

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DELLA TUSCIA DI VITERBO

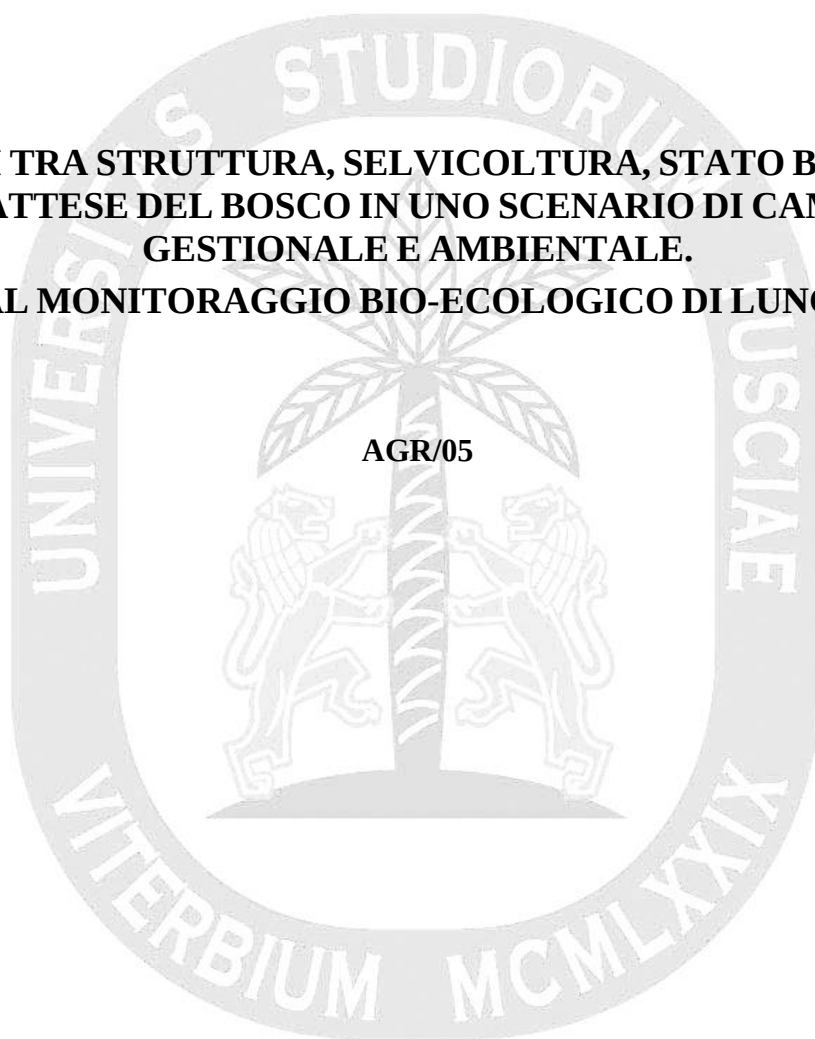
**DIPARTIMENTO PER L'INNOVAZIONE NEI SISTEMI BIOLOGICI, AGROALIMENTARI E
FORESTALI (DIBAF)**

**CORSO DI DOTTORATO DI RICERCA
IN ECOLOGIA FORESTALE - XXIV CICLO**

**RELAZIONI TRA STRUTTURA, SELVICOLTURA, STATO BIOLOGICO E
FUNZIONI ATTESE DEL BOSCO IN UNO SCENARIO DI CAMBIAMENTO
GESTIONALE E AMBIENTALE.**

ANALISI DAL MONITORAGGIO BIO-ECOLOGICO DI LUNGO PERIODO

AGR/05



COORDINATORE: Prof. Paolo De Angelis

Firma

TUTOR: Dott. Gianfranco Fabbio

Firma

DOTTORANDO: Giada Bertini

Firma

Ringraziamenti

Ringrazio l'Università degli Studi della Tuscia nella persona del Professor Paolo De Angelis, che mi ha dato la possibilità di perfezionare la mia figura professionale con il dottorato di ricerca in Ecologia Forestale.

Ringrazio il Dottor Gianfranco Fabbio, mio tutore e maestro, che con familiarità, competenza, passione e tanta pazienza mi ha guidato nel mondo dell'autoonomia, del monitoraggio e della ricerca in campo forestale. E con lui tutti i colleghi del Centro di Ricerca per la Selvicoltura di Arezzo che mi hanno aiutato.

Infine, ma non per ultimi, ringrazio Maurizio e Francesco per avermi sostenuto e incoraggiato in questi tre anni.

Il presente lavoro è stato realizzato nell'ambito del progetto Life+ FutMon.

Indice

Obiettivi e struttura della tesi	pag. 3
1 Il bosco tra cambiamento gestionale e ambientale	pag. 4
1.1 L'incremento delle superfici a livello europeo	pag. 5
1.2 Il livello italiano	pag. 6
1.3 I valori del bosco nel contesto nazionale	pag. 7
1.4 I criteri attuali di gestione in Italia	pag. 9
1.5 I disturbi di origine antropogenica e il cambiamento climatico	pag. 10
1.6 Lo stato delle conoscenze	pag. 13
1.7 I riferimenti della ricerca in Europa	pag. 17
1.8 I modi e i contenuti di ricerca	pag. 18
Bibliografia citata	pag. 19
2 Il monitoraggio ambientale	pag. 26
2.1 Utilità e attualità del monitoraggio ambientale	pag. 26
2.2 Tipi e obiettivi del monitoraggio	pag. 27
Bibliografia citata	pag. 28
3 La gestione adattativa	pag. 30
3.1 Principi, metodi e strumenti	pag. 30
3.2 Strategie generali	pag. 34
Bibliografia citata	pag. 35
4 I materiali	pag. 37
4.1 Le tipologie, <i>i plot</i> , la collocazione geografica	pag. 37
4.2 Faggete pre-alpine e appenniniche	pag. 38
4.3 Peccete alpine	pag. 39
4.4 Querceti caducifogli	pag. 40
Bibliografia citata	pag. 42
5 I metodi	pag. 43
5.1 Il protocollo ICP-Forests e le integrazioni	pag. 43
5.2 Il metodo nel lavoro	pag. 44
5.2.1 I descrittori dendrometrici: la struttura di accrescimento, l'accrescimento di complesso, la stima della produttività	pag. 47
5.2.2 Il rapporto accrescimento corrente - a. pregresso	pag. 48
5.2.3 Gli indici di struttura spaziale, dimensionale e dendrologica	pag. 52
Bibliografia citata	pag. 54
6 Analisi preliminare del dataset	pag. 57
7 Risultati e Discussione	pag. 60
7.1 La struttura della popolazione	pag. 60
7.1.1 La struttura dimensionale	pag. 60
7.1.2 Le relazioni area basimetrica, densità, diametro medio	pag. 68

7.1.3	Gli indici di struttura	pag. 69
7.2	L'accrescimento di complesso	pag. 78
7.2.1	Le masse correnti e i livelli incrementali	pag. 78
7.2.2	Il confronto accrescimento attuale - a. pregresso	pag. 80
7.2.3	Il confronto valori europei - casi di studio	pag. 83
7.2.4	Gli indici di produttività	pag. 84
7.3	La struttura dell'accrescimento, la dinamica incrementale, la mortalità	pag. 86
7.3.1	L'allocazione dell'accrescimento e la ripartizione incrementale per piani	pag. 86
7.3.2	La mortalità	pag. 89
7.4	Le variazioni di accrescimento attraverso gli inventari	pag. 90
7.4.1	L'intervallo 2000-2004 su quello 1997-1999	pag. 91
7.4.2	L'intervallo 2005-2009 su quello 2000-2004	pag. 92
7.4.3	Una evidenza di vulnerabilità: il caso dei Boschi di Carrega	pag. 95
	Bibliografia citata	pag. 102
8	Considerazioni conclusive	pag. 106
8.1	Ambiente di crescita e sensibilità biologica	pag. 106
8.2	Attributi fisionomico-strutturali	pag. 107
8.3	I criteri della gestione futura	pag. 108
8.4	Ipotesi di gestione colturale	pag. 112
	Bibliografia citata	pag. 115

Obiettivi e struttura della tesi

Il lavoro si propone la verifica dello stato biologico corrente del bosco e della sua dinamica recente in un contesto di cambiamento della gestione e dell'ambiente di crescita. L'analisi utilizza casi di studio dal programma di monitoraggio ICP-Forests e il descrittore "accrescimento" come indicatore della "salute e vitalità" del sistema. Sulla base dei risultati, si valutano opportunità, limiti e prospettive dei possibili criteri di gestione nella fase di mutamenti in corso.

Si definiscono (cap. 1) la condizione corrente delle foreste a livello europeo e nazionale e i fenomeni comuni a scala continentale, lo stato delle conoscenze e gli specifici contenuti di ricerca applicata richiesti. Si richiamano quindi (cap. 2) obiettivi e contenuti del monitoraggio, strumento di attualità in una fase di cambiamenti e base per lo sviluppo di conoscenza della dinamica corrente. Si riassumono poi (cap. 3) i principi e i metodi della "gestione adattativa", opzione necessaria per affrontare il momento di "imprevedibilità", "incertezza" e "rischio gestionale" e per proporre soluzioni applicative.

I Materiali, rappresentati da una serie dei casi di studio della rete nazionale di livello II del Programma Pan-europeo di "Monitoraggio Intensivo e Continuo degli Ecosistemi Forestali UNECE-ICP-Forests" 1996-2010, sono esaminati nel cap. 4. Il cap. 5 Metodi, descrive il protocollo adottato, le sue integrazioni, l'utilizzo delle grandezze dendrometriche per determinare gli attributi quantitativo-funzionali della struttura del soprassuolo. Espressioni diverse dell'accrescimento arboreo sono impiegate come descrittori di "stato" del bosco e della sua capacità "di risposta" ai cambiamenti nei comparti fisico e chimico dell'ambiente di crescita. Nel cap. 6 si riporta l'analisi preliminare del *dataset*. Nel cap. 7 sono presentati e discussi i risultati relativi a punti complementari di analisi: attributi fisionomico-strutturali, accrescimento di complesso e struttura dell'accrescimento, produttività e dinamica incrementale corrente, confronto con i valori europei e con i livelli incrementali pregressi. L'analisi delle variazioni di accrescimento occorse attraverso gli intervalli monitorati e un'evidenza di vulnerabilità, ascrivibili a disturbi occorsi a scale spaziali diverse, concludono la discussione.

L'insieme dei punti precedenti riassume stato e dinamica recente dei casi esaminati e consente di formulare ipotesi di gestione mirate a ridurre l'impatto dei cambiamenti sulle foreste (*vulnerabilità*); a favorire la capacità di reazione (*adattamento*) e di riduzione degli effetti dei mutamenti ambientali (*mitigazione*) (cap. 8).

1. Il bosco tra cambiamento gestionale e ambientale

La superficie complessiva del bosco cambia perché muta l'uso del suolo; il bosco cambia perché mutano le funzioni svolte e quindi la prassi gestionale, perché si modifica il clima, perché altri disturbi di origine antropogenica alterano la chimica dell'atmosfera e del suolo e quindi l'ambiente di crescita delle foreste.

La distribuzione e la composizione corrente delle foreste europee sono il risultato della storia del post-glaciale, sebbene esse siano state in seguito modificate dall'attività umana. Queste foreste sono relativamente povere di specie se comparate con quelle americane e asiatiche per le barriere continentali che hanno limitato la capacità di ricolonizzazione (Hemery 2007).

Le fisionomie dei boschi europei sono il risultato di usi storici spesso multipli e di forme diverse di selvicoltura volte a realizzare soprattutto la funzione produttiva legnosa. Ruolo e funzioni del bosco si sono poi ampliate da risorsa rinnovabile a soggetto di valenza ambientale - stabilità del suolo e dei versanti, regimazione e ciclo dell'acqua, filtro di polveri e inquinanti, paesaggio, ricreazione, turismo, identità e valori storico-culturali. Ulteriori funzioni emergenti - conservazione della biodiversità, sequestro e stoccaggio del carbonio - sono oggi di attualità per la protezione degli ambienti semi-naturali e per la mitigazione degli effetti del cambiamento climatico. Il mutamento importante nel ruolo e nelle funzioni attese non modifica il soggetto - il bosco - che è e rimane un sistema biologico, ma richiede criteri di gestione diversi (Fuhrer 2000) che si sono andati consolidando nei contenuti e nelle definizioni di "gestione adattativa" (Walters 1986; Mc Lain e Lee 1996; Ringold *et al.* 1996; Maciver e Dallmeier 2000), "gestione forestale sociale" (Kimmins 1992), "gestione forestale sostenibile" (Farrell *et al.* 2000; Piussi e Farrell 2000; Scarascia *et al.* 2000; Andersson 2003; Andersson *et al.* 2000 e 2005), gestione e "approccio ecosistemico" (Christensen *et al.* 1996; Anonymous 2003).

Early forest management concentrated on the practice of normalizing forest stockings in time and space. Sustainable yields are made possible by means of scheduling harvest, and by adjusting growth and yield components of the forest, such as thinning and restocking. Later in the 60s, the principle of multiple-use came into the mainstream. In addition to forest products, other use of the forest that included the watershed, wildlife, and recreation were also promoted. Forest is not only a provider of wood and other materials, but it is also a contributor to environmental protection, aesthetic accommodation, wildlife preservation, and social-cultural amplification. [...] the new paradigm of forest ecosystem management in the light of ensuring sustainable supply of forest products and services, as demanded by the society and by the changing of global functionality and stability of the ecosystem [...].

Yang 2003

La collocazione prevalentemente montana delle foreste nel nostro Paese ha contribuito a marginalizzare prima che in altri l'utilizzo produttivo. Dalla seconda metà del secolo scorso si sono ridotti o interrotti molti usi e l'abbandono colturale e il rallentamento della selvicoltura sono tendenze consolidate (Fabbio *et al.* 2003). Risultato è una fase molto dinamica in cui si integrano aree di coltivazione secondo parametri meno intensivi, aree di interruzione recente delle pratiche colturali e delle utilizzazioni, aree di post-coltura avanzata. Conseguenze di questo

stato sono i tempi di permanenza del soprassuolo superiori, forme di selvicoltura che non trovano un equilibrio coerente tra praticabilità economica e vincoli della regolazione, l'evoluzione di post-coltivazione o di post-impianto di sistemi semi-naturali o di origine artificiale. Tale dinamica ha modificato in modo anche sensibile le strutture fisionomica, cronologica e spaziale, i parametri del bosco, i valori di copertura, le densità di biomassa e di necromassa, i livelli di competizione. Ognuna di queste variazioni influenza i processi biologici correlati nel sistema (Fabbio e Bertini 2008).

1.1 L'incremento delle superfici a livello europeo

In Europa, le foreste coprono il 45% della superficie, oltre 1 miliardo di ettari e costituiscono il 25% delle foreste mondiali. La copertura forestale varia dall'1% di Malta al 76% della Finlandia. L'Italia si colloca a metà tra questi valori con il 37% (Fig. 1.1).



Figura 1.1 - Area forestale (milioni di ettari) e valori percentuali della copertura per Paese in Europa all'anno 2010 (MCPFE 2011)

Superficie forestale, provvigioni unitarie e incrementi sono in crescita in Europa. La superficie totale (foreste + terre boscate) è cresciuta del 3% dal 1980. Le utilizzazioni sono pari al 45% dell'incremento (UNECE-FAO 2006, in Hemery *op. cit.*).

Dal 2005, la superficie boscata in Europa è aumentata di 5,1 milioni di ettari ed è in continuo incremento dal 1990 principalmente per attività di forestazione produttiva e colonizzazione naturale dei terreni già agricoli e altre aree abbandonate (praterie, arbusteti e pascoli). In Europa, le foreste si espandono con un ritmo di circa 0,8 milioni di ettari per anno (periodo 1990-2010).

Dal 2005, il sequestro medio annuo di C nella biomassa forestale ha raggiunto gli 870 milioni di tonnellate nella regione europea, corrispondenti a circa il 10% delle emissioni di gas serra. Lo *stock* di C è valutato risiedere per il 39% nella biomassa, l'1% nel legno morto e il 60% nel suolo e nella lettiera. Anche lo *stock* di C nella massa morta e nel suolo sembra essere in aumento, ma i dati su questo punto sono incerti (MCPFE 2011).

1.2 Il livello italiano

Il fenomeno dell'avanzamento delle superfici forestali interessa particolarmente i Paesi del nord del Mediterraneo. Spagna e Italia rappresentano circa la metà dell'aumento di superficie forestale europea negli ultimi 15 anni, sia in termini di superficie che di *stock* di carbonio (Piusi e Farrell *op. cit.*).

A livello italiano, i dati della Carta Forestale (1930) (pure se privi di validazione scientifica), quelli ISTAT e FAO, gli inventari forestali (IFN 1985 e INFC 2005) indicano, indipendentemente dalla definizione di bosco adottata, superfici in netto aumento a livello nazionale, regionale e locale negli ultimi 80 anni (Pompei e Scarascia M. 2009).

Il cambiamento di uso del suolo che ne deriva rappresenta una delle tematiche più importanti e attuali nel settore ambientale. La modificazione del territorio è una delle caratteristiche associate allo sviluppo prima e alla delocalizzazione poi dell'attività umana: dalla trasformazione iniziale delle foreste in terreni coltivabili e in pascoli, fino all'urbanizzazione seguita alla rivoluzione industriale, allo spopolamento recente delle aree montane con conseguente ricolonizzazione vegetale degli spazi in abbandono. Questo fenomeno, iniziato in Italia a partire dagli anni '50 del secolo scorso, si è accelerato nei decenni successivi con il rapido passaggio della struttura sociale da rurale-agricola a urbana-industriale. Il processo ha riguardato e interessa tutta la zona di medio-alta collina e montana del Paese, sia nelle Isole maggiori che nell'area appenninica e alpina.

