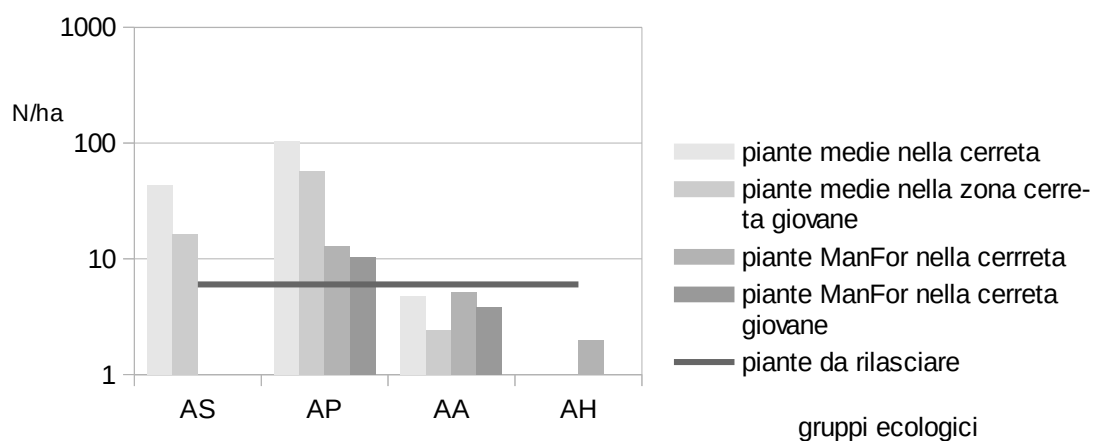


Figura 10.3.1 Densità ad ettaro delle piante distinte per valore ecologico

10.4 Discussione

Il rilascio degli alberi habitat rappresenta sempre più spesso un'operazione con cui i tecnici debbono, fortunatamente, confrontarsi.

Nel caso esaminato appare poco utile fissare una soglia diametrica quale criterio per individuare le piante da rilasciare ad invecchiamento indefinito in quanto il selvicoltore nella sua scelta non potrà basarsi sul solo diametro ma dovrà prestare attenzione ai microhabitat. Avere come unico criterio la soglia diametrica oltre a limitare molto l'azione del selvicoltore, costituisce un elevato onere per il proprietario in quanto si rischia di ottenere un popolamento ricco di piante grandi ma con valore ecologico inferiore a quello che si potrebbe ottenere con un'analisi degli alberi e delle loro caratteristiche, andando così a confermare quanto studiato nella foresta di Banen (Svizzera) circa le perdite economiche subite dal proprietario senza il riscontro di reali benefici ecologici (Niedermann-Meier *et al.* 2009). Anche nel caso fosse stata fissata la soglia diametrica a cm 60 anziché a cm 45 le cose non sarebbero andate meglio: le piante con diametro > 60 cm sono associate positivamente al valore ecologico ≥ 6 , e sebbene si possa pensare ad un generico divieto di utilizzazione di tali piante, non si può pensare che esse siano le sole da destinarsi ad invecchiamento indefinito in quanto la ridotta frequenza ad ettaro (complessivamente circa 3.9 ha^{-1}), porterebbe a conservare un numero di piante inferiore a quanto prescritto, probabilmente insufficiente a preservare la diversità di microhabitat auspicabile (Larrieu *et al.* 2014), e comunque con un Valore Ecologico del Soprassuolo inferiore a quanto previsto dal metodo RADAR (valore minimale 30 per i cedui e 40 per le fustaie e le fustaie transitorie).

In definitiva la scelta basata solo sul diametro, anche se rapida, non assolve in pieno alle funzioni richieste. È necessario prestare attenzione alla presenza dei microhabitat e quindi può risultare comodo avere una tabella di riferimento come quella RADAR, che consente di ordinare gli alberi sulla base del loro valore ecologico, permette di procedere nella martellata avendo già chiaro quali saranno gli alberi meritevoli di conservazione e dunque rende più facile raggiungere gli obiettivi prefissati.

1. L'AREA DEL LIFE MANFOR C.BD. DI VALLOMBROSA (FI)

11.1 Obiettivi

Oltre alla sperimentazione su una cerreta dell'alto Molise si è ritenuto opportuno sperimentare la tabella RADAR anche in parte della faggeta di Vallombrosa. La foresta di Vallombrosa oltre alla funzione economica e di conservazione del suolo e valorizzazione del paesaggio ha un ruolo fondamentale dal punto di vista storico culturale (Ciancio 2010) per l'importanza che ha avuto ed ha per la ricerca e la sperimentazione di metodologie selvicolturali e assestamentali. Con la redazione nel 2006 del piano di gestione il prof. Ciancio ha proposto di applicare la selvicoltura sistemica e il trattamento a tagli modulari, prevedendo dunque interventi a ridotto impatto ambientale mirati a conservare e ad aumentare la diversità biologica del sistema. In questo ambito all'interno di un prelievo colturale effettuato con “cautela, continuità e capillarità”, si è ritenuto opportuno sperimentare uno strumento quale la tabella RADAR in grado di permettere all'operatore di analizzare con facilità gli alberi meritevoli di essere conservati ad invecchiamento indefinito. Anche per tale sperimentazione si è ritenuto utile confrontare il popolamento che si otterrebbe rilasciando gli alberi habitat individuati grazie all'applicazione del metodo RADAR con il popolamento che si otterrebbe dopo l'applicazione di generiche prescrizioni basate sull'individuazione di una soglia diametrica o sull'individuazione di un numero minimo di piante ad ettaro, o entrambe congiuntamente.

11.2 L'area di studio e il contesto selvicolturale

Anche questa applicazione del metodo RADAR è stata condotta in un'area individuata nell'ambito del progetto Life+ ManFor. CB.D..

I soprassuoli considerati ricadono nella Riserva Naturale Statale Biogenetica di Vallombrosa, nel territorio del Comune di Reggello (FI) (fig. 11.2.1).

Tale Riserva, iscritta all'Elenco Ufficiale delle aree protette ai sensi della Legge 394/91 e inclusa nel Sito di Importanza Comunitaria “Vallombrosa e Foresta di S. Antonio”, presenta valori naturalistici di gran pregio. Situata nel complesso montuoso del Pratomagno, si estende per circa 1200 ha ed è caratterizzata da un regime climatico di tipo mediterraneo con un massimo di precipitazioni in autunno e estati a volte anche molto siccitose.