Il fenomeno di riduzione delle superfici libere per utilizzo residenziale, industriale, infrastrutturale, pure rilevante (750.000 ettari dal 1990 al 2006, ISTAT), ha interessato prevalentemente le aree di pianura e collina, quindi già agricole, incolte o non produttive, marginali comunque alla presenza attuale del bosco. La non corretta espansione di questo tipo produce comunque problemi di tipo idrogeologico a seguito di eventi critici.

La superficie forestale italiana (9.149.000 ettari) si colloca al decimo posto in Europa ed è in espansione (+0,9% annuale 2005-10; decima posizione). La provvigione complessiva disponibile al prelievo legnoso è pari a 1285 milioni m³; la provvigione aumenta dell'1,74% annuo (2005-10; nono posto in Europa). La quantità di legno morto (9,1 m³ha⁻¹ di cui 5,5 in piedi e 3,6 a

terra), colloca l'Italia nella media europea ($10 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$), variabile da 1,2 a $27 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ (MCPFE 2011).

1.3 I valori del bosco nel contesto nazionale

Una stima recente dei beni e servizi prodotti dalle foreste italiane (Merlo, in Fabbio *et al.* 2003), valuta (Fig. 1.2 e Fig. 1.3) un flusso annuale (milioni di €) pari a 887-1.187 (*valori diretti*), 1.381-2.140 (*valori indiretti*), -548 (*valori negativi*). I valori di *opzione*, *ereditabili* e di *esistenza*, sono stimati pari a circa la somma dei precedenti.

Questi valori sono associati alla regimazione delle acque e alla conservazione del suolo per il 58%, alle produzioni legnose (19%), alle produzioni non legnose, ricreazione, frutti del sottobosco, caccia, pascolo, deposito di carbonio, altri, per il 23%. I costi sociali o esternalità negative dovuti a gestione non adeguata, non-gestione e abbandono culturale, sono stimati pari al 24% dei valori complessivi prodotti.

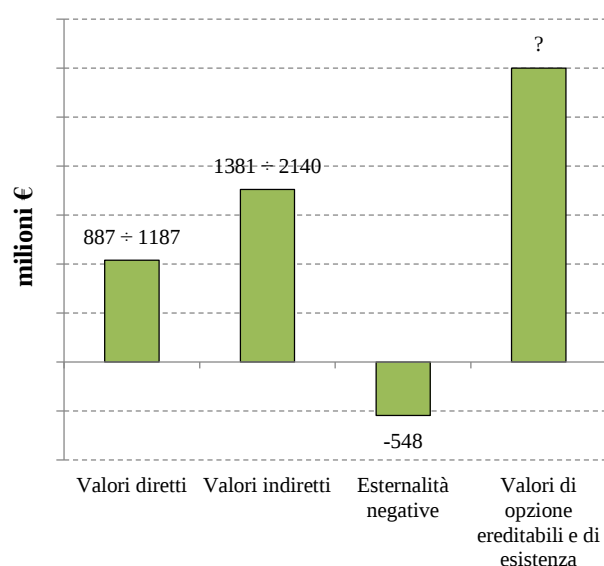


Figura 1.2 - Il flusso annuale dei beni e servizi prodotti dalle foreste italiane: una identificazione-quantificazione sperimentale (Merlo 2003)

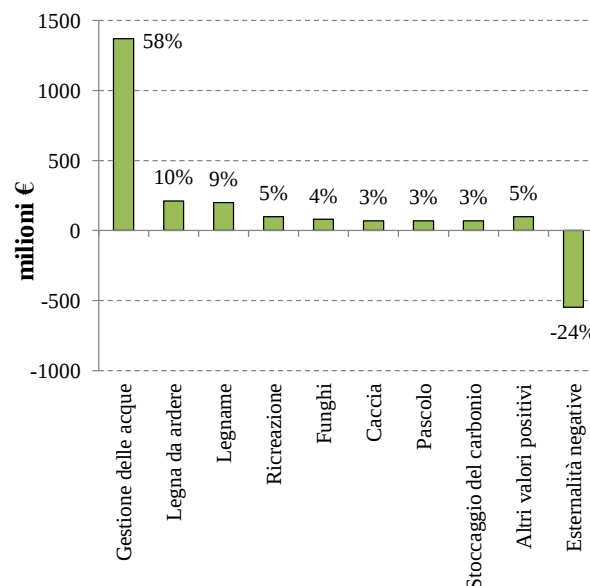


Figura 1.3 - I differenti valori prodotti dalle foreste italiane (Merlo 2003)

The flow of outputs of Mediterranean forests

POSITIVE OUTPUTS

1. USE VALUE

1.1 Direct use value

1.1.1 Products: timber, firewood, cork, resin, hunting* grazing, sparto grass, honey*, decorative plants*, mushrooms*, recreation*, medicine plants*, berries*, truffles*, etc

* Outputs that can be internalised, depending upon property rights of hunters, pickers, etc paying a price or by the Public Authorities selling permits. Often forest owners do not have rights over the so called 'secondary products'

1.2 Indirect use value*

1.2.1 Protection: watershed management, soil conservation, avalanche prevention, flood prevention, etc

- 1.2.2 Landscape quality
- 1.2.3 Micro-climate regulation
- 1.2.3 Water quality and purification
- 1.2.4 Conservation of the local ecosystem

**Outputs can be internalised, to a certain extent, within the local economy. Internalisation can occur spontaneously, or through co-operative efforts amongst activities as can be the case of water resources*

2. OPTION VALUE*

- 2.1 Personal future recreation and environmental interests
- 2.2 Potential source of energy and raw materials
- 2.3 Potential unknown source of bio-diversity, medicine plants, etc
- 2.4 Potential use of unused landscape resources

** Outputs can be internalised, to a certain extent, within the households and the local economy, e.g. the value of properties increases with proximity to forests*

3. NON-USE BEQUEST VALUES*

3.1 Landscape, recreation, energy and raw material availability, bio-diversity, environmental conditions e.g. related to carbon storage affecting future generations

** Outputs can potentially be internalised through conservation incentives*

4. NON-USE EXISTENCE VALUES*

4.1 Bio-diversity, environmental conditions e.g. related to carbon storage, affecting other species, respect for the right or welfare of non-human beings including the forest ecosystem

** Outputs can potentially be internalised through conservation incentives*

NEGATIVE OUTPUTS

Erosion, floods and avalanches due to poor or no forest management

Loss of landscape values to excessive expansion of forest land use

Pollen and other allergic factors

Risk of damage by forest fires

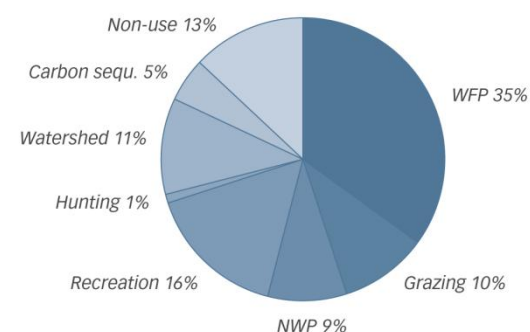
Loss of bio-diversity, landscape values, etc due to plantation forestry

Loss of recreation opportunities due to intensive plantation forestry and poor management

Merlo e Rojas Briales (2000)

The real values of Mediterranean forests

Non-wood forest products (NWFP) such as, cork, fodder, mushrooms, fruits, medicinal and aromatic plants, together with services like soil protection, watershed management, water quality, biodiversity enhancement and climate change mitigation or micro-climate amelioration contribute significantly to the local or national economies of the Mediterranean region. For example, for the southern Mediterranean area it is estimated that grazing gives



Composition of the Total Economic Value of Mediterranean Forests (source: Merlo & Croitoru 2005). NWFP: non-wood forest products; WFP: wood forest products; non-use: bequest and existence value

almost three times as much benefit per hectare than wood forest products. Another example is cork, which in Portugal accounts for 35% of the estimated total benefits obtained from forests.

Even if many forest services do not have markets and therefore cannot be valued through market prices, they without doubt contribute to the welfare of the population benefiting from them. Merlo and Croitoru (2005) report that approximately 40% of the total economic value of Italian forests can be ascribed to watershed protection. Other valuable services provided by Mediterranean forests include recreation, tourism and landscape aesthetics. With the increasing demand for recreational activities and tourism, these services are becoming more important. Many studies have been conducted to estimate the value of forest recreation; the estimates range from € 2,5–11 per visit. The estimated values of different Mediterranean forest goods and

services by Merlo and Croitoru (2005) presented an average total economic value of Mediterranean forests of about € 133 per hectare of forests (in 2001 prices) – or almost € 50 per capita/year. On average, only some 35% of this value can be attributed to wood forest products (see Figure). This estimate should not be taken as a fixed value since it can vary significantly in magnitude and composition between different countries. It should also be acknowledged that due to a lack of consistent and reliable data, this value is likely to underestimate the true economic value of Mediterranean forests. In a Spanish study, in which the values of different non-market benefits from afforestation of marginal agricultural land were estimated using advanced valuation methods, the results indicated that the annual economic value would vary between € 464 and € 4100 per hectare of additional forests (Mavsar and Riera, 2007). It is clear that harmonised valuation methods as well as benefit transfer functions are required to value non-market services in a consistent and comparable way in different regions and countries.

A Mediterranean Forest Research Agenda - MFRA 2010-2020, EFIMED 2009

1.4 I criteri attuali di gestione in Italia

Caratteri peculiari del nostro Paese rispetto al contesto medio continentale sono:

- La diffusione, ancora in aumento negli ultimi anni, delle aree a vario regime protette pari al 13,6% della superficie forestale (Barbati *et al.* 2002). Secondo i dati INFC (2005), la sommatoria delle aree forestali sottoposte a vincolo naturalistico è il 28,5% della macro categoria inventariale bosco (2.495.409 ha); una componente rilevante (1.944.819 ha) (22,2%) è formata dai siti (SIC+ZPS) della rete Natura 2000. A queste superfici corrisponde di norma un regime colturale minimo. Nella regolazione corrente, lo stato di “protezione” si identifica infatti molto spesso con l’evoluzione per via naturale di boschi in massima parte prima coltivati. L’Italia rappresenta le maggiori superfici forestali nazionali protette per “biodiversità” con interventi colturali minimi (classe 1.2). Se a queste si aggiunge la classe 2 “protezione del paesaggio”, gli ettari di foresta protetta raggiungono complessivamente i 4.163.000 ettari (MCPFE 2011).
- La progressiva riduzione dell’area di applicazione della selvicoltura per la somma di due fattori: incremento di marginalità economica e regolazione corrente, che tende a limitare la prassi colturale attraverso norme cautelativo-restrittive. Queste privilegiano infatti la “conservazione” passiva piuttosto che criteri di gestione dinamica, anche in foreste a prevalente funzione di produzione (Fabbio e Bertini *op. cit.*).

Essendo il bosco un sistema inerentemente dinamico e le sue strutture semi-naturali perché risultato di tempi in genere lunghi di coltivazione, questo criterio di “conservazione” si traduce in una evoluzione di post-coltura. In questo contesto, normali pratiche, quali i tagli intercalari e quelli di rinnovazione o l’attività di rimboschimento, sono sempre più circoscritte ed episodiche. Nonostante la “disponibilità al prelievo legnoso” sia attribuito del 88,4% della superficie di bosco (INFC 2005), il tasso di utilizzazione rispetto all’incremento netto annuale pone l’Italia (Fig. 1.4) agli ultimi posti in Europa. Il dato varia dal 39,5% (1990) al 33,2% (2000) al 26,4% (2005) (MCPFE 2007).

È cresciuta nel contempo, in funzione soprattutto degli specifici benefici economici comunitari sul set-aside agricolo (Reg. 094/88; 2080/92), la forestazione produttiva fuori foresta, che sempre più pare diventare nel nostro Paese il “luogo della produzione legnosa”.

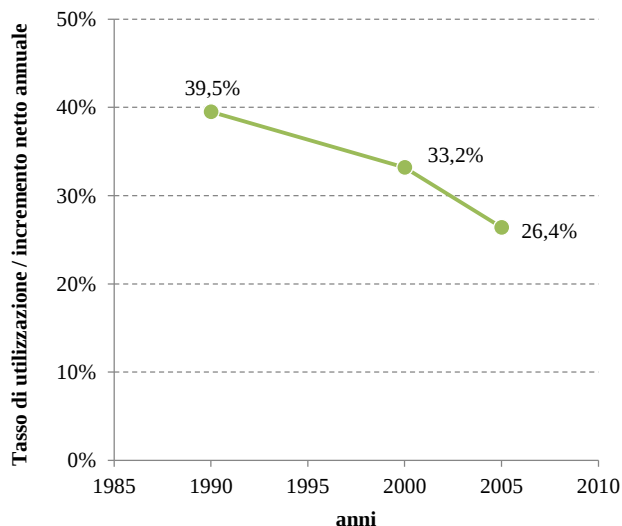


Figura 1.4 - Tasso corrente di utilizzazione rispetto all'incremento legnoso netto annuale nei boschi italiani (MCPFE 2007)

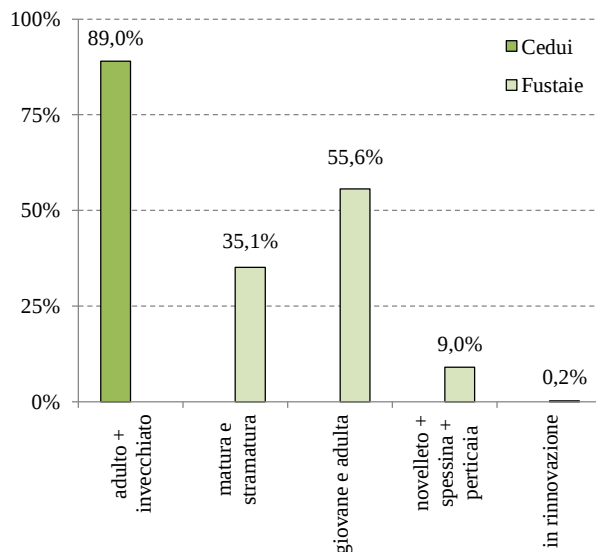


Figura 1.5 - Gli stadi di sviluppo rappresentati nei boschi italiani (INFC 2005)

Nelle foreste italiane è in atto quindi, da alcuni decenni, un mutamento importante e accelerato della prassi gestionale. La minore intensività di coltivazione ha consentito l'incremento delle provvigioni medie oggi pari a $146,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (INFC 2005) e un tempo di permanenza superiore di molti soprassuoli che attualmente si trovano in una fase "esplorativa" tra le età della tradizionale rotazione e quelle della maturità biologica. Questa condizione ha prodotto densità generalmente colme ed elevati livelli di competizione e di mortalità naturale, quindi sistemi potenzialmente più vulnerabili a disturbi biotici e abiotici (Fabbio *et al.* 2006; Fabbio e Bertini *op. cit.*).

Risultato complessivo della sempre più ridotta area di gestione attiva è anche la maggiore omogeneizzazione delle strutture somatica, cronologica e spaziale del bosco, per la progressiva mancanza di classi giovani e "l'affollamento" di quelle adulte e mature. L'attuale Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio colloca l'89% dei cedui negli stadi adulto e invecchiato. Le fustaie coetanee si articolano per il 35,1% in fase matura e stramatura, 55,6% in fase giovane e adulta e 9% nelle fasi di novelletto + spessina + perticaia; soltanto lo 0,2% in fase di rinnovazione (Fig. 1.5).

Questo, insieme all'imboschimento naturale delle superfici nude per abbandono dei pascoli e dei coltivi, produce riflessi evidenti a livello di tessitura del paesaggio agro-forestale e di sviluppo delle aree di margine con altri usi del suolo (fasce ecotonali).

1.5 I disturbi di origine antropogenica e il cambiamento climatico

Le foreste sono organismi complessi che interagiscono in continuo con l'ambiente di crescita. Le componenti fisico-chimica (atmosfera e suolo) incorporano i mutamenti e li veicolano al

comparto biologico con effetti diretti e indiretti (azioni e retroazioni) sulle popolazioni che condividono lo stesso ambiente. Meccanismi di tipo adattativo, possibili per la ridondanza delle connessioni disponibili nel sistema rispetto a quelle effettivamente realizzate (Margalef 1982), possono ricreare un nuovo equilibrio al verificarsi di cambiamenti. Quando questi eccedono la capacità di resistenza e/o resilienza delle componenti, si crea viceversa uno squilibrio e iniziano a prodursi effetti anche fisionomicamente percepibili.

Disturbance is any relatively discrete event in time that disrupts ecosystem, community or population structure and changes resources, substrate availability or the physical environment.

White e Pickett 1985 in Bodin e Wiman 2007

Gli alberi sono organismi sessili la cui possibilità di migrazione è controllata dalla capacità di dispersione del seme e quindi molto lenti a spostare la loro area di vegetazione rispetto ai mutamenti molto più rapidi dell'ambiente di crescita originale.

La storia post-glaciale di migrazione delle specie forestali in Europa indica, al massimo, valori di 10-70 km per secolo [100-700 m/anno] (Birks 1989; Brewer *et al.* 2002), senza considerare l'effetto delle barriere esistenti e la frammentazione territoriale (Lindner *et al.* 2010). La capacità media di migrazione delle specie forestali è variabile da 100 a 400 m in pianura secondo Ducci (2009) e minore di 100 m per anno (Vendramin 2011). Nei sistemi forestali, gli alberi sono la componente prevalente e con maggiore tempo di permanenza che condiziona quindi le altre popolazioni. Un qualsiasi cambiamento di "salute e vitalità" del livello arboreo si riflette sullo stato complessivo del sistema e sulla capacità di erogazione di beni materiali e immateriali e di servizi.

L'ambiente fisico è interessato da una serie importante di modificazioni climatiche la cui causa principale è ormai noto essere l'inquinamento dovuto all'attività umana (Lindner *et al. op. cit.*). Il cambiamento è caratterizzato da: innalzamento delle temperature medie (riscaldamento), alterazione del regime pluviometrico (concentrazione degli eventi piovosi alternata a periodi lunghi di scarsa precipitazione e quindi di ridotta disponibilità idrica nel suolo), maggiore infedeltà stagionale, occorrenza di eventi estremi (tempeste, incendi di area vasta) (Bolte *et al.* 2009).

Temperature is critical to all metabolic processes involved in uptake, release, and storage of carbon.

Mc Mahon 2010

Il riscaldamento globale è pari a un aumento di temperatura media di 0,8° C dal 1900 (Hansen *et al.* 2006) e i 12 anni più caldi dal 1880 sono occorsi tutti tra il 1990 e il 2005 (Lindner *et al. op. cit.*). Le proiezioni recenti indicano un aumento annuale in Europa di 0,1-0,5° C per decade (Eggers *et al.* 2008). L'aumento delle temperature minime (notturne) si è verificato con un tasso doppio rispetto a quello dell'incremento delle temperature massime (diurne), con conseguente

diminuzione dell'escursione termica giornaliera (IPCC 2007). L'aumento della temperatura ha un effetto variabile secondo le aree bioclimatiche che hanno ciascuna limitazioni proprie per la produzione forestale. Temperature più elevate allungano la stagione di crescita particolarmente alle alte latitudini, mentre in altre regioni geografiche l'effetto può essere negativo se la disponibilità idrica è limitante o le precipitazioni tendono a spostarsi verso la stagione invernale, come nelle proiezioni per l'area mediterranea (Loustau *et al.* 2005).

La maggiore variabilità climatica diventa critica in connessione ai cambiamenti nelle precipitazioni perché periodi estesi di carenza idrica hanno conseguenze molto più drastiche sull'accrescimento e sulla stessa sopravvivenza degli alberi, rispetto a variazioni gradualmente delle condizioni climatiche medie (Fuhrer *et al.* 2006). La limitazione idrica è prevista aumentare dalla zona temperato-oceanica, a quella temperato-continentale e mediterranea. L'associazione con l'aumento termico potrà portare maggiore aridità particolarmente nel Mediterraneo e nell'area temperato-continentale, dove il calore è spesso il fattore principale di *stress*.

La temperatura ottimale per la fotosintesi netta raramente eccede i 30° C per la maggior parte delle specie europee, con un pronunciato sbilanciamento tra respirazione e fotosintesi (Rennenberg *et al.* 2006). Tra le componenti biotiche, gli insetti fitofagi, i fitoparassiti e i patogeni associati agli habitat di bosco possono ampliare le relative nicchie ecologiche a seguito di variazioni ambientali e modificare le relazioni/interazioni con l'elemento arboreo, incluso lo sviluppo opportunistico di dinamiche anomale come la pullulazione di insetti nocivi o la aumentata aggressività dei patogeni (Volney e Fleming 2000; Huberty e Denno 2004; Rouault *et al.* 2006; Desprez-Loustau 2007). Tutti i disturbi abiotici (fuoco, tempeste, inondazioni e aridità) sono in relazione al cambiamento del clima (Moriondo *et al.* 2006) e i ripetuti eventi di tempeste occorsi in Europa fino dal 1990 hanno causato vasti danni alle foreste, perdite di produzione massicce, aumento dei costi di gestione, problemi alla pianificazione e consistenti rilasci di C (Lindroth *et al.* 2009).

Altri elementi di variazione di origine antropogenica riguardano la chimica atmosferica. Questi interagiscono sui processi di funzionamento dei sistemi forestali: maggiore concentrazione di CO₂ atmosferica, diminuzione delle deposizioni acide (solfati) e aumento/stabilità degli input di azoto nel suolo (fertilizzazione), presenza di nuovi inquinanti gassosi (aumento del livello di ozono). Tutti, rappresentano punti ulteriori di attenzione (Asshoff *et al.* 2006; Bytnerowicz *et al.* 2007; Paoletti 2007a; Schaub 2009; Lorenz e Granke 2009; Lundin 2009; Augustin 2009; Johannessen 2009; Requardt *et al.* 2009; de Vries *et al.* 2009).

Se la frequenza anomala e l'intensità degli eventi eccezionali aumenta la vulnerabilità complessiva del territorio (erosione degli strati fertili del suolo, frane, inondazioni, collassi strutturali o scomparsa di intere superfici di foresta, danni alle coltivazioni, infrastrutture e

insediamenti), lo slittamento delle condizioni ambientali medie verso parametri meno favorevoli, induce uno stato meno vitale del bosco e una aumentata vulnerabilità, quindi una minore capacità di controllo, adattamento e mitigazione (Leuzinger *et al.* 2005; Ciais *et al.* 2005; van der Werf *et al.* 2007).

La collocazione geografica delle foreste mediterranee, situate per ampie superfici in aree sensibili a gradienti di variazione anche ridotti, amplifica la loro sensibilità al tipo e direzione dei cambiamenti in atto (Scarascia M. *et al.* 2000; Ferretti *et al.* 2003; De Angelis *et al.* 2005; Maracchi 2005; SITE 2006; van der Werf *et al. op. cit.*; Cecchini *et al.* 2008; Amoriello e Costantini 2008; Nitschke e Innes 2008; Pregitzer *et al.* 2008; Lobell 2008).

1.6 Lo stato delle conoscenze

Gli ultimi rapporti sullo stato delle foreste in Europa (MCPFE 2007 e 2011) evidenziano il miglioramento di molti parametri quantitativo-qualitativi a seguito della maggiore colturalità della gestione forestale nei Paesi dove questa è praticata in modo intensivo e della riduzione di alcune tradizionali sorgenti di disturbo. Si segnalano tuttavia la diffusione e l'impatto crescente di nuove forme di inquinamento atmosferico (ozono), la sempre maggiore incidenza distruttiva di fenomeni climatici estremi soprattutto sulle foreste medio-europee, la ricorrenza di vasti incendi nei Paesi dell'area mediterranea, collegati a periodi di prolungata siccità ed elevate temperature (es. 2003).

Elementi di sintesi sulla condizione delle foreste europee sono riportati nei Technical Report e negli Executive Report annuali ICP-Forests (Fig. 1.6).

Il miglioramento dello stato delle chiome seguito all'anomalia 2003 è segnalato per le foreste miste decidue centro-europee a partire dal 2006. Circa i 2/3 dei *plot* non mostrano cambiamenti significativi nelle condizioni delle chiome negli ultimi 10 anni.

Le querce decidue mediterranee e quelle centro-europee sono risultate le specie più danneggiate nello stesso periodo. Insetti e funghi sono i maggiori agenti di danno visibile e, sempre le querce decidue, le specie più defogiate negli ultimi 5 anni. La defoliazione rappresenta un sistema di allarme precoce di risposta ai cambiamenti (Exec. Rep. 2010 e 2011).

La diminuzione delle emissioni di solfati (per l'80% di origine antropica) del 20% tra il 2001 e il 2006, consolida la tendenza in atto fino dall'inizio degli anni '80 (-70%) (Exec. Rep. 2009). Le deposizioni misurate all'aperto e sotto copertura scendono rispettivamente del 26% (6,1→4,5) e 34% (10→6,6 kg ha⁻¹ anno⁻¹).

Nonostante la prosecuzione dell'abbattimento corrente, l'acidità dei suoli non raggiungerà i livelli pre-industriali su larga parte del territorio europeo entro il 2050 (Exec. Rep. 2009-2010).

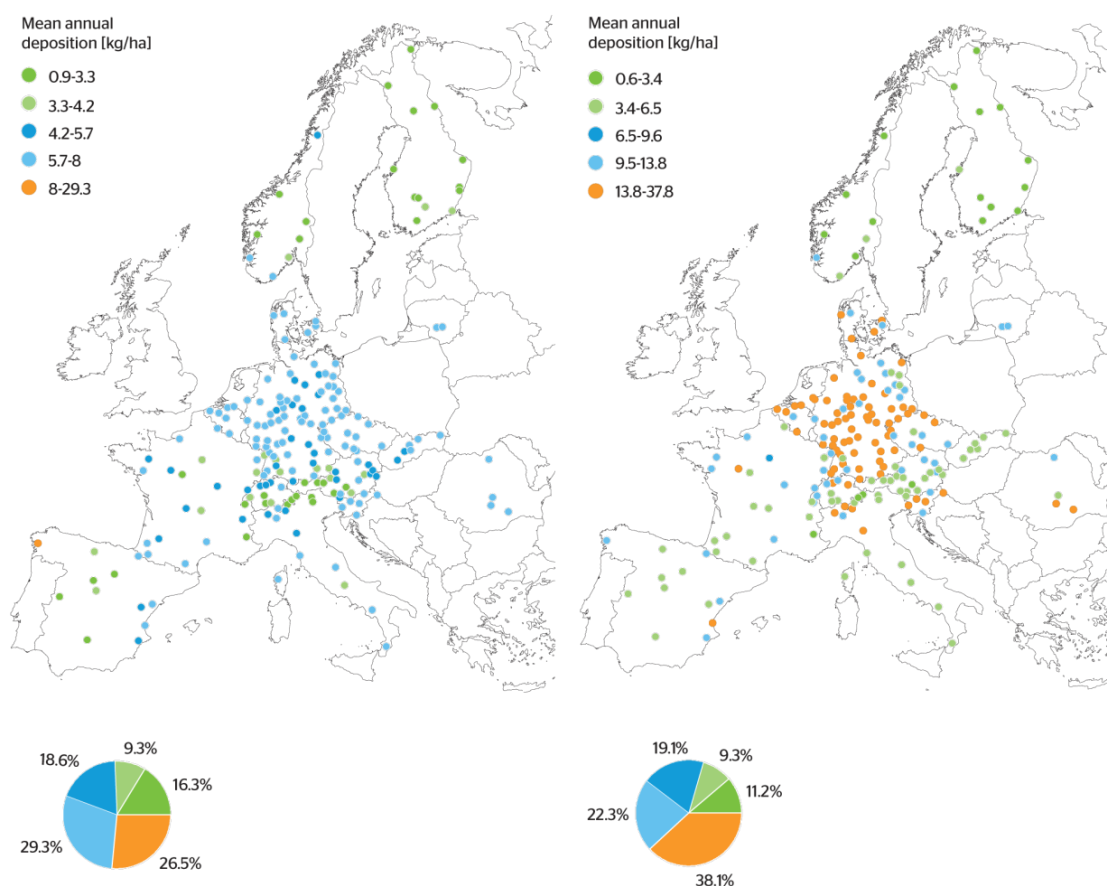


Figura 1.6 - Deposizione media annuale di solfati (sx) e di azoto (dx) misurata sotto copertura sulla rete europea ICP-Forests di II livello. Valori medi nel periodo 2005-2007 (kg ha^{-1})

Il livello medio annuale di deposizione azotata è pari a 5 kg ha^{-1} ($\approx 0 \rightarrow 36$) dove $1 \text{ kg di N ha}^{-1}$ corrisponde a un incremento medio di produzione legnosa di circa l'1% (Solberg *et al.* 2009). Questo equivale a un contenuto medio di C fissato di circa $20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ che è traducibile, secondo i modelli, nel 5% dello stock di carbonio nelle foreste negli ultimi 40 anni in Europa (Exec. Rep. 2009). Una maggiore deposizione di $1 \text{ kg di N per ettaro e anno}$ corrisponde a un aumento dell'incremento di area basimetrica pari a 1,20-1,49% secondo le specie. Considerato un sequestro totale medio di C nelle foreste europee di circa $1.730 \text{ kg per ettaro e per anno}$, questo implica un sequestro stimato tra 21 e 26 kg di C per 1 kg di deposizione azotata (Laubhann *et al.* 2009). Effetto negativo del continuo apporto di N inorganico è lo sbilanciamento dei nutrienti segnalato dal cambiamento del rapporto C/N (14% dei *plot*) con scompensi nutrizionali anche gravi ed effetti sulla “salute e vitalità” dei sistemi (Exec. Rep. 2011). L'arricchimento di N nel suolo produce inoltre una concentrazione elevata di nitrati nelle soluzioni e la sua lisciviazione nelle acque è responsabile della loro qualità per la salute umana. La deposizione di nitrati nell'ultimo periodo è ancora circa costante e la sua correzione appare necessaria.

Il sequestro annuale di carbonio negli alberi è attualmente da 5 a 7 volte superiore che nei suoli forestali. Tuttavia, il *pool* di C nel suolo è molto superiore a quello della biomassa arborea. Lo *stock* medio di C organico nei primi 30 cm di suolo minerale è pari a 64,3 Mg ha⁻¹, e aumenta a 108 Mg ha⁻¹ fino a 1 m di profondità; il 60% è quindi contenuto nei primi 30 cm di suolo minerale. Lo strato di humus aggiunge circa il 20% al contenuto di C organico del suolo; in media, 23,8 Mg ha⁻¹ (25-50 in nord Europa, 5-25 Mg ha⁻¹ nei Paesi mediterranei).

Sebbene fattori di cambiamento diversi (innalzamento delle temperature medie, deposizioni azotate, livello di CO₂) aumentino la capacità di mitigazione delle foreste, il valore di sottrazione e immagazzinamento di C corrisponde soltanto al 10% delle emissioni di CO₂ in Europa. Le masse in piedi e le età superiori raggiunte dalle foreste europee oggi rappresentano fattori positivi per il deposito di C, con effetti migliorativi anche sui tipi e livelli di diversità (Exec. Rep. 2009 e 2011). Un effetto della variazione della temperatura media dell'aria risulta dalla determinazione dello scambio netto di carbonio attraverso le foreste europee (progetto EUROFLUX, Valentini *et al.* 2000).

Lo studio conferma che molti ecosistemi forestali europei rappresentano *sink* di C, con un bilancio annuale variabile da un prelievo di 6,6 a un rilascio prossimo a 1 Mg ha⁻¹ anno⁻¹ e una grande variabilità tra le tipologie di foresta. Il prelievo di C aumenta in modo significativo al diminuire della latitudine (PPN crescente), mentre la produzione primaria lorda tende a rimanere costante. La respirazione appare quindi essere il determinante dello scambio netto. Essa aumenta al crescere della latitudine nonostante la diminuzione della temperatura media dell'aria. La relazione positiva temperatura-respirazione vegetale e del suolo, valida a livello di sito, non è più significativa attraverso tutti i siti a indicare che la temperatura non è un fattore contributivo importante per la respirazione di ecosistema a scala ampia. La respirazione totale tende infatti ad essere dominata da quella radicale e microbica del suolo e i suoli boreali, rispetto a quelli temperati, contengono una maggiore quantità di sostanza organica in forma labile soggetta quindi a decomposizione più rapida. La sensibilità di decomposizione della sostanza organica alla temperatura è molto superiore nei climi freddi rispetto a quelli più caldi e l'aumento della stessa nelle regioni boreali ha probabilmente prodotto un effetto maggiore sul tasso di decomposizione piuttosto che sulla produttività primaria netta. L'evidenza del maggiore riscaldamento alle latitudini alte (> 4°C) rispetto a quelle temperate, può avere generato uno stato di non-equilibrio e spiegare l'aumento relativo del tasso respirativo a nord rispetto a sud. I tassi di respirazione del suolo relativamente bassi nei siti meridionali possono essere anche il risultato della limitazione di carenze idriche (Valentini *et al. op. cit.*).

La risposta in termini di accrescimento del bosco alla serie di fattori agenti, non ha visto materializzarsi lo scenario di un generale declino predetto fino dagli anni '80 del secolo scorso.

Al contrario, fino dai primi anni '90, molti lavori in letteratura riportano maggiori ritmi incrementali in confronto ai modelli di accrescimento esistenti (Pretzsch 1992; Spelsberg *et al.* 1995; Spiecker 1990 e 1995; Spiecker *et al.* 1996; Schopfer *et al.* 1997). Il progetto europeo RECOGNITION, intrapreso allo scopo di verificare i risultati degli studi precedenti, li conferma per specie diffuse come faggio e abete rosso e attribuisce il maggiore accrescimento alla deposizione azotata nei suoli forestali (Kahle *et al.* 2008). Il ruolo principale della deposizione di N sullo *stock* di carbonio, insieme ai fattori concorrenti all'espansione della superficie forestale in Europa, aumento della concentrazione di CO₂ atmosferica, della temperatura media e del cambiamento nei criteri di gestione del bosco, è evidenziato da Magnani *et al.* (2007). Il “peso” produttivo attribuito all'azoto è riconosciuto ma ridimensionato da De Schrijver *et al.* (2008) e de Vries *et al.* (2008) sulla base di altri *set* di dati. I modelli prodotti da Laubhann *et al.* (2009) e Solberg *et al.* (2009) confermano ancora il ruolo della deposizione azotata. I risultati complessivi di studi realizzati con approcci diversi indicano un accumulo epigeo di C nelle foreste variabile da 15-40 kg C/kg N, e di 5-35 kg C/kg N nel suolo, quindi complessivamente un sequestro di C totale da 5-75 kg C/kg N (de Vries *et al.* 2009). L'evidenza di un aumento recente dell'accrescimento delle foreste rispetto ai valori attesi su ulteriori *dataset* è portata da Mc Mahon *et al.* (2010) e attribuito alla concorrenza degli incrementi di CO₂ e di temperatura.