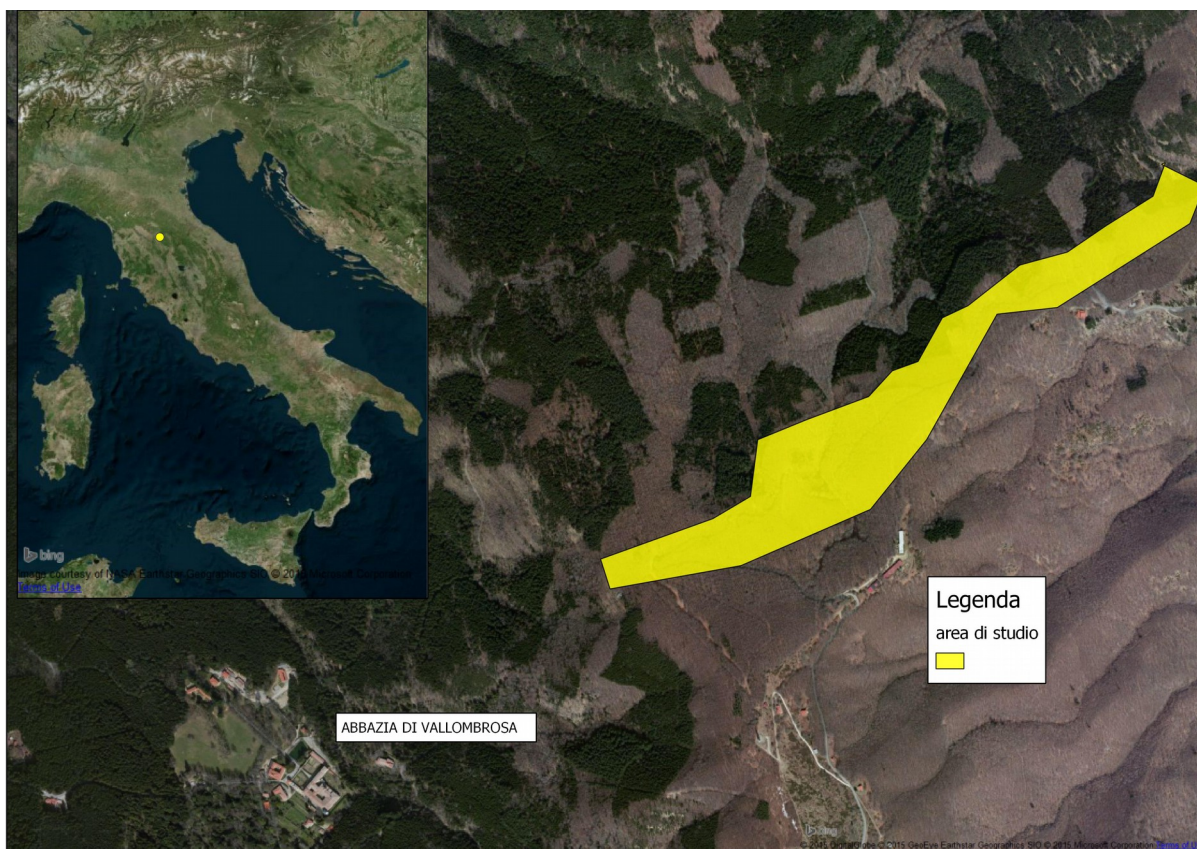


Figura 11.2.1. Area di studio all'interno della foresta di Vallombrosa

Negli ultimi 40 anni nella gestione della foresta di Vallombrosa è divenuta preminente la funzione turistico ricreativa rispetto a quella economica e pertanto sono stati effettuati solo interventi a carico delle piante danneggiate dagli eventi meteorologici.

Le faggete rappresentano una delle principali tipologie fisionomiche presenti nella Riserva. La loro presenza è favorita dalle condizioni ecologiche, dall'elevata piovosità e dal livellamento delle temperature. In tale ambiente è facile osservare la capacità di dominanza del faggio che si mescola con le altre specie solo se sfavorito da interventi antropici o fattori stagionali per lui negativi.

L'intervento esaminato interessa circa 27 ha di soprassuoli transitori di faggio, adulti, densi, a copertura monoplana, da tempo non sottoposti ad alcun intervento di utilizzazione. In tale area, dai selvicoltori del ManFor, sono stati proposti interventi selettivi di tipo alto per favorire l'insediamento della rinnovazione naturale e l'evoluzione naturale verso popolamenti con abete bianco e nel contempo utilizzare parte dell'elevata produzione legnosa pur prestando sempre grande attenzione anche alla conservazione della biodiversità.

Anche in tale sito vi era la prescrizione di preservare dai futuri tagli almeno 6 piante ad ettaro aventi diametro superiore a 45 cm, preferibilmente scelte tra quelle con presenza di cavità o altre caratteristiche utilizzabili dalla fauna a fini nutritivi, riproduttivi e di rifugio.

11.3 Risultati e discussione.

Come proposto dal metodo RADAR, gli alberi considerati sono stati suddivisi e classificati in base al loro valore ecologico.

Essendo un soprassuolo normalmente considerato maturo, ossia con piante che hanno un'età media di 130 anni, le piante con diametro superiore ai 45 cm sono molto frequenti (oltre 75 piante ha⁻¹), dunque si è ritenuto opportuno verificare direttamente la presenza delle piante “molto grandi” ossia quelle con diametro ≥ 61 cm.

L'area in esame è stata suddivisa in 8 settori e sono state realizzate 24 aree di saggio (3 per settore); complessivamente sono state conteggiate e classificate in base al valore ecologico 1223 piante, pertanto si ha la seguente distribuzione ad ettaro:

	Piante molto grandi	Tutte le piante
Gruppo ecologico	N/ha	N/ha
Alberi Standard	0	92.5 $\pm$ 8.4
Alberi Potenziali	2.2 $\pm$ 0.7	112.1 $\pm$ 9.0
Alberi d'Avvenire	3.1 $\pm$ 1.0	118.0 $\pm$ 9.3
Alberi Habitat	5.8 $\pm$ 1.9	19.1 $\pm$ 2.6
Totale	11.2 $\pm$ 0.8	

La densità delle piante molto grandi è ben più alta (circa il doppio) della densità minima prescritta per il rilascio ad invecchiamento indefinito (6). Vi è una ottima presenza di Alberi Habitat (fig. 11.3.1), probabilmente favorita dalla combinazione di età elevata e assenza di interventi selvicolturali da almeno 40 anni.