La maggiore concentrazione di CO₂ atmosferica aumenta il tasso di fotosintesi in modo variabile secondo la specie e la nutrizione azotata (Asshoff *et al. op. cit.*), ma l'accrescimento può non aumentare in proporzione per la limitazione imposta dalla disponibilità di nutrienti (Hungate 2003). Il livello superiore di CO₂ induce una parziale chiusura degli stomi riducendo la perdita di acqua per traspirazione e aumentando quindi l'efficienza di uso dell'acqua. La maggiore allocazione di C nello sviluppo radicale consente una maggiore esplorazione del suolo per la ricerca di acqua e di tamponare gli effetti negativi dello *stress* idrico e l'adattamento a un ambiente con limitazioni di questo tipo (Wullschleger *et al.* 2002). Altri cambiamenti della chimica atmosferica che influiscono sull'accrescimento sono le concentrazioni di ozono troposferico e al suolo che possono aumentare lo *stress* idrico negli alberi (Mc Laughlin *et al.* 2007). L'ozono infatti, oltre ai danni diretti ai tessuti fogliari (Paoletti 2007b), induce inerzia (*sluggishness*) nella chiusura degli stomi (Paoletti 2011).

A livello italiano, un tentativo organico di analisi dello stato corrente delle foreste è stato realizzato dal programma di monitoraggio intensivo di “Conservazione degli Ecosistemi forestali” (CONECOFOR), rete nazionale di livello II, iniziato nel 1995 in ambito UN-ECE ICP-Forests e ICP-IM (reg.1091/94), proseguito attraverso il programma Forest Focus (reg.2152/2003) e attualmente inserito in LIFE+ (2007-13) (reg.614/2007). Il programma analizza entità e direzione dei cambiamenti nei comparti fisico-chimico (atmosfera-suolo-acqua)

e biologico (soprasuolo arboreo e flora vascolare) di alcuni dei principali sistemi forestali seminaturali. La rete di monitoraggio, pure articolata (come previsto dal protocollo europeo per le azioni di tipo intensivo) in un disegno di tipo preferenziale che non permette inferenza alla condizione generale del bosco, evidenzia *trend* diffusi attraverso le tipologie e le diverse aree geografiche (impatto di anni climaticamente anomali, decremento significativo delle deposizioni di solfati, andamento prevalente costante di quelle azotate, aumento delle concentrazioni di ozono) su attributi chiave collegati alla “salute e vitalità” del bosco, alla sua diversità e produttività. L’allungamento del periodo di vegetazione, per inizio più precoce e prolungamento autunnale, è una costante ma appare sempre più disturbato da fattori climatici e biotici indotti a livello delle chiome (scolorimento e perdita anticipata delle foglie per deficit idrico, attacchi parassitari, *etc.*). I risultati, a quindici anni dall’inizio del programma, ribadiscono la necessità del monitoraggio di lungo periodo su aree permanenti e dell’analisi *site-specific* come strumento per comprendere natura ed entità dei cambiamenti in atto (Ferretti 2000; Ferretti *et al.* 2003, 2006, 2008).

Strettamente correlata al tema precedente nell’ambito della “salute e vitalità” degli ecosistemi (Requardt *et al. op. cit.*) e della loro capacità di resistenza e/o di resilienza, la diversità biologica alle differenti scale (genetica, di popolamento, di ecosistema e paesaggio) e tipi (specifica, strutturale, funzionale), è argomento attuale nei programmi di monitoraggio a livello pan-europeo (Schaub *op. cit.*; Fischer *et al.* 2009; Granke *et al.* 2009).

1.7 I riferimenti della ricerca in Europa

Le parole chiave relative agli ecosistemi forestali sono “salute e vitalità”. Il mantenimento di questi due attributi rappresenta il secondo dei 6 criteri stabiliti dalle Conferenze Ministeriali sulla Protezione delle Foreste in Europa e l’indirizzo di politica forestale raccomandato per qualificare la loro gestione sostenibile. L’Agenda di Ricerca Strategica per il settore basato sulle foreste (SRA 2005), con obiettivi di sviluppo proiettati al 2030, pone all’obiettivo 4 “corrispondere alle domande multifunzionali sulle risorse forestali e alla loro gestione sostenibile”, strategie e pratiche selvicolturali capaci di confrontarsi con le incertezze, i rischi e le opportunità collegati a scenari ambientali differenti per rendere meno impattanti gli effetti del cambiamento. Il sistema di monitoraggio forestale europeo (EFMS 2006), richiamando il processo politico MCPFE e schemi diversi quali la Convenzione sulla biodiversità (CBD), la Determinazione delle risorse forestali (FRA-ECE/FAO), la Convenzione sull’inquinamento atmosferico di lungo raggio (CLRTAP) e il relativo programma ICP-Forests, la Convenzione sul cambiamento climatico (UNFCCC), il protocollo di Kyoto, dichiara la necessità di provvedere informazione scientifica sullo stato corrente e sui cambiamenti in atto sulle foreste a scala continentale, sui processi

ecologici e sulle relazioni causa-effetto. In questo contesto, la Commissione Europea ha considerato necessario produrre, già entro l'anno scorso (2010), rapporti sui seguenti punti:

-cambiamento climatico e foreste (impatto, adattamento, conseguenze, mitigazione, sostituzione);

-diversità biologica nelle foreste (stato generale, andamenti, effetti dei fattori antropogenici);

-ruolo delle foreste nella protezione del suolo, delle acque, degli insediamenti.

I contenuti del programma LIFE+ Forest (2007-2013) sono quindi dedicati a: cambiamento del clima, diversità biologica, incendi, stato e funzioni protettive delle foreste (suolo, acqua).

1.8 I modi e i contenuti di ricerca

I punti di attenzione riguardano scala di analisi, competenze specifiche, contenuti. La necessità di superare la ricerca applicata a livello di popolamento forestale per implementare un approccio trasversale alle diverse competenze alla scala di ecosistema e fino a quella di paesaggio (*landscape ecology and management*), è nelle conclusioni del progetto europeo EFERN (Andersson 2003). Il ruolo della gestione selvicolturale nel mantenere e implementare i caratteri positivi di diversità alle diverse scale e tipi attraverso pratiche colturali di natura adattativa, appare essenziale (Scarascia M. *et al.* 2000; Fabbio *et al.* 2003). Recentemente, si ribadisce come la natura integrativa inerente alle scienze forestali sia sempre più necessaria al processo di conoscenza della ricerca nella attuale fase di cambiamento (Innes 2008). La consapevolezza che una *governance* forestale efficace passi attraverso pratiche colturali attive, capaci di mediare e interpretare le diverse - spesso in apparente competizione - domande di beni e servizi ecosistemici è affermata ancora all'attualità (Tognetti e Cherubini 2009).

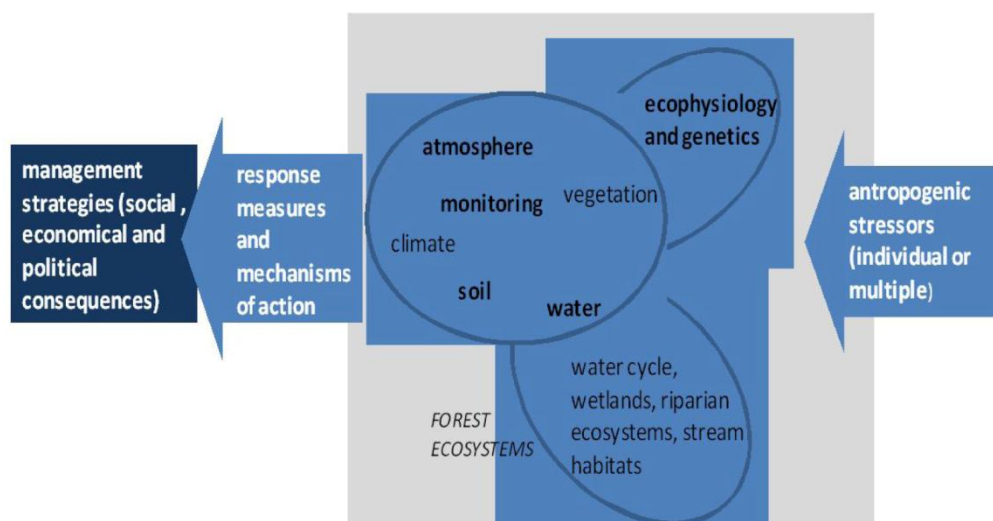


Figura 1.7 - Relazioni e flussi tra tematiche attive di ricerca e soluzioni coerenti di gestione (Serengil *et al.* 2010)

Il dinamismo in atto e le molte tipologie di bosco interessate al fenomeno, impongono di aggiornare i parametri di riferimento per comprendere stato corrente, entità e direzioni di cambiamento; analizzare i meccanismi di azione dei fattori guida e di quelli limitanti, le possibili

retroazioni che possono condizionare lo sviluppo futuro dei sistemi forestali. Questa condizione, resa più forte dai mutamenti nel clima e nella chimica atmosferica, rende necessario rideterminare le capacità di resistenza, resilienza, adattamento e mitigazione naturali. Il monitoraggio, la modellizzazione, la determinazione dei diversi fattori di *stress*, del loro effetto sulla fisiologia vegetale, sui cicli dei nutrienti e sulle relazioni idriche e, recentemente, elementi di tipo economico e sociale (Fig. 1.7) stanno ottenendo maggiore attenzione in parallelo alle esigenze di sviluppo della scienza dell'adattamento (Serengil *et al.* 2010).

Bibliografia citata

Amoriello T, Costantini A (2008). Status and changes in key meteorological variables at the CONECOFOR plots, 1996-2005. Annali Centro di Ricerca per la Selvicoltura: Special Issue on Ecological Condition of Selected Forest Ecosystems in Italy. Status and Changes 1995-2005. Arezzo 34: 73-84.

Andersson FO (2003). Pathways to the wise management of forests in Europe: trends in research for sustainability. Informatore Botanico Italiano 345 suppl. 1: 51-63.

Andersson FO, Feger KH, Huttel RF, Krauchi N, Mattsson L, Sallnas O, Sjöberg K (2000). Forest ecosystem research-Priorities for Europe. Forest Ecology and Management 132 (1): 111-119.

Andersson FO, Angelstam P, Feger KH, Hasenauer H, Krauchi N, Marell A, Matteucci G, Schneider U, Tabbush P (2005). A research strategy for sustainable forest management in Europe. Technical Report 5 Cost Action E25 149 p.

Anonymous (2003). Handbook of the Convention of Biological Diversity. 2nd edition. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Quebec, Canada.

Asshoff R, Zotz G, Körner C (2006). Growth and phenology of mature temperate forest trees in elevated CO₂. Global Change Biology 12: 848-861.

Augustin S (2009). Linking critical threshold for acidity to forest condition by using element contents in tree rings: consequences for the development of an integrated ecosystem assessment. iForest 2: 51-53.

Barbati A, Corona P, Garfi G, Marchetti M, Maggiore AM, Ronchieri I (2002). La gestione forestale nei SIC/ZPS della rete Natura 2000: chiavi d'interpretazione e orientamenti per l'applicazione della direttiva Habitat. Monti e Boschi 1: 4-13.

Birks HJB (1989). Holocene isochrone maps and patterns of tree spreading in the British Isles. Journal of Biogeography 16: 503-540.

Bytnerowicz A, Omasa K, Paoletti E (2007). Integrated effects of air pollution and climate change on forests. A northern hemisphere perspective. Environmental Pollution 147: 438-445.

Brewer S, Cheddadi R, De Beaulieu JL, Reille M (2002). The spread of deciduous *Quercus* throughout Europe since the last glacial period. Forest Ecology and Management 156: 27-48.

Bodin P, Wiman BLB (2007). The usefulness of stability concepts in forest management when coping with increasing climate uncertainties. Forest Ecology and Management 242: 541-552.

Bolte A, Ammer C, Lof M, Madsen P, Nabuurs GJ, Schall P, Spathelf P, Rock J (2009). Adaptive forest management in Central Europe: climate Change impacts, strategies and integrative concept. Scandinavian Journal of Forest Research 24: 471-480.

Cecchini G, Carnicelli S, Sanesi G (2008). Soil solution chemistry at one mountain beech (*Fagus sylvatica* L.) CONECOFOR plot, 1999 to 2005. *Annali Centro di Ricerca per la Selvicoltura: Special Issue on Ecological Condition of Selected Forest Ecosystems in Italy. Status and Changes 1995-2005.* Arezzo 34: 67-72.

Christensen NL, Bartuska AM, Brown JH, Carpenter S, D'Antonio C, Francis R, Franklin JF, Mac Mahon JA, Noss RF, Parsons DJ, Peterson CH, Turner MG, Woodmansee RG (1996). The report of the Ecological Society of American Committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Application* 6: 665-691.

Ciais P, Reichstein M, Viovy N, Granier A, Ogée J, Allard V, Aubinet M, Buchmann N, Bernhofer C, Carrara A, Chevallier F, De Noblet N, Friend AD, Friedlingstein P, Grunwald T, Heinesch B, Keronen P, Knohl A, Krinner G, Loustau D, Manca G, Matteucci G, Miglietta F, Ourcival JM, Papale D, Pilegaard K, Rambal S, Seufert G, Soussana JF, Sanz MJ, Schulze ED (2005). Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature* 437: 529-533.

De Angelis P, de Dato G, Spano D, Duce P, Sirca C, Asunis C, Pellizzaro G, Cesaraccio C, Sechi S, Scarascia Mugnozza G (2005). Una nuova area sperimentale di lungo termine, per lo studio degli effetti dell'incremento della temperatura e del periodo di aridità in formazioni di sclerofille mediterranee. *Forest@ 2* (1): 37-51.

De Schrijver A, Verheyen K, Mertens J, Staelens J, Wuyts K, Muys B (2008). Nitrogen saturation and net ecosystem production. *Nature* 451: E26.

Desprez-Loustau M, Robin C, Reynaud G, Déqué M, Badeau V, Piou D, Husson C, Marcais B (2007). Interactive effect of drought and pathogens in forest trees. *Annals of Forest Science* 63: 597-612.

De Vries W, Solberg S, Dobbertin M, Sterba H, Laubhahn D, Reinds GJ, Nabuurs GJ, Gundersen P, Sutton MA (2008). Ecologically implausible carbon response? *Nature* 451: E26-E28.

De Vries W, Solberg S, Dobbertin M, Sterba H, Laubhann B, van Oijen M, Evans C, Gundersen P, Kros J, Wamelink GWW, Reinds GJ, Sutton MA (2009). The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration by European forests and heatlands. *Forest Ecology and Management* 258: 1814-1823.

Ducci F (2009). Conservation of Mediterranean Forest Genetic Resources in the context of the Climate Change. Genetic Diversity a key issue for Mediterranean Forest adaptation to Climate Change. Working Group on "Forest Genetic Resources in the Mediterranean Region". *Fao Silva Mediterranea* Roma 10 p.

EFIMED (2009). A Mediterranean Forest Research Agenda - MFRA 2010-2020.

Executive Report 2009 The Condition of Forests in Europe <http://www.icp-forests.org>

Executive Report 2010 The Condition of Forests in Europe <http://www.icp-forests.org>

Executive Report 2011 The Condition of Forests in Europe <http://www.icp-forests.org>

Fabbio G, Bertini G (2008). Monitoraggio, gestione, selvicoltura. Atti III Congresso Nazionale di Selvicoltura, Taormina (ME) 16-19 ottobre 2008 :182-190.

Fabbio G, Merlo M, Tosi V (2003). Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe-the Mediterranean region. *Journal of Environmental Management* 67 (1): 67-76.

Fabbio G, Manetti MC, Bertini G (2006). Aspects of biological diversity in the CONECOFOR plots. II. Species richness and vascular plant diversity over the period 1999-2003. *Annali Istituto Sperimentale per la Selvicoltura: Special Issue on Aspects of Biodiversity in Selected Forest Ecosystems in Italy. Status and Changes 1996-2003.* Arezzo 30 suppl. 2: 17-28.

Farrell EP, Fuhrer E, Ryan D, Andersson F, Huttel R, Piussi P (2000). European forest ecosystems: building the future on the legacy of the past. *Forest Ecology and Management* 132 (1): 5-20.

Ferretti M Ed. (2000). Integrated & Combined evaluation of Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Italy. Concepts, methods and first results. *Annali Istituto Sperimentale per la Selvicoltura, Arezzo* 30 (1999) 156 p.

Ferretti M, Bussotti F, Fabbio G, Petriccione B Eds (2003). Ozone and forest ecosystems in Italy. *Annali Istituto Sperimentale per la Selvicoltura, Arezzo* 30 suppl. 1 (1999) 128 p.

Ferretti M, Petriccione B, Fabbio G, Bussotti F Eds (2006). Aspects of biodiversity in selected forest ecosystems in Italy. Status and Changes 1996-2003. *Annali Istituto Sperimentale Selvicoltura: Special Issue, Arezzo* 30 suppl. 2 112 p.

Ferretti M, Bussotti F, Fabbio G, Petriccione B (2008). Status and changes in key ecosystem attributes monitored at the CONECOFOR plots, 1995-2005 - Achievements, problems, perspectives. *Annali Centro di Ricerca per la Selvicoltura: Special Issue on Ecological Condition of Selected Forest Ecosystems in Italy. Status and Changes 1995-2005. Arezzo* 34: 115-120.

Fischer R, Granke O, Chirici G, Meyer P, Seidling W, Stofer S, Corona P, Marchetti M, Travaglini D (2009). Background, main results and conclusions from a test phase for biodiversity assessment on intensive forest monitoring plots in Europe. *iForest* 2: 67-74.

Fuhrer E (2000). Forest functions, ecosystem stability and management. *Forest Ecology and Management* 132 (1): 29-38.

Fuhrer J, Beninston M, Fischlin A, Frei C, Goyette S, Jasper K, Pfister C (2006). Climate risks and their impact on agriculture and forests in Switzerland. *Climatic Change* 79: 79-102.

Granke O, Kenter B, Kriebitzsch WU, Kohl M, Kohler R, Olschofsky K (2009). Biodiversity assessment in forests - from genetic diversity to landscape diversity. *iForest* 2:1-3.