Anche in tale contesto il selvicoltore per individuare le piante da rilasciare ad invecchiamento indefinito non potrà basare le sue scelte avendo come unico riferimento il diametro, ma dovrà prestare attenzione ai microhabitat.

Dunque anche in tale situazione, l'uso della tabella RADAR potrebbe risultare vantaggioso, anche in considerazione che andare ad utilizzare un'altra soglia diametrica, es. dbh > 70 cm non porterebbe ad alcun risultato significativo sia per la ridotta densità di tali piante (circa 2.3 piante ha⁻¹) sia per la loro distribuzione alquanto irregolare (fig. 11.3.2).

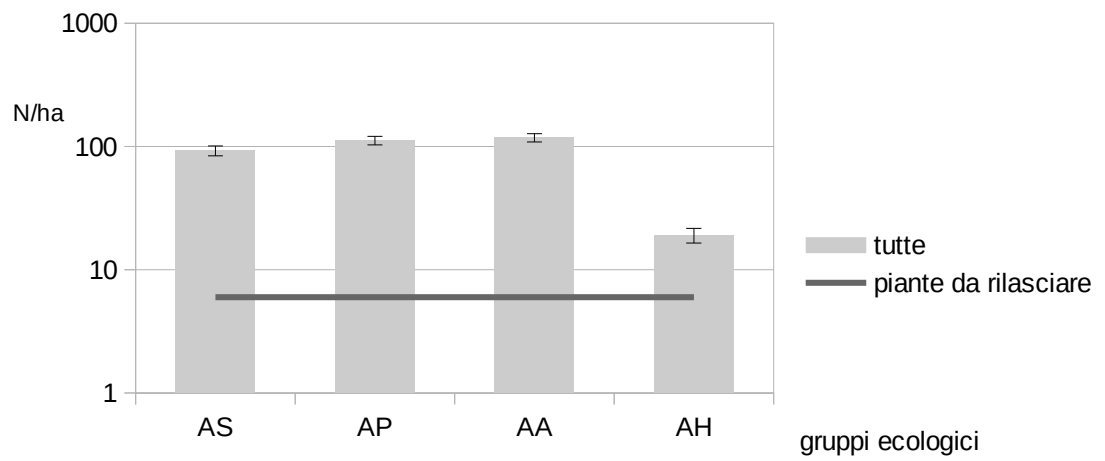


Figura 11.3.1 Densità ad ettaro delle piante distinte in base al valore ecologico

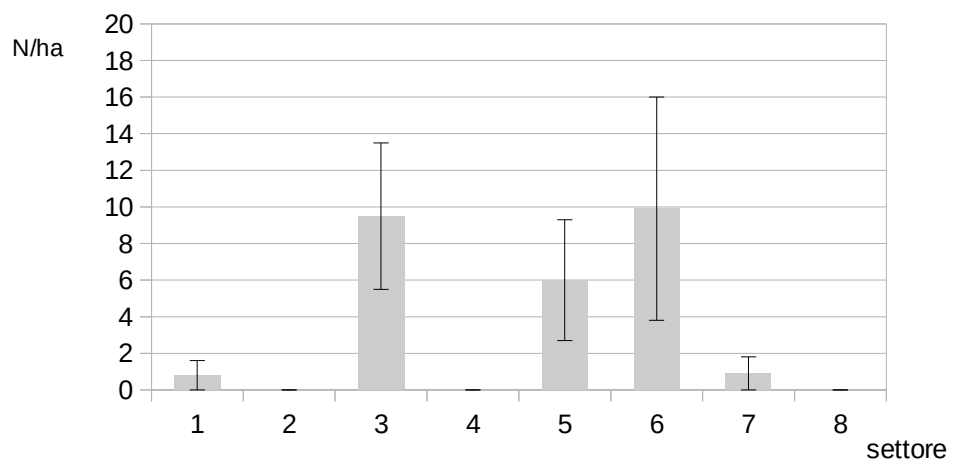


Figura 11.3.2 Distribuzione e densità delle piante molto grandi (diametro ≥ 70 cm)

12. IL BOSCO DEL PARCO NATURALE REGIONALE MARTURANUM (BARBARANO ROMANO - VT)

12.1 Obiettivi

Un'altra sperimentazione è stata realizzata nei soprassuoli forestali ricadenti all'interno del Parco Naturale Regionale Marturanum (Barbarano Romano - VT) entro il perimetro del quale sono presenti due SIC (IT6010029 Gole del Torrente Biedano; IT6010037 Il "Quarto" di Barbarano Romano). Tale area è stata scelta in quanto da poco è stato redatto il Piano di Gestione ed Assestamento Forestale (PGAF) e si è cercato di comprendere se le scelte adottate dai pianificatori potessero essere supportate dall'uso della tabella RADAR. In particolare si è ritenuto utile confrontare la frequenza e la distribuzione degli Alberi Habitat e degli Alberi d'Avvenire nelle varie comprese assestamentali, e comprendere se i relativi Valori Ecologici dei Soprassuoli possano essere utilizzati nelle scelte di pianificazione.

12.2 L'area di studio e il contesto selvicolturale

Il Parco Regionale Marturanum, ricade interamente nel Comune di Barbarano Romano (VT) (fig. 12.2.1) e si estende per circa 1.240 ettari su un area collinare posta tra i Monti della Tolfa ed i Monti Cimini, nella zona di transizione tra il bioma temperato e il bioma mediterraneo.

L'area, caratterizzata da habitat in buono stato di conservazione e dalla presenza di specie rare ed endemiche, presenta il tipico paesaggio maremmano a lungo plasmato da un'economia agro-silvo-pastorale. La vegetazione forestale, caratterizzata da notevole eterogeneità legata alla variabile altimetrica, alla differente esposizione e al diverso sfruttamento antropico delle passate gestioni, è distribuita su una superficie complessiva di 416 ettari. Da diversi anni (circa 15) non vengono effettuate utilizzazioni forestali in quanto il Comune di Barbarano Romano ha preferito usufruire di indennizzi economici per mancati tagli boschivi piuttosto che procedere con gli interventi selvicolturali.

In tale comprensorio le aree boscate sono state suddivise in 4 comprese differenti per governo ed indirizzo produttivo (alto fusto, ceduo, neoformazione, protezione).

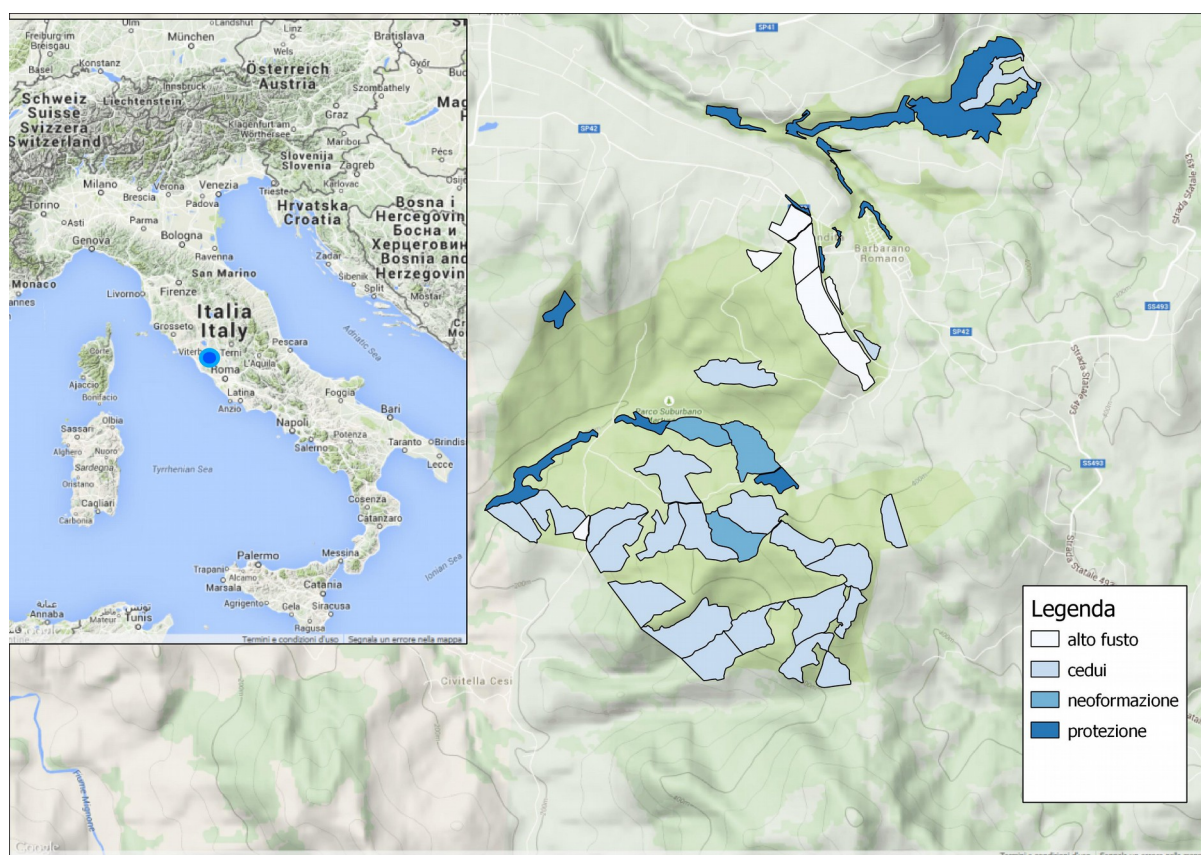


Figura 12.2.1. Area di studio all'interno del Parco Regionale Marturanum

La compresa dei boschi d'alto fusto riunisce sia formazioni nate da seme sia popolamenti di origine agamica che saranno convertiti (fustaie di transizione). L'originaria fustaia di cerro presenta fenomeni di disseccamento e deperimento determinati dal connubio delle avverse condizioni microclimatiche e della presenza continua e costante del pascolo in bosco.

La compresa dei boschi cedui comprende le formazioni forestali che non consentono, per condizioni ecologico-stazionali, la costituzione di soprassuoli di maggior statura e complessità strutturale. L'età dei polloni si attesta tra i 35 e i 40 anni, quella delle matricine tra i 55 e i 65 anni. La densità attuale delle matricine differisce notevolmente nelle diverse particelle passando da un minimo di 35 individui ha⁻¹ ad un massimo di 120 individui ha⁻¹.

La compresa dei boschi di neoformazione comprende le formazioni caratterizzate da arbusteti e cespuglieti, con una importante presenza di alberi isolati o a gruppi, che derivano dall'abbandono oramai definitivo ed irreversibile di pascoli o coltivi e che per le caratteristiche della stazione e per il grado di copertura di arbusti e di alberi non possano essere ricondotti alla gestione agro pastorale.

La compresa dei boschi di protezione comprende quelle formazioni forestali destinate

all'evoluzione naturale per tutelare e conservare la biodiversità forestale.

12.3 Risultati e discussione

In tale contesto sono state realizzate 45 aree di saggio relascopiche scelte in maniera casuale nelle varie comprese assestamentali. Premesso che nella compresa di neoformazione non è stata rilevata alcuna pianta con le caratteristiche previste dal metodo RADAR, complessivamente sono state conteggiate e classificate 325 piante, pertanto si ha la seguente distribuzione ad ettaro:

	Alto fusto	Ceduo	Protezione
Gruppo ecologico	N/ha	N/ha	N/ha
Alberi Standard	17 ± 5.3	8.6 ± 2.4	1.6 ± 1.6
Alberi Potenziali	72.8 ± 11	56.1 ± 6.3	34.9 ± 10.3
Alberi d'Avvenire	16.6 ± 5.8	7.7 ± 2.2	30.2 ± 7.2
Alberi Habitat	3.3 ± 1.7	2.6 ± 1.2	1.7 ± 1.1

Sono stati quindi calcolati il Valore Ecologico del Soprassuolo ad ettaro e il Valore ecologico degli Alberi d'Avvenire ad ettaro per le tre comprese assestamentali (fig. 12.3.1).