Hansen J, Ruedy R, Sato M, Lo K (2006). GISS Surface Temperature Analysis. Global Temperatures Trends: 2005 Summation. NASA Goddard Institute for Space Studies and Columbia University Earth Institute NY USA.

Hemery GE (2007). Forest management and silvicultural responses to predicted climate change impacts on valuable broadleaved species. Short-Term Scientific Mission Report WG 1, Cost Action E42. Forestry Horizons, May 2007.

Huberty AF, Denno RF (2004). Plant water stress and its consequences for herbivorous insects: a new synthesis. *Ecology* 85: 1383-1398.

Hungate BA, Dukes JS, Shaw MR, Luo Y, Field CB (2003). Nitrogen and Climate Change. *Science* 302: 1512-1513.

IFN (1985). *Inventario Forestale Nazionale. Sintesi metodologica e risultati*. ISAFI Trento.

INFC (2005). *Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio*. MiPAAF - Isp. Gen. Corpo Forestale dello Stato, CRA-MPF Trento.
<http://www.sian.it/inventarioforestale/jsp/documentazione.jsp>

IPCC (2007). *Climate change 2007: the physical science basis*. Contribution working group I to the 4th assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge UK.

- Innes JL (2008). Forest sciences in the world of tomorrow. *iForest* 1: 140.
- Johannessen T (2009). Clean air policy under UNECE Convention on long-range transboundary air pollution: how are monitoring results “translated” to policy action. *iForest* 2: 49-50.
- Kahle HP, Karjalainen T, Schuck A Eds (2008). Causes and Consequences of Forest Growth Trends in Europe - Results of the RECOGNITION Project. Brill, Leiden, Boston, Koln.
- Kimmins H (1992). Balancing Act. Environmental Issues in Forestry. UBC Press Vancouver 244 p.
- Laubhann D, Sterba H, Reinds JG, de Vries W (2009). The impacts of atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: An individual tree growth model. *Forest Ecology and Management* 258 (8): 1751-1761.
- Leuzinger S, Zotz G, Roman A, Körner C (2005). Responses of deciduous forest trees to severe drought in Central Europe. *Tree Physiology* 25: 641-650.
- Lindner M, Maroschek M, Netherer S, Kremer A, Barbati A, Gonzalo JG, Seidl R, Delzon S, Corona P, Kolstrom M, Lexer ML, Marchetti M (2010). Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 259: 698-709.
- Lindroth A, Lagergren F, Grelle A, Klemetsson L, Langvall O, Weslien P, Tuulik J (2009). Storm can cause Europe-wide reduction in forest carbon sink. *Global Change Biology* 15: 346-355.
- Lobell DB (2008). Estimation of the carbon dioxide (CO₂) fertilization effect using growth rate anomalies of CO₂ and crop yields since 1961. *Global Change Biology* 14 (81): 39-45.
- Lorenz M, Granke O (2009). Deposition measurements and critical loads calculations: monitoring data, results and perspectives. *iForest* 2: 11-14.
- Loustau D, Bosc A, Colin A, Ogée J, Davi H, François C, Dufrene E, Déqué M, Cloppet E, Arrouays D, Le Bas C, Saby N, Pignard G, Hamza N, Granier A, Brèda N, Ciais P, Viovy N, Delage F (2005). Modeling climate change effects on the potential production of French plains forests at the sub-regional level. *Tree Physiology* 25: 813-823.
- Lundin L (2009). Hydrology, element budget, acidification, nutrient N in a climate change perspective for the northern forest region. *iForest* 2: 23-25.
- Maciver DC, Dallmeier F (2000). Adaptation to climate change and variability: adaptive management. *Environmental Monitoring and Assessment* 61: 1-8.
- Magnani F, Mencuccini M, Borghetti M, Berbigier P, Berninger F, Delzon S, Grelle A, Hari P, Jarvis PG, Kolari P, Kowalski AS, Lankreijer H, Law BE, Lindroth A, Loustau D, Manca G, Moncrieff JB, Rayemnt M, Tedeschi V, Valentini R, Grace J (2007). The human footprint in the carbon cycle of temperate and boreal forests. *Nature* 447: 848-850.
- Maracchi G (2005). Impact of present and future climate variability on agriculture and forestry in temperate regions: Europe. *Climatic Change* 70 (1/2): 117-135.
- Margalef R (1982). Sono stabili i sistemi naturali? *Economia Montana* 3: 17-19.
- Mc Lain R, Lee R (1996). Adaptive Management: promises and pitfalls. *Environmental Management* 20 (4): 437-448.
- Mc Mahon SM, Parker GG, Miller DR (2010). Evidence for a recent increase in forest growth. *Proceedings National Academy of Sciences USA (PNAS)* 107 (8): 3611-3615.

Mc Laughlin SB, Wullschleger SD, Sun G, Nosal M (2007). Interactive effects of ozone and climate on water use, soil moisture content and streamflow in a southern Appalachian forest in the USA. *New Phytologist* 174: 125-136.

MCPFE 2007, UNECE and FAO (2007). State of Europe's Forests 2007. The MCPFE Report on Sustainable Forest Management in Europe.

MCPFE 2011, UNECE and FAO (2011) State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe.

Merlo M, Rojas Briales E (2000). Public goods and externalities linked to Mediterranean forests: economic nature and policy: *Land Use Policy* 17: 197-208.

Moriondo M, Good P, Durao R, Bindi M, Giannakopoulos C, Corte-Real J (2006). Potential impact of climate change on fire risk in the Mediterranean area. *Climate Research* 31: 85-95.

Nitschke CR, Innes JL (2008). A tree and climate assessment tool for modelling ecosystem response to climate change. *Ecological Modelling* 210 (3): 263-277.

Paoletti E (2007a). Impatto di inquinamento atmosferico e cambiamento climatico sugli ecosistemi forestali: le attività Res. Group IUFRO 7.01 . *Forest@* 4 (4): 451-459.

Paoletti E (2007b). L'ozono ed i suoi effetti sulle foreste mediterranee. *Forest@* 4 (4): 478-487.

Paoletti E (2011). Impatto dell'inquinamento atmosferico e del cambiamento climatico sugli ecosistemi forestali. Simposio AISF, 27 settembre Firenze.

Piussi P, Farrell EP (2000). Interactions between society and forest ecosystems: challenges for the near future. *Forest Ecology and Management* 132 (1): 21-28.

Pompei E, Scarascia-Mugnozza G (2009). L'inventario nazionale delle foreste e dei serbatoi forestali di carbonio e le variazioni di superficie forestale nel tempo. Atti III Congresso Nazionale di Selvicoltura, Taormina (ME), 16-19 ottobre 2008: 536-540.

Pregitzer KS, Burton AJ, Zak DR, Talhelm AF (2008). Simulated chronic nitrogen deposition increases carbon storage in Northern temperate forests. *Global Change Biology* 14 (1): 142-153.

Pretzsch H (1992). Zunehmende Unstimmigkeit Zwischen erwartetem und wirklichem Wachstum unserer Wald Bestände. *Forst-wiss Centralbl.* 111: 366-382.

Rennenberg H, Loreto F, Polle A, Brilli F, Fares S, Beniwal RS, Gessler A (2006). Physiological responses of forest trees to heat and drought. *Plant Biology* 8: 556-571.

Requardt A, Schuck A, Kohl M (2009). Means of combating forest dieback- EU support for maintaining forest health and vitality. *iForest* 2: 38-42.

Ringold PL, Alegria J, Czaplewski RL, Mulder BS, Tolle T, Burnett K (1996). Adaptive monitoring design for ecosystem management. *Ecological Applications* 6 (3): 745-747.

Rouault G, Candau JN, Lieutier F, Nageleisen LM, Martin JC, Warzee N (2006). Effects of drought and heat on forest insect populations in relation to 2003 drought in Western Europe. *Annals of Forest Science* 63: 611-622.

Scarascia-Mugnozza G, Matteucci G, Magnani F, Borghetti M (2000). Expert Assessments of Likely Impacts of Climate Change on Forests and Forestry in Europe - Part II: Country Reports: Italy, Malta,

- Greece and Albania. S Kellomäki, T Karjalainen, F Mohren e T Lapveteläinen Eds. EFI Proceedings 34: 81-86.
- Scarascia-Mugnozza G, Oswald H, Piussi P, Radoglou K (2000). Forests of the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs. *Forest Ecology and Management* 132: 97-109.
- Schaub M (2009). Future monitoring and research needs for forest ecosystems in a changing environment: an introduction. *iForest* 2: 54-55.
- Schopfer W, Hradetzky J, Kublin E (1997). Wachstumsvergleiche von Fichte und Tanne in Baden-Württemberg. *Forst-Holz* 52: 443-448.
- Serengil Y, Augustaitis A, Bytnerowicz A, Grulke N, Kozovitz AR, Matyssek R, Muller-Starck G, Schaub M, Wieser G, Coskun AA, Paoletti E (2011). Adaptation of forest ecosystems to air pollution and climate change: a global assessment on research priorities. *iForest* 4: 44-48.
- SITE (2006). Foreste e Cambiamenti Climatici. XVI Congresso Società Italiana di Ecologia, Viterbo 19-22 settembre 2006.
- Solberg S, Dobbertin M, Jan Reinds G, Lange H, Andreassen K, Garcia Fernandez P, Hildingsson A, de Vries W (2009). Analyses of the impact of changes in atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: a stand growth approach. *Forest Ecology and Management* 258 (8): 1735-1750.
- Spelsberg G, Teske H, Graner M, Suntrup U (1995). Hohes Zuwachsniveau der Fichte in Nordrhein-Westfalen. *AFZ* 50: 1097-1098.
- Spiecker H (1990). Growth variation and environmental stresses - long-term observations on permanent research plots in south-western Germany. *Water, Air and Soil Pollution* 54: 247-256.
- Spiecker H (1995). Growth dynamics in a changing environment-long-term observations. *Plant and Soil* 169: 555-561.
- Spiecker H, Mielikainen K, Kohl M, Skovsgaard JP (1996). Growth trends in European forests. European Forest Institute, Springer Verlag Berlin and Heidelberg 372 p.
- Tognetti R, Cherubini P (2009). Change is in the air: future challenges for applied forest research. *iForest* 2: 56-58.
- Valentini R, Matteucci G, Dolman AJ, Schulze ED, Rebmann C, Moors EJ, Granier A, Gross P, Jensen NO, Pilegaard K, Lindroth A, Grelle A, Bernhofer C, Grunwald T, Aubinet M, Ceulemans R, Kowalski AS, Vesela T, Rannik U, Berbigier P, Loustau D, Guomundsson J, Thorgeirsson H, Ibrom A, Morgenstern K, Clement R, Moncrieff J, Montagnani L, Minerbi S, Jarvis PG (2000). Respiration as the main determinant of carbon balance in European forests. *Nature* 404: 861-865.
- Van der Werf GW, Sass-Klaassen Ute GW, Mohren GMJ (2007). The impact of the 2003 summer drought on intra-annual growth pattern of beech (*Fagus Sylvatica* L.) and oak (*Quercus robur* L.) on a dry site in the Netherlands. *Dendrochronologia* 25:103-112.
- Vendramin G (2011). Foresta riserva di biodiversità delle piante. Simposio AISF, 27 settembre 2011, Firenze.
- Volney WJA, Fleming RA (2000). Climate change and impacts of boreal forest insects. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 82: 283-294.
- Yang YC (2003). From multiple-use management to ecosystem management in forestry. *Informatore Botanico Italiano* 35 suppl. 1: 59-63.

Walters C (1986). Adaptive management of renewable resources. Mac Millan New York.

Wullschleger SD, Tschaplinski TJ, Norby RJ (2002). Plant water relations at elevated CO₂ - Implications for water-limited environments. *Plant, Cell and Environment* 25: 319-331.

2. Il monitoraggio ambientale

2.1 Utilità e attualità del monitoraggio ambientale

Un'ampia trattazione del tema "monitoraggio ambientale" è proposta da Ferretti (2001). L'efficacia dei programmi di monitoraggio di lungo termine e a grande scala su aree permanenti nell'evidenziare cambiamenti ambientali è documentata in letteratura fino dall'inizio degli anni '90. La rete di misure può essere utilizzata per (i) realizzare stime affidabili dei valori iniziali per variabili e indicatori ambientali significativi; (ii) riconoscere segnali precoci di cambiamento di lungo termine nelle variabili; (iii) sviluppare modelli predittivi per la gestione ambientale e l'utilizzo delle risorse naturali. Approcci di monitoraggio integrato di lungo periodo sono di particolare interesse per molte ragioni. Quando il riconoscimento di una tendenza è il punto centrale come nel caso del cambiamento climatico, una prospettiva di lungo termine è importante dato che molti processi ecologici operano a una scala temporale più ampia di quella utilizzata dalla ricerca tradizionale in campo ecologico. Il lungo periodo ha significati differenti secondo la risorsa e il fenomeno indagato e può essere definito come la scala temporale utile a distinguere segnali di cambiamento da variazioni accidentali ("rumore di fondo"). Il beneficio maggiore della prospettiva di lungo termine (20 anni o superiore) è quello di consentire una migliore interpretazione dei dati (Innes 1998), soprattutto quando vi sono alte probabilità di fluttuazioni e di cambiamenti di breve periodo come nel caso di molti tipi di ecosistema (Ferretti *et al.* 1999). Inoltre, fenomeni transitori, eventi rari, processi elusivi, possono essere non riconosciuti. Gli andamenti della risposta di ecosistemi ad agenti di *stress* possono essere di tipo ciclico, direzionale episodico, o catastrofico (Heal 1991). Secondo la natura del fattore e l'indicatore considerato, la risposta al disturbo esterno può essere dilazionata (es. lento tempo di *turnover*) o avvenire attraverso un serie di eventi correlati di breve periodo e i risultati finali divenire evidenti soltanto dopo molti anni, quindi nel lungo termine. La definizione di monitoraggio integrato riportata da Ferretti è "la misura sistematica, coerente e simultanea di variabili di tipo fisico, chimico, biologico e socio-economico di comparti diversi dell'ecosistema nel tempo e in siti specificati". Gli attributi sociali sono incorporati nella definizione dato che essi possono essere sia fattori di determinazione dei cambiamenti che altrettanto importanti variabili di impatto.

L'approccio di monitoraggio integrato si riconosce logicamente nello schema DPSIR (*drivers, pressures, state, impact, response*) utilizzato nel *reporting* EEA dal 1999 e sviluppato dal precedente modello (*pressures, state, response*) dell'OECD.

L'accoppiamento monitoraggio - modellizzazione rende possibile la predizione degli eventi a venire e di valutare il successo delle strategie di risposta (Dobbertin e de Vries 2008).

The Driver-Pressure-State-Impact-Response (DPSIR) framework

Research Activity 3: Impacts of the main natural and anthropogenic drivers and pressures on biodiversity

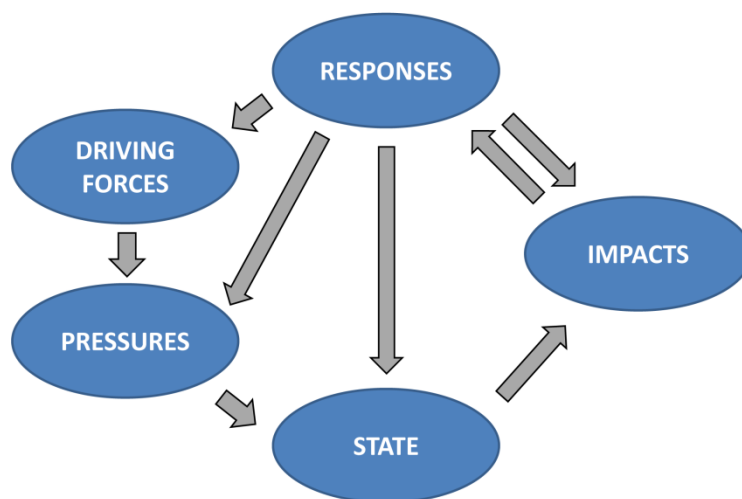
Drivers: Natural drivers are the forces that determine biodiversity under natural dynamics with minimal human influence. Understanding how such drivers affect natural variation in biodiversity structure and function is an essential element in developing general understanding of biodiversity and in distinguishing human effects from natural variation. Socio-economic drivers are the demographic, economic and cultural/technological forces of human society which create various anthropogenic environmental pressures, which again affect biodiversity, is obviously of key importance for appropriate understanding and management of biodiversity change.

Pressures refer to the various anthropogenic environmental pressures resulting from different socio-economic activities of human society. Such pressures may be divided into the following main categories: climate changes, pollution, land use change, harvesting and persecution of species, introductions of alien species or genotypes.

States of biodiversity refer here to the conditions and levels of various components of biodiversity, such as population levels of species, distribution and condition of ecosystems.

Impacts on biodiversity refer to the effects of environmental pressures on the viability of species and functioning of ecosystems, i.e. the ability of biodiversity to persist over the long term and to provide humans with ecological goods and services.

Responses refer to the whole battery of institutional, legal, economic and informational policies, instruments and activities available to human society to meet the policy objectives for maintenance and management of biodiversity. Policy objectives may be considered as a separate component in this system, as these will determine our motivation for maintaining biodiversity and how we direct our responses to manage it. Policy objectives will in general be influenced by public attitudes, expert knowledge and priorities within competing policy areas.