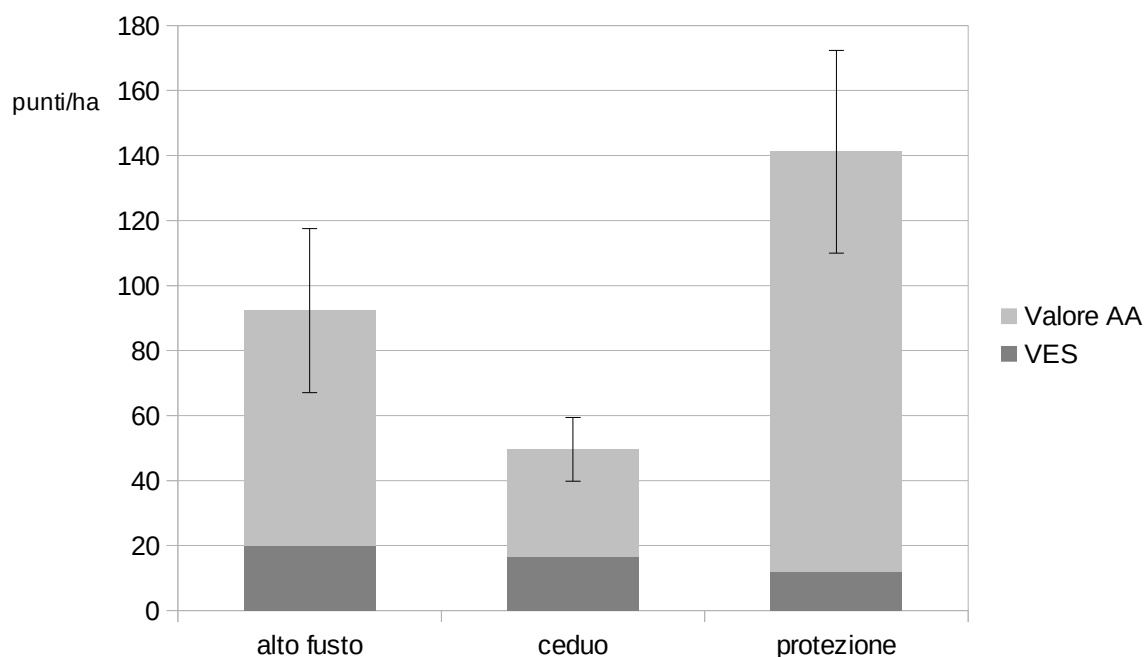


Figura 12.2.1. Valore Ecologico del Soprassuolo e degli Alberi d'Avvenire nelle comprese assestamentali

La presenza di Alberi Habitat è modesta in tutte le comprese, come del resto il VES,

ma si nota come i boschi di protezione abbiano un elevato numero di Alberi d'Avvenire, quindi in un futuro, speriamo prossimo, in tali aree dovrebbero esservi numerosi Alberi Habitat, in linea con quanto individuato dai pianificatori.

I soprassuoli in esame risentono sia della bassa età delle piante, sia delle precedenti utilizzazioni, pertanto gli alberi habitat non sono molto frequenti e in caso di utilizzazione del soprassuolo tutti dovrebbero essere rilasciati essendo molto lontani dal VES target. Anche in questa situazione, comunque, la tabella RADAR mostra la sua utilità in quanto consente di discriminare molto bene le diverse comprese assestamentali, mettendo in risalto l'abbondanza di alberi d'Avvenire nella compresa di protezione.

CONCLUSIONI

Sebbene la conservazione degli alberi con microhabitat sia una misura gestionale proposta ed accettata a livello internazionale da diversi anni (Lindenmayer *et al.* 2006), nella realtà centro-appenninica ancora stenta ad affermarsi. Oltre al ritardo culturale degli operatori del settore si aggiunge una legislazione in materia che non agevola il compito del selvicoltore attento alla conservazione della biodiversità. In ogni caso il rilascio degli alberi habitat rappresenta un'operazione che, fortunatamente, i selvicoltori e i tecnici delle Aree Protette dovranno sempre più spesso affrontare nel prossimo futuro. Certamente sarà necessario il confronto con i proprietari, che spesso non considerano che il costo finanziario necessario per utilizzare un tronco semimarcescente è più alto del ricavo; con gli operatori preposti al controllo delle operazioni (guardiaparco, guardie forestali, tecnici regionali) il cui operato è limitato dal dover attendere scrupolosamente a norme spesso tecnicamente superate e con gli escursionisti e gli altri fruitori del bosco (cercatori di funghi, cacciatori, ecc) per i quali la presenza di alberi senescenti, cavi, con grossi rami morti è spesso sinonimo di pericolo e di abbandono del bosco.

Per facilitare il confronto sopra auspicato, al tecnico forestale, che quotidianamente è chiamato a scegliere gli alberi da rilasciare ad invecchiamento indefinito, ovviamente nel rispetto delle norme vigenti, può far comodo avvalersi del metodo RADAR.

La tabella RADAR è uno strumento di campo flessibile e di uso quasi immediato che risulta utile per diversi motivi:

- a) permette di individuare con facilità gli alberi da preservare dalla martellata;
- b) lascia al selvicoltore la possibilità di operare le adeguate scelte tecniche volte, anche, alla ricerca del profitto: le piante con molti microhabitat infatti, spesso hanno dimensioni importanti, ma generalmente hanno un basso valore economico, per dirla con terminologia obsoleta “sono piene di difetti”, quindi la loro conservazione è spesso vantaggiosa anche dal punto di vista finanziario oltre che economico e ecologico;
- c) permette di valutare gli alberi in maniera “oggettiva” e quindi meno soggetta alle critiche degli stakeholders sopra menzionati.