Gli indicatori, che rappresentano le componenti ambientali, sono connessi da una relazione logica circolare di causalità secondo cui le pressioni dell'ambiente modificano lo stato dello stesso che, a sua volta, influenza la risposta da mettere in atto per raggiungere lo standard desiderato

Alter-Net, proposal No. 505298

2.2 Tipi e obiettivi del monitoraggio

Esistono molte definizioni di monitoraggio e il termine è stato applicato a una varietà di attività di raccolta di dati ambientali. Gli studi di monitoraggio sono definiti come “osservazioni sistematiche di parametri in relazione a uno specifico problema, disegnati per acquisire informazione sulle caratteristiche dello stesso e sui suoi cambiamenti nel tempo” (Spellerberg 1994), come un “processo mirato a determinare se un cambiamento si è verificato, stabilire la sua direzione e misurare la sua portata” (Ferris-Kaan e Patterson 1992), “tracciare un particolare organismo o sistema ambientale attraverso il tempo, osservandone stato e variazione in risposta a uno stimolo ben definito” (Stevens 1994). Più recentemente Elzinga e altri (2001), ribadiscono il ruolo del monitoraggio come elemento funzionale entro la “gestione adattativa” delle risorse naturali. Essi definiscono monitoraggio “la collezione e analisi di osservazioni ripetute o di misure per valutare cambiamenti di stato e l’avanzamento verso un obiettivo di gestione”. Di

conseguenza “il monitoraggio è effettuato soltanto se esistono le opportunità per un cambiamento dei criteri di gestione”. In questo contesto, il monitoraggio è strettamente collegato alla gestione delle risorse e concettualmente distinto da altre attività di tipo inventariale, di controllo, di misura del cambiamento, da studi di stato iniziale e di lungo periodo. Sebbene tutte queste definizioni siano diverse, tutte enfatizzano la dimensione temporale del bio-monitoraggio, la differenza tra un rilievo condotto ad un dato tempo (*fotografia*, Wittig 1993) e una serie di rilievi nel tempo (*film*, Wittig *op. cit.*). Il disegno del monitoraggio (Fig. 2.1) dovrebbe quindi assicurare solidità e coerenza temporale dei dati e consentire di separare le fluttuazioni casuali (i *rumori*) da reali andamenti direzionali (i *segnali*). Implicita a queste definizioni è anche la natura sistematica e organizzata degli studi di monitoraggio che sono fatti usualmente di molti passaggi, la maggior parte dei quali soggetti a errore (Wagner 1995).

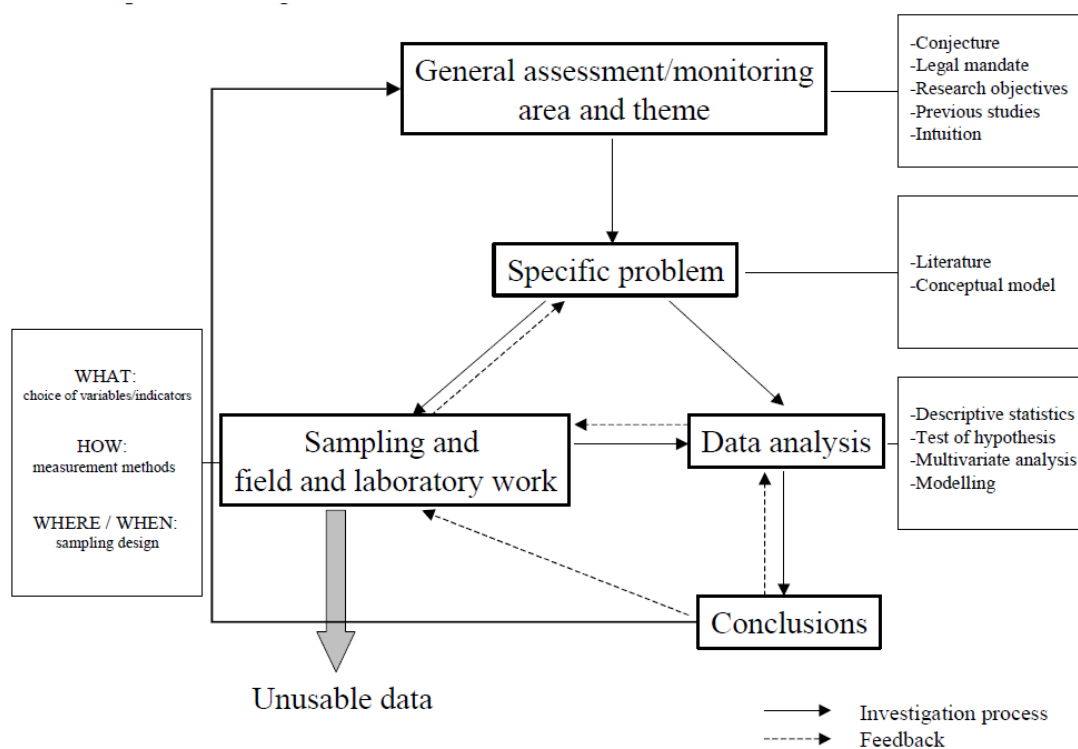


Figura 2.1 - Relazioni tra fasi di un programma di valutazione e monitoraggio (Ferretti 2001)

Bibliografia citata

ALTER-Net (2003). Europe's biodiversity research network. <http://www.alter-net.info/>

Dobbertin M, de Vries W (2008). Interactions between climate change and forest ecosystems. In R Fischer (Ed.) Forest Ecosystems in a Changing Environment: identifying future monitoring under research needs. Report COST workshop, Istanbul Turkey.

Elzinga CL, Salzer DW, Willoughby JW, Gibbs JP (2001). Monitoring plant and animal population. Blackwell Science, Malden Massachusetts USA 337 p.

Ferretti M (2001). Ecosystem monitoring. From the integration between measurements to the integration between networks. Atti XXXVIII Corso di Cultura in Ecologia a cura di Anfodillo T e Carraro V: 3-54.

Ferretti M, Bussotti F, Cenni E, Cozzi A (1999). Implementation of Quality Assurance procedures in the Italian programs of forest condition monitoring. *Water Air Soil pollution* 116: 371-376.

Ferris-Kaan R, Patterson G (1992). Monitoring vegetation changes in conservation management of forests. *Forestry Commission Bulletin* 108, HMSO London 30 p.

Heal OW (1991). The role of study sites in Long-term Ecological Research. An International Perspective. John Wiley & Sons.

Innes JL (1998). Forest Health Surveys - A Critique. *Environmental Pollution* 54: 1-15.

Spellerberg IF (1994). Monitoring ecological change. Cambridge University Press 334 p.

Stevens D (1994). Implementation of a national monitoring program. *Journal of Environmental Management* 42: 1-29.

Wagner G (1995). Basic approaches and methods for quality assurance and quality control in sample collection and storage for environmental monitoring. *The Science of Total Environment* 176: 63-71.

Wittig R (1993). General aspects of biomonitoring heavy metals by plants. Plants as biomonitors. B. Markert Ed. VCH, Weinheim 3-27.

3. La gestione adattativa

3.1 Principi, metodi e strumenti

Il *Panel* intergovernativo IPCC su cambiamento e variabilità climatica (Costa Rica 1998), ha posto all'attenzione la "teoria dell'adattamento" e la "gestione adattativa". Se l'occasione è stata creata dalle evidenze di mutamento del clima, la teoria e la prassi adattativa bene si applicano anche al contesto corrente di cambiamento della gestione a seguito dello sviluppo di funzioni emergenti accanto a quelle tradizionali. Elemento importante nel nuovo processo è l'incorporazione delle conoscenze locali e di tradizione dei luoghi. In modo implicito, un certo grado di "adattatività" è infatti parte di qualsiasi esperienza di gestione delle risorse rinnovabili e inerente la pratica di utilizzo delle stesse per fini spesso multipli o complementari nel territorio (Fabbio *et al.* 2003). Strumenti del processo sono il monitoraggio e la comparazione di esperimenti adattativi, l'analisi dello stato iniziale (*baseline*), lo scambio diffuso di informazione sulle conoscenze acquisite, lo sviluppo di indicatori di attenzione precoci.

La definizione scientifica di "gestione adattativa" aderisce al significato dato da Holling (1978) e Walters (1986), che Halbert (1993) sintetizza come l'applicazione di "sperimentazione per la progettazione e realizzazione di politiche di gestione ambientale delle risorse naturali". La gestione adattativa a livello di ecosistema deve strutturare un processo in cui, iterativamente, il monitoraggio migliora lo stato delle conoscenze e aiuta a perfezionare i piani di gestione. Nei casi di modelli ecologici complessi, di processi di area vasta e intervalli temporali lunghi, l'approccio adattativo dovrebbe essere applicato non soltanto alla gestione dell'ecosistema, ma anche al disegno del programma di monitoraggio, anch'esso da considerare come adattativo (Ringold *et al.* 1996).

Le interazioni complesse che si stabiliscono a livello territoriale vasto, coinvolgono sia processi biofisici che sociali. L'incertezza creata da interazioni complesse in sistemi di relazione ampi e da condizioni di cambiamento, limita l'utilità di analisi associate ai normali *test* di ipotesi; ciò suggerisce il sistematico ed esplicito utilizzo di un processo iterativo di *test* di ipotesi formulate *ad hoc* (Mc Lain e Lee 1996).

L'assunto centrale, secondo cui la gestione coinvolge ricercatori, gestori, e responsabili politico-amministrativi di settore in un processo continuo di apprendimento non separabile in funzioni di "ricerca" e "attività regolatorie correnti", impone che si identifichino e delimitino i problemi di gestione in termini quantificabili (Holling *op. cit.*; Walters *op. cit.*). Il gruppo interdisciplinare sviluppa un modello di simulazione delle relazioni chiave tra le componenti del sistema che deve essere gestito. Il modello è utilizzato per testare un campo di ipotesi e identificare le opzioni più indicate ad acquisire gli obiettivi di gestione. Selezionate e realizzate le opzioni, un sistema di monitoraggio e valutazione è operativo e in grado di determinare come il risultato corrente

realizza quello atteso. La teoria afferma che l'utilizzo di un processo esplicito iterativo di *test* delle ipotesi combinato a un processo di monitoraggio e valutazione consente ai gestori di accumulare conoscenza sul sistema più rapidamente (Holling *op. cit.*; Walters *op. cit.*). Il flusso di informazione è facilitato e l'uso di gruppi interdisciplinari crea esperienza e apprendimento condiviso attraverso la partecipazione dei ricercatori, gestori, e responsabili politico-amministrativi di settore allo sviluppo del processo di *test* delle ipotesi. La chiave dell'azione collettiva è nella creazione di una *willing conformity*. Questa si realizza quando i diversi portatori di interesse internalizzano norme e valori comuni e in base a questi sviluppano la loro azione anche a scapito del proprio singolo interesse, senza necessità di coercizione. Ciò è possibile quando non si cerchi di raggiungere il consenso su tutti i valori ed i significati possibili, ma si creino alcuni valori e significati condivisi attraverso processi di mutuo riconoscimento della legittimità degli interessi comuni (Mc Lain e Lee *op. cit.*). Il processo di partecipazione è ripreso da Huttel e Schneider 1997 (in Farrell *et al.* 2000) come “the transfer concept”.

La risposta di adattamento dei sistemi forestali alla variazione gestionale e ambientale può essere autonoma o pianificata. La risposta autonoma ha luogo senza intervento e senza una decisione informata; la risposta pianificata richiede azioni strategiche, basate sulla consapevolezza del cambiamento e sul fatto che un'azione è necessaria per rispondere a questo (Maciver e Dallmeier 2000).

L'adattamento può essere sia *reattivo* che *proattivo*, secondo i tempi, l'obiettivo e la ragione della sua realizzazione. L'adattamento reattivo ha luogo dopo che l'impatto del cambiamento è avvenuto, mentre quello proattivo prima che questo sia evidente. L'adattamento autonomo, sia nei sistemi naturali che in quelli umani, è per definizione reattivo; mentre quello pianificato può essere sia reattivo che proattivo. Nonostante le correnti incertezze, una scelta di opzioni adattative può aumentare la flessibilità e adattabilità di sistemi vulnerabili e invertire la tendenza all'aumento di vulnerabilità (Maciver e Dallmeier *op. cit.*).

Sono riportate di seguito alcune definizioni originali di termini ricorrenti, molte delle quali riferite al disturbo climatico.

Adaptation: adjustment in natural or human systems in response to actual or expected climatic stimuli or their effects, which moderates harm (i.e. reduces vulnerability) or exploits beneficial opportunities. Various types of adaptation can be distinguished, including anticipatory and reactive adaptation, private and public adaptation, and autonomous and planned adaptation [...].

Fussel e Klein 2006

Autonomous/spontaneous A.: intrinsic to the system under consideration; no conscious response to climate stimuli.

Planned A.: result of a deliberate policy/management decision.

Anticipatory/Proactive A.: takes place before impacts are observed.

Reactive A.: takes place after impacts have occurred.

IPCC 2007

Adaptation: process by which strategies to moderate, cope with and take advantage of the consequences of climatic events are enhanced, developed, and implemented.

Levina e Tirpak 2006, CLIMSAVE Project 2010

Different types of adaptation can be distinguished:

based on intent: autonomous (scale dependent definition) or planned adaptation;
based on timing (relative to climate impact): reactive, concurrent or anticipatory adaptation;
based on temporal scope: short-term or long-term adaptation;
based on spatial scope: localized or widespread adaptation.

Lemmen *et al.* 2008, CLIMSAVE Project 2010

Adaptation to climatic change: can be reactive or pro-active. Reactive adaptation to climate change is a process of gradual coping. Pro-active adaptation involves planned action aimed at preparing for climate change and its possible adverse impacts, in attempt to minimize those.

Abramoviz *et al.* 2002, CLIMSAVE Project 2010

Adaptation to climate change: refers to adjustments in ecological, social, and economic systems in response to the effects of changes in climate.

Spittlehouse e Stewart 2003

Adaptation strategies: actions that help forested ecosystems accommodate changes.

Millar *et al.* 2007

Adaptive capacity: ability of a system to adjust to climate change (including climate variability and extremes) to moderate potential damages, to take advantage of opportunities, or to cope with the consequences.

Fussel e Klein 2006; IPCC 2007; CLIMSAVE Project 2010

Adaptive capacity: can only diminish future vulnerability. Adaptive capacity has no direct implications for current vulnerability.

Brooks 2003, CLIMSAVE Project 2010

Inherent adaptive capacity: summarizes the evolutionary mechanisms and processes that permit tree species to adjust to new environmental conditions.

Lindner *et al.* 2010

Climate change: statistically significant variation in either the mean state of climate or in its variability, persisting for an extended period, typically decades or longer.

Fussel e Klein 2006

Climate variability: variation in the mean state and other statistics (such as standard deviation, the occurrence of extremes, *etc.*) of climate on all temporal and spatial scales beyond that of individual weather events. Variability may be due to natural internal processes within the climate system (internal variability), or to variations in natural or anthropogenic external forcing (external variability).

Fussel e Klein 2006

Climatic change adaptation strategies: can be viewed as a risk management component of sustainable forest management plans.

Spittlehouse e Stewart 2003

Coping: defined as the manner in which people and organization use existing resources to achieve various beneficial ends during unusual, abnormal, and adverse conditions of a disaster event or process.

Levina eTirpak 2006, CLIMSAVE Project 2010

Coping capacity: can be increased with adaptation measures while adaptive capacity already includes coping capacity plus possible adaptation measures and cannot be increased beyond a certain point.

Levina e Tirpak 2006, CLIMSAVE Project 2010

Driver: any natural or human-induced factor that directly or indirectly causes a change in an ecosystem.

MEA 2003, CLIMSAVE Project 2010

Enhancement of adaptive capacity: represents a practical means of coping with changes and uncertainties in climate, including variability and extremes. In this way, enhancement of adaptive capacity reduce (future) vulnerabilities and promotes sustainable development.

Smit and Pilifosova 2001, CLIMSAVE Project 2010

Exposure: nature and degree to which a system is exposed to significant climatic variations.	Fussler e Klein 2006
Exposure: specifies the projected change of climate that is affecting the system.	Lindner <i>et al.</i> 2010
Exposure: degree, duration, and/or extent in which the system is in contact with, or subject to the perturbation.	Gallopini 2006, CLIMSAVE Project 2010
Impact: consequence of climate change on natural and human systems. Depending on the consideration of adaptation, one can distinguish between potential and residual impacts.	Fussler e Klein 2006
Impact: consequence of climate change that is likely to affect forest goods and services and forestry activities, as a function exposure and sensitivity to changes.	Lindner <i>et al.</i> 2010
Impact factors: climatic, physical and biological variables that are influenced by climate change and cause the impacts in the system.	Lindner <i>et al.</i> 2010
Mitigation: anthropogenic intervention to reduce the sources or enhance the sinks of greenhouse gases.	Fussler e Klein 2006
Mitigation strategy: action that reduce the causes of stress, such as reducing anthropogenic climate change by sequestering CO ₂ and reducing greenhouse gases.	Millar <i>et al.</i> 2007
Opportunity: the potential beneficial outcome of a particular impact.	Lindner <i>et al.</i> 2010
Pressure: induces environmental change (Impact). Usually these changes are unwanted and seen as negative (damage and degradation, etc.). According to EEA, pressures are “developments in release of substances (emissions), physical and biological agents, the use of resources and the use of land by human activities”.	Gabrielsen e Bosch 2003, Maxim <i>et al.</i> 2009, CLIMSAVE Project 2010
Resilience: measure of how fast a system returns to its equilibrium after a perturbation.	Fuhrer 2000
Resilience: defines two specific system attributes: the amount of disturbance a system can absorb and still remain within the same state or domain of attraction; the degree to which the system is capable of self-organization.	Klein <i>et al.</i> 2004, CLIMSAVE Project 2010
Resilience: the term refers to three conditions that enable social or ecological systems to bounce back after a shock. The conditions are: ability to self-organize, ability to buffer disturbance and capacity for learning and adapting.	Tompkins <i>et al.</i> 2005, CLIMSAVE Project 2010
Response: faced with a change in ecosystem services, the humans in the exposure unit can adapt by improving their coping capacity in order to be more resilient to the pressures, or they can mitigate by reducing the pressures and/or drivers of change.	CLIMSAVE Project 2010
Resistance: tendency to remain unchanged by a disturbance.	Fuhrer 2000
Risk: potential, adverse outcome of a particular impact.	Lindner <i>et al.</i> 2010
Sensitivity: degree to which a system is affected, either adversely or beneficially, by climate-related stimuli [...]. The effect may be direct [...] or indirect [...].	Fussler e Klein 2006
SFM: “Stewardship and use of forests and lands in a way, and at a rate, that maintains their biodiversity, productivity, regeneration capacity, vitality and their potential to fulfil, now and in the future, relevant ecological,	

economic and social functions at local, national and global levels, and that does not cause damage to other ecosystems”.

MCPFE 2000, ENFORS Technical Report 5, 2005

Stability: tendency of a system to return to its equilibrium values after a disturbance.

Fuhrer 2000

Vulnerability: degree to which a system is susceptible to, or unable to cope with, adverse effects of climate change, including climate variability and extremes. Vulnerability is a function of character, magnitude, and rate of climate variation to which a system is exposed, its sensitivity, and its adaptive capacity.

Fussler e Klein 2006; IPCC 2007

Vulnerability: can be defined as the degree to which a system is susceptible to be affected by adverse effects of climate change. The vulnerability of a given system is a function of the climate variation to which the system is exposed (exposure), its sensitivity (together resulting in impacts on goods and services) and its adaptive capacity.

Lindner *et al.* 2010

Vulnerability: degree to which individuals, groups and systems on different geographic levels and locations are able to cope with and adapt to climate change, variability and extremes.

Kolstrom *et al.* 2011

Vulnerability: sensitivity to impacts minus adaptive capacity.

Keskitalo, ECHOES Training School Vienna 2011

Vulnerability: degree to which an ecosystem service is sensitive to global change plus the degree to which the sector that relies on this service is unable to adapt to the changes.

ATEAM project 2004

Vulnerability: dynamic characteristic, a function of the constant evolution of a complex of interactive processes.

Adger *et al.* 2005, CLIMSAVE Project 2010

3.2 Strategie generali

L'applicazione di un processo di “gestione adattativa” al quadro di riferimento reale della gestione forestale implica, a livello territoriale e per le tipologie rappresentate, la determinazione della condizione corrente (*baseline*), sia dove sono attuate forme di selvicoltura, sia dove il bosco è - da un tempo più o meno lungo - in fase di post-coltivazione. Ciò, per verificare (i) il risultato delle pratiche di coltivazione e (ii) la capacità di resistenza e/o resilienza naturale e adattamento reattivo dei comparti soprassuolo-comunità biotiche-suolo.

La possibile ipotesi di lavoro si basa quindi (i) su ricerche di tipo multidisciplinare condivise negli obiettivi e nei metodi dai diversi portatori di interesse; (ii) su un'azione di *networking* delle informazioni scientifiche disponibili da reti di monitoraggio esistenti e casi di studio di dinamiche di lungo periodo. Probabili risposte biologiche ai cambiamenti in corso sono evidenziabili nei dati correnti, ma la disponibilità di cronologie pregresse e meno “disturbate” appare essenziale al confronto con lo stato attuale; (iii) sul disegno, realizzazione, monitoraggio e valutazione di esperimenti comparativi per realizzare strategie gestionali proattive.

Nei casi in cui la fase di post-coltivazione continui di fatto ad essere la condizione prevalente, la sperimentazione dovrà essere basata su soluzioni colturali mirate a prevedere e risolvere fasi critiche e mantenere la funzionalità di complesso dei sistemi; dove viceversa la gestione colturale

è tuttora in atto la innovazione deriverà dalla ottimizzazione delle pratiche di selvicoltura, in funzione degli obiettivi attesi.

Bibliografia citata

ATEAM Project (2004). Advanced Terrestrial Ecosystem Analysis and Modelling. Tyndall Centre for Climate Change Research. Working Paper 55: A comprehensive set of high-resolution grids of monthly climate for Europe and the globe: the observed record (1901–2000) and 16 scenarios (2001–2100).

CLIMSAVE Project (2010). Climate Change Integrated Assessment Methodology for Cross-Sectoral Adaptation and Vulnerability in Europe. D5.1 Report on development of the conceptual framework for the vulnerability assessment.

ENFORS (2005). Technical Report 5: A research strategy for sustainable forest management in Europe. 149 p.

Fabbio G, Merlo M, Tosi V (2003). Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe - the Mediterranean region. *Journal of Environmental Management* 67: 67-76.

Farrell EP, Führer E, Ryan D, Andersson F, Huttel R, Piussi P (2000). European forest ecosystems: building the future on the legacy of the past. *Forest Ecology and Management* 132 (1): 5-20.

Führer E (2000). Forest functions, ecosystem stability and management. *Forest Ecology and Management* 132 (1): 29-38.

Füssel HM, Klein RJT (2006). Climate vulnerability assessments: an evolution of conceptual thinking. *Climatic Change* 75:301-329.

Halbert CL (1993). How adaptive is adaptive management? Implementing adaptive management in Washington State and British Columbia. *Reviews in Fisheries Science* 1: 261-283.

Holling CS (1978). Adaptive environmental assessment and management. John Wiley & Sons New York.

IPCC (2007). Climate change 2007: the physical science basis. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge UK.

Keskitalo C (2011). ECHOES Summer School on Adaptation to Climate Change in Forest Management, Vienna 11-16 September 2011.

Kolström M, Lindner M, Vilén T, Maroschek M, Seidl R, Lexer MJ, Netherer S, Kremer A, Delzon S, Barbati A, Marchetti M, Corona P (2011). Reviewing the Science and Implementation of Climate Change Adaptation Measures in European Forestry. *Forests* 2: 961-982.

Lindner M, Maroschek M, Netherer s, Kremer A, Barbati A, Gonzalo JG, Seidl R, Delzon S, Corona P, Kolstrom M, Lexer ML, Marchetti M (2010). Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 259: 698-709.

Maciver DC, Dallmeier F (2000). Adaptation to climate change and variability: adaptive management. *Environmental Monitoring and Assessment* 61: 1-8.

Mc Lain R, Lee R (1996). Adaptive Management: promises and pitfalls. *Environmental Management* 20 (4): 437-448.

Millar CI, Stephenson NL, Stephens S (2007). Climate change and forest of the future: managing in the face of uncertainty. *Ecological Applications* 17 (8): 2145-2151.

Ringold PL, Alegria J, Czaplewski RL, Mulder BS, Tolle T, Burnett K (1996). Adaptive monitoring design for ecosystem management. *Ecological Applications* 6 (3): 745-747.

Spittlehouse DL, Stewart RB (2003). Adaptation to climate change in forest management. *BC Journal of Ecosystems and Management* 4 (1): 1-11.

Walters C. (1986). *Adaptive management of renewable resources*. Mac Millan New York.

4. I materiali

4.1 Le tipologie, i plot, la collocazione geografica

I *plot* sono inseriti nella rete europea ICP-Forests. la rete è strutturata su due livelli: il livello I, disegnato per valutare a scala ampia le variazioni spaziali e temporali della condizione delle foreste europee e il livello II, progettato per identificare a scala di ecosistema le relazioni causa-effetto attraverso un monitoraggio di tipo intensivo su aree permanenti. La rete di monitoraggio estensivo (livello I) adotta un disegno di tipo inventariale che comprende 6.000 *plot* distribuiti in modo sistematico (16x16 km) in 38 Paesi (The Condition of Forests in Europe, Executive Report 2009). La rete di monitoraggio intensivo (livello II) è stata viceversa realizzata secondo un disegno di tipo preferenziale che comprende le specie e tipologie di bosco più diffuse in Europa; il disegno diverso è reso obbligato dal numero di indagini svolte. Complessivamente, i *plot* nei 29 Paesi aderenti al programma sono circa 800.

La rete nazionale di livello II, realizzata a partire dal 1995, comprende alcune tra le principali tipologie di bosco di origine semi-naturale più diffuse sul territorio, fustaie di faggio, peccete, cedui in fase di post-cultura a prevalenza di querce caducifoglie (cerro), sempreverdi (leccio) e di faggio (Fig. 4.1). Il criterio preferenziale qualifica le aree permanenti come “casi di studio” (Prodan 1968; Ferretti 2000). Il loro inserimento all’interno di superfici molto ampie di vegetazione massale delle tipologie e specie, identifica i soprassuoli come rappresentativi di ambienti diversi nel campo naturale di variazione delle condizioni ecologiche e della fertilità stagionale (Fabbio e Bertini 2008). La non-rappresentatività probabilistica non annulla comunque quella in termini di processi e tendenze osservati.

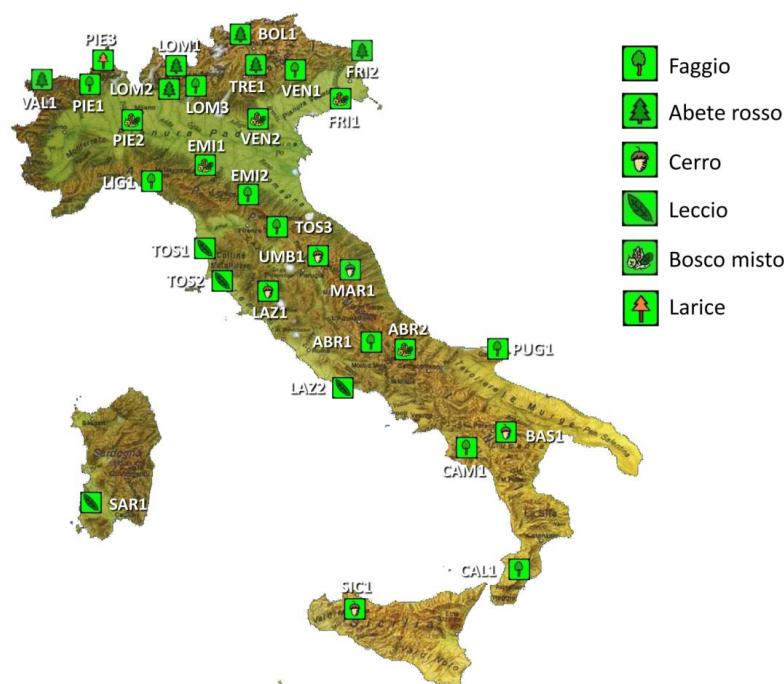


Figura 4.1 - Rete italiana delle aree di II livello al 2005

Le aree della rete nazionale di livello II sono inserite in foreste di proprietà pubblica, sia gestite che non gestite perché sottoposte a regime di protezione (UTB, Parchi e Riserve). A seguito dell'accordo tra CFS (responsabile della rete e National Focal Point italiano) e i gestori per la durata del Programma (inizialmente di 20 anni), non sono stati realizzati nelle aree interventi colturali (diradamenti, tagli di rinnovazione) anche quando previsti dai Piani di Gestione.

La sospensione delle pratiche colturali consente oggi di verificare una condizione iniziale di post-coltivazione e di osservare età del soprassuolo superiori al passato recente. Uno stato sempre più diffuso a livello Paese, data l'evoluzione in questo senso della prassi gestionale negli ultimi decenni. Si riportano di seguito le descrizioni sintetiche del soprassuolo per i *plot* oggetto di analisi, i dati di riferimento e i valori all'inventario 2009-10 (Tab. 4.1 e 4.2).

4.2 Faggete pre-alpine e appenniniche

VEN1 - loc. Pian di Cansiglio (Treviso)

Fustaia di faggio. Età 135 anni. Struttura monoplana. Copertura 100%. Trattamento applicato tagli successivi. Rinnovazione assente. Fusti diritti e chiome inserite in alto e di dimensioni ridotte per la densità elevata del soprassuolo in rapporto all'età.

LOM3 - loc. Valsassina (Moggio, Lecco)

Fustaia da polloni di faggio. Età 60 anni. Struttura monoplana. Densità eccessiva per i mancati diradamenti successivi al taglio di avviamento. Dendrotipi omogenei con chioma ridotta. Copertura 100%. Assenza di strato arbustivo e erbaceo. Taglio di avviamento eseguito 20 anni fa.

PIE1 - loc. Val Sessera (Biella)

Ceduo invecchiato di faggio, debolmente matricinato e parzialmente avviato ad alto fusto. Età 75 anni. Struttura monoplana e copertura uniforme pari al 90%. Presenti betulla e sorbo degli uccellatori. Assenza di strato arbustivo e erbaceo. Taglio di avviamento eseguito 20-30 anni fa.

LIG1 - loc. Monte Zatta (Genova)

Fustaia di faggio. Età 115 anni. Struttura monoplana e copertura quasi totale. L'attuale soprassuolo proviene dalla conversione dei cedui preesistenti. Rinnovazione assente. Fusti tozzi con chiome espanse ed inserite in basso, probabilmente per la tecnica di matricinatura intensiva applicata nella fase di avviamento.

EMI2 - loc. Brasimone (Camugnano, Bologna)

Ceduo invecchiato di faggio. Età 60 anni. Densità quasi colma, chiarie molto piccole e disperse. Copertura 95-100%. Struttura verticale stratificata per presenza di ceppaie da dominanti a dominate. Articolazione avanzata sulle ceppaie dominanti per il diverso sviluppo dei polloni. Trattamento passato probabile ceduo a sterzo. Ultimo taglio parziale 30 anni fa. Poche le matricine da seme, molti i polloni in cattive condizioni vegetative e secchi o stroncati da galaverna e vento. Anche i polloni dominanti hanno chiome di scarso sviluppo. La rinnovazione da seme assente. Presenza di ciliegio nel piano arboreo.

TOS3 - loc. Stefanieri - Vallombrosa (Firenze)

Fustaia matura di faggio. Età 160 anni. Struttura monoplana, articolata in soggetti medio-grossi differenziati da predominanti a subdominanti. Fusti con chiome espanse e inserite relativamente in basso.

Copertura quasi completa. Piano dominato quasi assente. Possibile origine della attuale fustaia da antica conversione. Trattamento interrotto nella seconda metà del secolo scorso.

ABR1 - loc. Selva Piana - Collelongo (Aquila)

Fustaia adulta di faggio a struttura monoplana. Età 125 anni. Presenza di piccole chiarie e di aree di pre-rinnovazione ormai dominata e spesso ceduta che ha originato ceppaie sotto la copertura principale. La struttura attuale è il risultato dell'applicazione irregolare della selvicoltura, comune a molte faggete centro-meridionali. Le pratiche colturali sono riferibili a periodiche raccolte localizzate degli alberi maturi collegate agli usi civici locali, piuttosto che a una gestione canonica con diradamenti progressivi del soprassuolo e tagli di rinnovazione pianificati sulla superficie.

PUG1 - loc. Foresta Umbra - Vico Gargano (Foggia)

Fustaia adulta di faggio. Età 90 anni. Struttura monoplana con soggetti dominanti di dimensioni diametriche molto variabili per la densità irregolare che alterna gruppi colmi e radi a tratti. Copertura uniforme e colma. Altre specie arboree nel piano dominato: carpino bianco, acero opalo, acero campestre, cerro, abete bianco. Pre-rinnovazione di faggio ormai aduggiata diffusa dove la copertura superiore è stata temporaneamente interrotta. Strato arbustivo poco sviluppato; rinnovazione recente di faggio assente. Rari semenzali di tasso e gruppi di agrifoglio che si ampliano in senso radiale per propaggini radicali.

CAM1 - loc. Serra Nuda - Corleto Monforte (Salerno)

Fustaia adulta di faggio. Età 115 anni. Struttura monoplana con soggetti di grosse dimensioni diametriche e chiome molto ampie inserite in basso, originate da un trattamento intermedio tra taglio a buche su piccole superfici e taglio a scelta, storicamente applicato nell'area geografica e nella foresta nello specifico. Agrifoglio sporadico nel piano dominato. Specie nemorali abbondanti.

CAL1 - loc. Piano Limina - Giffone (Reggio Calabria)

Fustaia adulta di faggio. Età 125 anni. Distribuzione dei fusti abbastanza regolare, risultato dell'applicazione di diradamenti periodici. Molte piante martellate per impostazione di un probabile taglio di preparazione o di sementazione poi non eseguito. Sporadica presenza di agrifoglio nel piano dominato. Pungitopo e specie nemorali presenti.

4.3 Peccete alpine

FRI2 - loc. Tarvisio (Udine)

Fustaia adulta di abete rosso con presenza ridotta di faggio e abete bianco di origine artificiale. Età 115 anni. Struttura quasi monoplana e copertura pari a 80%. Rinnovazione sparsa ma poco sviluppata di abete bianco nei punti di maggiore copertura e di abete rosso per gruppi nelle aree più aperte. Interventi recenti limitati al recupero degli schianti e abbattimento di piante deperienti.

BOL1 - loc. Renon (Bolzano)

Fustaia disetanea per gruppi e piede d'albero di abete rosso. Età nel piano dominante 185 anni. Nuclei di diversa dimensione spaziale di soggetti di età intermedia e matura si alternano a ampi e densi gruppi di rinnovazione affermata e in ottimo stato di vegetazione.

TRE1 - loc. Passo Lavazè (Trento)

Fustaia matura a prevalenza di abete rosso con presenza sporadica di pino cembro. Età nel piano dominante 205 anni. Presenza di una seconda classe di età originata da taglio a gruppi. Struttura verticale tendente a monoplana per coetanizzazione. Copertura circa 80%; piccole chiarie presenti. Rinnovazione sporadica di abete rosso e pino cembro.