Infine il metodo è “work in progress”, ossia pensato per essere adattato in base all'auspicato progredire delle ricerche in tale settore. Ad esempio il metodo di campionamento statistico proposto per il calcolo del VES è solo uno dei possibili metodi da poter adottare: la valutazione del soprassuolo potrebbe essere effettuata parallelamente alle operazioni di stima del volume (generalmente svolte con aree di saggio a raggio fisso) andando ad incidere in

maniera alquanto ridotta sui tempi di esecuzione del rilievo. Inoltre benché i valori ecologici siano stati attribuiti dopo attenta comparazione con i metodi precedentemente citati, con il progredire delle conoscenze e delle esperienze di campo potrebbe essere necessario integrare alcune valutazioni della tabella anche alla luce di recentissime “note gestionali” basate sulla densità nei popolamenti dei microhabitat degli alberi, sulla loro probabilità di comparsa e sul tempo necessario alla loro evoluzione (Larrieu 2014). La “flessibilità” del metodo consente appunto l'integrazione di nuove valutazioni senza mettere in discussione tutto l'impianto (Larrieu 2014). Lo sviluppo di una tabella 2.0 (e magari anche di altre revisioni) non sarebbe dunque una sconfitta ma il segno che il metodo è stato applicato anche da altri operatori, e dunque starebbe ad indicare che anche nella nostra realtà forestale il tema della ritenzione degli alberi habitat è diventato un punto focale per i selvicoltori. Nel futuro, con l'auspicato aumento degli alberi habitat nei popolamenti forestali, i valori target ad ettaro saranno probabilmente destinati ad aumentare, senza dimenticare che con il progredire della ricerca scientifica potrebbe prospettarsi un ulteriore cambio di obiettivo, per cui, piuttosto che parlare di densità degli alberi habitat da rilasciare e di valore soglia minimale, si potrebbe arrivare a parlare della densità dei microhabitat da conservare, con particolare riguardo a quelli generalmente più rari (ad esempio i funghi saproxilici sugli alberi vivi) o che impiegano più tempo per formarsi (ad esempio le cavità con mould) (Larrieu *et al.* 2014).

Certamente allo stato attuale il compito del tecnico che vuole coniugare efficacemente ecologia e economia, anche se supportato dal metodo RADAR non è agevole:

sia a causa di norme tecnicamente poco comprensibili, per tutte il comma 3 dell'art. 24 (Alberi da destinare all'invecchiamento indefinito) del Regolamento Regionale 5 del 2007 della Lombardia che cita:

“Gli alberi rilasciati hanno tutte le seguenti caratteristiche:

a) essere in buone condizioni vegetative; sono tollerate piccole cavità, che non compromettano la stabilità della pianta, utilizzate o utilizzabili come tane o rifugio da specie animali;

b) avere un buon portamento ed essere piante dominanti;

c) essere nate da seme o, in mancanza, essere polloni ben conformati e affrancati;

d) essere di buon aspetto paesaggistico;

sia per una scarsa considerazione presso il “grande pubblico”: ancora oggi la tutela dei grandi mammiferi o degli uccelli suscita immediato consenso, mentre chiroterri, insetti, ecc. stentano a farsi conoscere (Machlis 1992); è dunque auspicabile che sia messa in atto un'opera di divulgazione che trovi poi effettivo riscontro nella pratica quotidiana: i boschi utilizzati continuano ad essere sistematicamente “puliti”, vuoi per dettato normativo, vuoi per prassi che individua ancora negli alberi morti e negli alberi habitat focolai di infestazioni e intralcio

alle attività;

sia per una ridotta attenzione nel campo della ricerca scientifica: gli studi nell'area mediterranea sono ancora pochi e per molte tipologie di soprassuolo mancano approfondite conoscenze sulla biodiversità, sulle fasi di sviluppo dei soprassuoli, sulla connettività degli ecosistemi.

In ogni caso, a livello di piccola scala, le misure di conservazione della biodiversità più efficaci rimangono, comunque, la tutela degli alberi vetusti, del legno morto, degli alberi habitat, e dunque la tabella RADAR appare uno strumento utile, e si spera valido.

Oltre alla ricerca degli alberi da destinare ad invecchiamento indefinito, il metodo RADAR può svolgere un importante ruolo sia nell'individuazione di elementi di connettività quali “isole di biodiversità”, corridoi ecologici, “stepping stones”, sia nell'ambito di interventi previsti da forme di morticoltura (Harmon 2001), o più semplicemente nell'ambito di interventi adottati per pianificare la conservazione nel tempo dei microhabitat (coltura degli alberi habitat).

In ultimo, ma non per ultimo, giova ricordare che la tabella RADAR risponde, in maniera razionale, alla richiesta della legge (D.Lgs. 227/2001) di rilasciare alberi ad invecchiamento indefinito¹ e al recentissimo decreto MIPAAF del 23 ottobre 2014 inerente gli alberi monumentali² che prevede, tra i criteri per l'attribuzione della monumentalità (art. 7, comma 1, lettera c), anche il “valore ecologico” relativo alle presenze faunistiche che si insediano sull'albero monumentale la cui esistenza è garantita proprio dagli habitat presenti sull'albero monumentale.

1

D. Lgs. 18 maggio 2001, n. 227. Articolo 6, comma 3 “Le regioni, in accordo con i principi di salvaguardia della biodiversità, con particolare riferimento alla conservazione delle specie dipendenti dalle necromasse legnose, favoriscono il rilascio in bosco di alberi da destinare all'invecchiamento a tempo indefinito.

2 D. M. 23 ottobre 2014 “Istituzione dell'elenco degli alberi monumentali d'Italia e principi e criteri direttivi per il loro censimento”.

BIBLIOGRAFIA

- André J. (1997). *La phase hétérotrophe du cycle sylvigénétique*. Les dossiers de l'environnement de l'INRA, n°15, pp 87-100
- Anonimo (2009). *Direttiva europea 2009/28/CE del 23 aprile 2009 sulla promozione dell'uso dell'energia da fonti rinnovabili*, G.U. Unione europea 05.06.2009
- Baudran C., Blanchard P., Loyer S. (2008). *Notation écologique des arbres et Région Pays de la Loire et quantification des volumes de bois mort en forêt*.
- Bednarz J.C., Ripper D., Radley P.M. (2004). *Emerging concepts and research directions in the study of cavity-nesting birds: keystone ecological processes*. Condor 106, 1–4.
- Bernetti G. e La Marca O. (1983). *Elementi di dendrometria*. SCAF EDIZIONI.
- Blasi C. e Michetti L. (2002). *La Carta del Fitoclima d'Italia (scala 1: 250.000)*. In Atti International Symposium of "Biodiversity and Phytosociology" (Vol. 106).
- Bollmann K. & Braunisch V. (2013). *To integrate or to segregate: balancing commodity production and biodiversity conservation in European forests*. In Kraus D. & Krumm F. (eds.). *In Focus—Managing Forest in Europe*.
- Branquart E. & Dufrène M. (2005). *Normes de gestion pour favoriser la biodiversité dans les bois soumis au régime forestier (complément à la circulaire n° 2619)*. In Branquart E. et Liégeois S.. Ministère de la Région wallonne – Direction générale des Ressources naturelles et de l'Environnement. — 84 p.
- Bütler Sauvain R. & Schlaepfer R. (2003). *Deadwood in managed forests: how much and how much is enough?* PhD Thesis. École Polytechnique Fédérale De Lausanne.
- Bütler R., Lachat T., Larrieu L., Paillet Y. (2013). *Habitat trees: key elements for forest biodiversity*. In Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. In Kraus D., & Krumm F. (eds.). *In Focus—Managing Forest in Europe*.
- Centro Regionale Chiroterri (E. Patriarca e P. Debernardi redd.) (2008). *Il rilascio di alberi a tempo indefinito nella gestione forestale: una proposta per adeguare le normative regionali*. Estratto da: Dondini G., Fusco G., Martinoli A., Mucedda M., Russo D., Scotti M., Vergari S. (eds.). *Chiroterri italiani: stato delle conoscenze e problemi di conservazione*. Atti del Secondo Convegno Italiano sui Chiroterri. Serra San Quirico 21-23 novembre 2008. Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi.
- Ciancio O. (2010). *Riserva naturale statale biogenetica di Vallombrosa. Piano di gestione e silvomuseo 2006-2025*. Annali A.I.S.F..
- Corpo Forestale dello Stato, Ispettorato Generale Servizio II – Divisione 6^a (2013). *Guida per gli aspetti tecnici del censimento degli alberi monumentali italiani*.
- De Philippis A. (1961). *Appunti dalle lezioni di Ecologia Forestale e Selvicoltura Generale*. Università di Firenze.
- Di Cerbo A. R., Ficetola G. F., Sindaco R. (2014). *Specie e habitat di interesse comunitario in Italia: distribuzione, stato di conservazione e trend*. In Genovesi P., Angelini P., Bianchi E., Dupré E., Ercole S., Giacanelli V., Ronchi F., Stoch F. (2014). ISPRA, Serie Rapporti, 194/2014

- Di Santo D. e Biscaccianti A. B. (2014). *Coleotteri saproxilici in Direttiva Habitat del Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga (Appennino centrale)*(Coleoptera Rhysodidae, Lucanidae, Cetoniidae, Cerambycidae). Bollettino della Società Entomologica Italiana, 146(3), 99-110.
- Emberger C., Larrieu L. & Gonin, P. (2013). *Dix facteurs clés pour la diversité des espèces en forêt. Comprendre l'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP)*. Document technique, Paris, Institut pour le développement forestier, 56 pages.
- FAO & JRC (2012). *Global forest land-use change 1990–2005*, by E.J. Lindquist, R. D'Annunzio, A. Gerrand, K. MacDicken, F. Achard, R. Beuchle, A. Brink, H.D. Eva, P. Mayaux, J. San-Miguel-Ayanz & H-J. Stibig. FAO Forestry Paper No. 169. Food and Agriculture Organization of the United Nations and European Commission Joint Research Centre. Rome, FAO.
- Garfi V. e Marchetti M. (a cura di) (2011). *Tipi forestali e preforestali della regione Molise*. Alessandria, Edizioni Dell'Orso S.r.l., 280 p.
- Gorman G. (2004). *Woodpeckers of Europe – A Study of the European Picidae*. Bruce Coleman, Bucks, UK. 192 pp..
- Gosselin M. & Paillet Y. (2010). *Mieux intégrer la biodiversité dans la gestion forestière*. Editions Quae.
- Gustafsson L., Baker S. C., Bauhus J., Beese W. J., Brodie A., Kouki J.,.... & Franklin J. F. (2012). *Retention forestry to maintain multifunctional forests: a world perspective*. BioScience, 62(7), 633-645.
- Harmon ME (2001). *Moving towards a new paradigm for woody detritus management*. Ecol Bull 49:269–278
- Haye S. (2006). *Mise en place d'un protocole d'évaluation de la naturalité des forêts gérées en irrégulier*. Mémoire de stage de fin d'études. ENGREF
- Horak J., Vodka S., Kout J., Halda J. P., Bogusch P. & Pech P. (2014). *Biodiversity of most dead wood-dependent organisms in thermophilic temperate oak woodlands thrives on diversity of open landscape structures*. Forest Ecology and Management, 315, 80-85.
- Kruys N., Fridman J., Götmark F., Simonsson P. & Gustafsson L. (2013). Retaining trees for conservation at clearcutting has increased structural diversity in young Swedish production forests. Forest Ecology and Management, 304, 312-321.
- Lachat T. & Bütler R. (2007). *Gestion des vieux arbres et du bois mort: Îlots de sénescence, arbres-habitat et métapopulations saproxyliques*. Mandat de l'Office fédéral de l'environnement, OFEV.
- Lachat T., Brang P., Bolliger M., Bollmann K., Brändli U. B., Bütler R., Herrmann S., Schneider O., Wermelinger B. (2014). *Bois mort en forêt. Formation, importance et conservation*. Not. Prat. 52: 12 p. Institut fédéral de recherches WSL. Birmensdorf
- Laporta S. (2014). *Specie e habitat di interesse comunitario in Italia: distribuzione, stato di conservazione e trend*. In Genovesi P., Angelini P., Bianchi E., Dupré E., Ercole S., Giacanelli V., Ronchi F., Stoch F. (2014). ISPRA, Serie Rapporti, 194/2014
- Larrieu L. & Gonin P. (2008). *L'indice de Biodiversité Potentielle (IBP): une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers*. Revue Forestière Française 06-2008, p. 727-748.

- Larrieu L. & Cabanettes A. (2012). *Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech-fir forests*. Can. J. Forest Res. 42, 1433–1445.
- Larrieu L., Cabanettes A. & Delarue A. (2012). *Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in montane beech-fir forests of the Pyrenees*. European Journal of Forest Research, 131(3), 773-786.
- Larrieu L., Cabanettes A., Brin A., Bouget C., Deconchat M. (2014). *Tree microhabitats at the stand scale in montane beech-fir forests: practical information for taxa conservation in forestry*. Eur. J. For. Res. 133, 355–367.
- Larrieu, L. (2014). *Les dendro-microhabitats: facteurs clés de leur occurrence dans les peuplements forestiers, impact de la gestion et relations avec la biodiversité taxonomique*. (Doctoral dissertation).
- Lindenmayer D.B. & Franklin J.F. (2002). *Conserving Forest Biodiversity: A Comprehensive Multiscaled Approach*. Island Press, Washington. 351pp.
- Lindenmayer D. B., Franklin J. F. & Fischer J. (2006). *General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation*. Biological conservation, 131(3), 433-445.
- Machlis G.E. (1992). *The contribution of sociology to biodiversity, reserach and management*. Biological Conservation, 62 (3): 161-170.
- MCPFE (2002). *Improved pan-european indicators for sustainable forest management as adopted by MCPFE*. Expert level Meeting, Vienna (Austria) 7-8 October 2002. MCPFE, Liason Unit, Vienna, pp. 6.
- Michel A. K. & Winter S. (2009). *Tree microhabitat structures as indicators of biodiversity in Douglas-fir forests of different stand ages and management histories in the Pacific Northwest, USA*. Forest Ecology and Management, 257(6), 1453-1464.
- Minotte M. (2012). *Nouvelle organisation et valorisation des données au sein du réseau de placettes permanentes de l'Association Futaie Irrégulière (AFI)*. Mémoire de fin d'études. Centre AgroParisTech, Nancy.
- Mori A. S. & Kitagawa R. (2014). *Retention forestry as a major paradigm for safeguarding forest biodiversity in productive landscapes: A global meta-analysis*. Biological Conservation, 175, 65-73.
- Müller J. & Büttler R. (2010). *A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests*. European Journal of Forest Research, 129(6), 981-992.
- Niedermann-Meier S., Mordini M., Büttler R. & Rotach, P. (2010). *Habitatbäume im Wirtschaftswald: ökologisches Potenzial und finanzielle Folgen für den Betrieb*. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen, 161(10), 391-400.
- Nocentini S. (2002). *Gli alberi morti in foresta: un principio biologico per la gestione forestale sostenibile*. Estratto da gli atti del parco Dagli alberi morti ... la vita delle foresta. La conservazione della biodiversità forestale legata al legno morto. Parco Nazionale Foreste Casentinesi.
- Office National des Forêts (2009). *Recensement des Arbres Réservoirs de Biodiversité sur 1200 ha autour du site ITER (13 & 83)*.

- Paillet Y., Coutadeur P., Vuidot A., Archaux F., Gosselin F. (2014). *Strong observer effect on tree microhabitats inventories: A case study in a French lowland forest*, Ecological Indicators, Volume 49, February 2015
- Patrone G. (1970). *Economia forestale*. Tip. Coppini, Firenze.
- Pettenella D., Urbinati C., Bortoluzzi B., Fedrigol M. e Piccini, C. (2000). *Indicatori di gestione forestale sostenibile in Italia. Rapporto finale della ricerca affidata al Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-Forestali dell'Università di Padova*. Anpa, Serie Stato dell'Ambiente, 11, 2000. Roma
- Pignatti G., De Natale, F., Gasparini, P. e Paletto, A. (2009), *Il legno morto nei boschi italiani secondo l'Inventario Forestale Nazionale*. Forest@-Journal of Silviculture and Forest Ecology, 6(6), 365.
- Piussi P. (1994). *Selvicoltura generale*. UTET – Torino.
- Pro Silva France (2003). *Méthodologie d'évaluation du coût d'un martelage favorable à certains éléments de la biodiversité. Cas de la forêt de Zittersheim*.
- Regnery B. (2013). *Les mesures compensatoires pour la biodiversité: conception et perspectives d'application*. Doctoral dissertation.
- Regnery B., Paillet Y., Couvet D. & Kerbiriou C. (2013). *Which factors influence the occurrence and density of tree microhabitats in Mediterranean oak forests?* Forest Ecology and Management, 295, 118-125.
- Rivaben G., Segneghi F. e Pividori M. (2013). *Edera in un orno-ostrieto. Ruolo ed effetti di questa specie sulla dinamica dei popolamenti*. Sherwood Foreste ed Alberi Oggi, (191), 15-20.
- Schnitzler A. & Heuzé P. (2006). *Ivy (Hedera helix L.) dynamics in riverine forests: Effects of river regulation and forest disturbance*. Forest ecology and management, 236(1), 12-17.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2010). *Global Biodiversity, Outlook 3*.
- Soliani L., Giavelli G. & Manfredini M. (2003). *Statistica applicata alla ricerca biologica e ambientale*. UNI. NOVA.
- Travaglini D, Barbati A, Chirici G, Lombardi F, Marchetti M, Corona P (2007). *ForestBIOTA data on deadwood monitoring in Europe*. Plant Biosystems 141 (2): 222-230. - doi: 10.1080/11263500701401778
- Vuidot A. (2009). *Contribution à l'amélioration du protocole de suivi d'espaces naturels protégés (SEN) en vue de l'étude de la biodiversité: Relevé des microhabitats dans les arbres*. Stage de master 2. CEMAGREF
- Vuidot A., Paillet Y., Archaux F. & Gosselin F. (2011). *Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats*. Biological conservation, 144(1), 441-450.
- Wibail L., Cordier S., Haegens M. A. & Claessens, H. (2012). *Critères et indicateurs pour l'état de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire*. Gembloux Agro Bio Tech.
- Winter S. & Möller G.C. (2008). *Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation*. Forest Ecology and Management 255, 1251–1261.
- Zorer P., Zanin M., Marchesi L. (2009). *"Protezione degli alberi con cavità-nido. Azioni di conservazione della biodiversità in Trentino."* Journal Sherwood, 2009 No. 158 pp. 7-13

Elenco allegati

Allegato 1 Proposta Centro Regionale Chiroterri

Allegato 2 Tabella Pro Silva France

Allegato 3 Protocollo Office National des Forêts

Allegato 4 Tabella RADAR

Allegato 5 Esempio fotografico degli aspetti considerati

Allegato 6 Esempio fotografico della valutazione degli alberi