LOM1 - loc. Val Masino (Sondrio)

Fustaia coetaneiforme originata dalla colonizzazione di una frana. Piano dominante a prevalenza di abete rosso. Età 95 anni. Copertura circa 80%. Presenza di chiarie naturali o per affioramenti rocciosi. Chiome ben sviluppate; piante filate soltanto dove a densità colma. Alcuni soggetti sradicati. La composizione specifica diventa mista nei piani intermedio e inferiore dove sono presenti abete bianco, betulla, faggio, acero montano, larice, sorbo degli uccellatori, pioppo tremulo, maggiociondolo. Rinnovazione abbondante di abete bianco e abete rosso. Copertura erbacea diffusa su circa la metà della superficie.

VAL1 - loc. La Thuile (Aosta)

Fustaia a struttura irregolare a dominanza di abete rosso (80%) e larice (20%). Età 155 anni. La mescolanza è per piede d'albero e la copertura pari al 70% con chiarie nella parte alta. Rinnovazione di abete rosso a gruppi al margine e di larice diffusa nelle chiarie. Alcuni schianti e piante sradicate. Sottobosco rado a prevalenza di mirtillo.

4.4 Querceti caducifogli

EMI1 - loc. Carrega (Sala Baganza, Parma)

Ceduo invecchiato a prevalenza di rovere e cerro di 60 anni di età. Copertura 95-100%. Densità piena; si distinguono il piano superiore delle matricine a prevalenza di rovere a cui accedono anche polloni dominanti di cerro a chioma compressa lateralmente e quello intermedio dei polloni dove prevale il cerro. Piano inferiore formato da ceppaie di orniello e singole piante di ciavardello e sorbo domestico. Rinnovazione di cerro, rovere, orniello.

LAZ1 - loc. Monte Rufeno (Acquapendente, Viterbo)

Ceduo invecchiato a prevalenza di cerro e con presenza sporadica di roverella. Età 50 anni. Struttura monoplana. Copertura pari al 90%. Presenza di piante danneggiate da un incendio risalente a 15 anni fa su una frazione della superficie. Carpino nero, sorbo domestico, ginepro, ginestra dei carbonai, rovo, erica presenti nel piano inferiore e arbustivo, indicano xerofilia e ridotta fertilità stazionale. Probabile ripulitura del piano inferiore.

MAR1 - loc. Roti (Matelica, Macerata)

Ceduo composto invecchiato a prevalenza di cerro. Età 50 anni. Copertura 90%. Presenti matricine da uno a più turni, le più giovani riassorbiti nel piano dei polloni dominanti. Struttura principale monoplana. Si associano al cerro, roverella, acero montano, orniello; più sporadici il carpino bianco, il maggiociondolo, il nocciolo. Distribuzione uniforme delle ceppaie. Sottobosco assente.

Tabella 4.1 - Caratteri stazionali e localizzazione geografica dei plot, per tipologia

plot	specie principale	tipologia	superficie m ²	latitudine	longitudine	altitudine m s.l.m.
ABR1	Fagus s.	Fustaia	2413	415051	133523	1500
CAL1	Fagus s.	Fustaia	2466	382538	161047	1100
CAM1	Fagus s.	Fustaia	2454	402558	152610	1175
PUG1	Fagus s.	Fustaia	2436	414910	155900	800
VEN1	Fagus s.	Fustaia	2611	460326	120156	1100
TOS3	Fagus s.	Fustaia	2400	434418	113422	1170
LIG1	Fagus s.	Fustaia	2500	442410	92730	1290
FRI2	Picea a.	Fustaia	2275	462928	133536	820
LOM1	Picea a.	Fustaia	2512	461416	93316	1190
TRE1	Picea a.	Fustaia	2520	462137	112942	1775
VAL1	Picea a.	Fustaia	2216	454326	65555	1740
BOL1	Picea a.	Fustaia	2500	463516	112604	1740
EMI2	Fagus s.	Ceduo invecchiato	2500	440631	110700	975
PIE1	Fagus s.	Fustaia transitoria	2308	454055	80402	1150
LOM3	Fagus s.	Fustaia transitoria	2500	455441	93017	1250
EMI1	Quercus spp.	Ceduo invecchiato	2440	444306	101213	200
LAZ1	Quercus c.	Ceduo invecchiato	2418	424950	130010	690
MAR1	Quercus c.	Ceduo invecchiato	2289	431738	130424	775

Tabella 4.2 - Principali caratteri dendrometrici dei plot, per tipologia. Valori riferiti all'anno 2010 e all'intervallo inventariale 2005-2010

plot	età	n n ha ⁻¹	G m ² ha ⁻¹	d m cm	hm m	d dom cm	h dom m	volume m ³ ha ⁻¹	ic _v m ³ ha ⁻¹ anno ⁻¹	im _v m ³ ha ⁻¹ anno ⁻¹
ABR1	125	883	47,2	26,1	23,0	45,1	28,7	596,0	14,2	4,8
CAL1	125	272	44,7	45,8	30,2	61,0	32,1	743,9	12,3	6,0
CAM1	115	240	53,1	53,0	29,7	64,3	31,1	882,4	9,5	7,7
PUG1	90	731	48,0	28,9	26,1	50,4	30,3	689,9	6,3	7,7
VEN1	135	341	39,1	38,2	28,2	49,9	29,6	608,1	11,2	4,5
TOS3	160	384	56,2	43,2	33,1	57,4	37,0	1022,4	5,5	6,4
LIG1	115	336	30,5	34,0	24,8	44,5	27,3	415,9	10,1	3,6
FRI2	115	536	61,7	38,3	32,5	50,6	36,6	962,6	14,1	8,4
LOM1	95	939	52,3	26,6	21,5	55,6	29,7	561,3	16,5	5,9
TRE1	205	365	58,4	45,1	31,0	58,5	34,3	813,4	10,2	4,0
VAL1	155	749	57,2	31,2	22,3	48,0	27,3	598,7	9,8	3,9
BOL1	185	1108	36,2	20,4	15,8	51,5	25,9	285,8	4,5	1,5
EMI2	60	2744	41,1	13,8	13,7	27,4	18,7	320,8	6,3	5,4
PIE1	75	1135	33,9	19,5	17,7	36,2	21,2	341,1	6,8	4,6
LOM3	60	792	29,3	21,7	21,2	34,2	23,4	342,0	9,0	5,7
EMI1	60	1795	24,5	13,2	15,0	33,5	22,3	239,1	2,8	4,0
LAZ1	50	1398	29,6	16,4	16,3	26,5	19,3	211,7	4,3	4,2
MAR1	50	3421	41,0	12,4	14,6	30,8	23,6	294,2	5,6	5,9

Bibliografia citata

Fabbio G, Bertini G (2008). Monitoraggio, gestione, selvicoltura. Atti III Congresso Nazionale di selvicoltura Taormina (ME) 16-19 ottobre 2008: 182-190.

Ferretti M (Ed.) (2000). Integrated & Combined evaluation of Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Italy. Concepts, methods and first results. Annali Istituto Sperimentale per la Selvicoltura, Arezzo 30 (1999) 156 p.

Prodan M (1968). Forest biometrics. Pergamon Press Oxford 447 p.

Executive Report 2009. The Condition of Forests in Europe <http://www.icp-forests.org>

5. I metodi del monitoraggio demografico, dendrometrico, strutturale, compositivo e il metodo nel lavoro

5.1 Il protocollo ICP-Forests e le integrazioni

Il protocollo di monitoraggio relativo al soprassuolo arboreo prevede come obbligatorie le informazioni su specie e variabili dendrometriche fondamentali su tutta la popolazione (diametro) e su base campionaria (altezza), a intervalli di 5 anni sulla superficie del *plot* (2.500 m²). Mortalità e ingressi alla soglia minima di misura sono registrati per inventario. Tutti gli individui sono mappati e numerati.

La *sensitività* e le relazioni esistenti tra accrescimento del fusto e fattori di disturbo diretto e indiretto della funzione primaria di fotosintesi, hanno determinato la scelta dell'incremento radiale come variabile di risposta (Fig. 5.1) nel protocollo europeo. L'incremento relativo di area basimetrica (rapporto tra l'incremento e la grandezza iniziale) è utilizzato come indicatore di “vitalità” (Bigler e Bugmann 2004 in Dobbertin 2005).



Figura 5.1 - Fattori influenti sull'accrescimento radiale (Bertini 2012)

I rilievi complementari comprendono la determinazione del rango sociale individuale (Kraft), dei parametri della copertura, dei componenti la lettiera, dell'Indice di Area Fogliare (LAI), della quantità di legno morto (Fabbio e Amorini 2000, 2002; Cutini 2002; Manetti 2002). Il monitoraggio dello stato delle chiome, della fenologia, degli incrementi radiali intra-annuali e del clima locale, la lettura delle serie anulari di accrescimento tramite carotaggio, l'analisi chimica delle foglie verdi e della lettiera fogliare completano la serie dei rilievi sulla componente arborea (Fig. 5.2). Le informazioni di dettaglio delle singole Azioni e i relativi Manuali sono consultabili in rete (www.icp-forests.org).



Figura 5.2 - Alcuni dei dispositivi di rilievo sulle aree di II livello

5.2 Il metodo nel lavoro

L'analisi ha considerato sia i descrittori dendrometrici al 2010 (*stato corrente*) che quelli ai primi inventari (1997 e 2000), che sono posti a confronto con quelli attuali (*dinamica recente*). Lo stato iniziale (*baseline*) è rappresentato dal risultato complessivo dei caratteri stazionali (fertilità e corrispondenza auto-ecologica) e della selvicoltura applicata. La differenza con lo stato corrente esprime la dinamica recente, quindi velocità e direzione di cambiamento, indica quali sono le variabili interessate e le relazioni reciproche, pone in evidenza forze agenti, retroazioni in atto e possibili fattori limitanti.

I dati a livello di popolazione censita (*plot*) sono stati disaggregati per strato e specie e calcolate le variabili e indici utili a rappresentare la consistenza dendrometrica e la sua variazione nel tempo (*accrescimento*), la diversità dimensionale, l'occupazione orizzontale dello spazio di crescita (*struttura*), la distribuzione delle specie (*mescolanza*), la produttività e le caratteristiche della copertura.

I successivi inventari hanno reso disponibili le informazioni per il calcolo degli incrementi, della dinamica demografica (mortalità e ingressi a misura), delle variazioni di diversità dimensionale,

strutturale e specifica (Fabbio *et al.* 2006 e 2008). L'analisi prodotta nel lavoro, ha aggiornato i dati fino all'attualità (2010).

Soggetti sono quindi la *popolazione* (insieme di alberi che condivide lo stesso ambiente di crescita), la sua *struttura* (distribuzione degli alberi nello spazio), gli *strati* (gli ambienti di crescita), *i singoli individui*, secondo un approccio di scala classico (Oliver e Larson 1990).

I dati di accrescimento e la conoscenza della struttura del bosco sono prerequisiti per l'analisi dei molti altri parametri misurati sulle aree di livello II. La dimensione degli alberi e la sua variazione (incremento) sono utilizzate infatti sia come *variabili di risposta* ai fattori ambientali e a fattori di *stress* che come *variabili esplicative* delle altre variabili misurate nell'analisi complessiva (Fabbio e Amorini 2000; Dobbertin *et al.* 2000).

The growth and site history of a stand may be reconstructed using tree ring time series by taking increment cores which cover the whole range between pith and bark of dominant trees and subsequent tree ring analysis. Such ring width time series of allocated woody substance contain much information on the environmental conditions and impacts which affected the growth course of trees. The formation of wood is the final result of the complete metabolic balance. It the share of the balance between produced matter by the foliage, respiration and higher priorities of allocation to other tree organs (roots, fruits etc.) which was not consumed elsewhere. This remaining share refers directly to the state of reserve pool. Therefore, the amount of new wood formation can be understood as a suitable tree vigour indicator.

Beck 2009

L'andamento incrementale attraverso i successivi inventari (1997→ 2000→ 2005→ 2010) è quindi indicatore dello stato biologico del soprassuolo e della “salute e vitalità” del sistema, attraverso il descrittore “accrescimento” che incorpora e spiega l'effetto di eventuali disturbi in atto. Sono analizzate e interpretate le deviazioni incrementali, la loro direzione e significatività in ciascun intervallo, per verificare l'effetto di disturbi occasionali o la formazione di un *trend*, relativamente al periodo monitorato .

La capacità di ciascun descrittore dipende dalla sua *sensibilità* a *input* positivi o elementi di *stress* originati da fattori stazionali/strutturali (locali) o ambientali (locali, regionali, globali). La *sensibilità* è anche funzione della distanza caratteri stazionali-richiesta ecologica specifica (possibile pre-esistenza di fattori limitanti). La preventiva collocazione dei *plot* in aree di vegetazione massale delle stesse specie, riduce questa incertezza.

I fenomeni di accrescimento arboreo, competizione e mortalità

L'accrescimento

L'accrescimento è un processo autogenico e l'espressione quantitativa dell'interazione tra la componente biologica del sistema (l'albero nel caso), l'atmosfera e il suolo. L'accrescimento descrive la progressiva occupazione dello spazio epigeo e ipogeo, determina lo sviluppo dimensionale e le differenze individuali, il livello di competizione, la distribuzione e l'andamento della mortalità, la formazione della struttura. L'accrescimento si autoregola a livello individuale e quindi di popolazione in funzione dello spazio e delle risorse disponibili (capacità portante), modifica le condizioni interne, crea gli habitat e consente lo sviluppo delle nicchie ecologiche occupate dalle altre popolazioni.

Le variabili determinanti l'accrescimento sono molte: il valore dei genotipi rappresentati, la capacità specifica di insediamento, la strategia di occupazione dello spazio, il funzionamento eco-fisiologico. A queste si sommano la

qualità della stazione - livello di aderenza alle esigenze bio-ecologiche della/e specie - le variazioni stagionali dell'ambiente di crescita, le deviazioni dal suo stato medio, i fattori di disturbo esogeni e endogeni.

Ancora, l'origine naturale o artificiale del bosco, la rinnovazione da seme o agamica e la sua occorrenza (massale-scalare-irregolare), la densità risultante e le differenze di età e sviluppo individuali condizionano la struttura interna dell'accrescimento. Nei boschi seminaturali il trattamento selvicolturale, il tempo di coltivazione trascorso, il metodo e l'intensità della sua applicazione, sono ulteriori determinanti del progresso e della distribuzione dell'accrescimento per la manipolazione operata sulla numerosità, struttura e quindi sulla dinamica della popolazione.

L'effetto additivo (+/-) di questi fattori determina le differenze dimensionali individuali osservate e i valori di accrescimento misurati.

I valori annuali sono funzione dell'andamento stagionale delle variabili fisico-chimiche e biotiche coinvolte nel processo di crescita. La dinamica di accrescimento in funzione dell'età è un fenomeno non lineare sia per l'intero che per le componenti (fusto, rami, massa fogliare, apparato radicale), per esigenze di carattere bio-meccanico e fisiologico.

Oltre le variazioni stagionali e quelle collegate all'età, ulteriori sorgenti di fluttuazione interannuale sono dovute alle deviazioni dalla normale variabilità dello stato medio del mezzo di crescita. Queste sono di tipo accidentale (irregolari), periodico (cicliche), di fondo. L'entità della variazione incrementale è funzione dell'intensità e frequenza dell'evento o della sua durata, fino allo slittamento dei parametri di riferimento (stato precedente o baseline) a determinare una modifica permanente.

Se l'effetto prodotto da disturbi occasionali o ciclici dipende dalla natura e intensità dell'evento ed è più facilmente riconoscibile, quello risultante da deviazioni multiple dallo stato di riferimento è prodotto dell'effetto complessivo prevalente (direzione) delle forze agenti.

Postulato che ciascuna popolazione sia in grado di controllare entro limiti propri la deviazione attraverso la capacità di resistenza (opposizione), resilienza (recupero), adattamento (fisiologico e strutturale), l'accrescimento osservato in organismi "perenni" come gli alberi è il risultato: (i) della qualità genetica della popolazione e livello di corrispondenza auto-sinecologica all'ambiente di crescita; (ii) dell'età dominante; (iii) della struttura, densità, livello e tipo di competizione (simmetrica/asimmetrica); (iv) della risposta a sollecitazioni esterne occasionali (fluttuazioni annuali) o durature (formazione di un trend).

La competizione e la mortalità

L'inerzia biologica porta al non-sviluppo, alla stagnazione e quindi alla morte dei componenti. Lo sviluppo viceversa di relazioni interindividuali che si realizza naturalmente nella popolazione iniziale poco differenziata - il meccanismo di competizione - è lo strumento che assicura la sopravvivenza e la crescita o la mortalità, la progressiva diversificazione dimensionale e la formazione della struttura sociale.

Le fasi di crescita libera → inizio della competizione → esclusione reciproca → ripetizione di cicli successivi di selezione e mortalità fino alla maturità biologica (Oliver e Larson 1990), sono i passaggi che determinano l'ulteriore differenziazione dei ritmi incrementali e la definizione del modello fisionomico-strutturale del popolamento.

Attraverso tutte le fasi di sviluppo del soprassuolo fino a quella matura, il processo demoecologico di mortalità naturale è il descrittore principale della auto-ecologia delle specie componenti. Dal punto di vista biologico ed energetico, accrescimento e mortalità naturale sono feedback opposti espressione dello stesso fenomeno vitale, lo sviluppo individuale e la conseguente riduzione della densità iniziale.

La mortalità naturale per auto-diradamento ("regular mortality" sensu Oliver e Larson op. cit.) è analizzata da Zeide (2005) come risultato di due fattori: aumento delle dimensioni unitarie degli alberi e diminuzione della auto-tolleranza specifica. Con lo sviluppo ipso-diametrico aumenta la proporzione delle strutture di sostegno (fusto, rami e branche radicali) che supportano le componenti attive (radici fini, tessuti di conduzione, massa fogliare). Ne risulta la maggiore allocazione di risorse in organi non produttivi (Kozlowski et al. 1991) "the stem itself is largely deadwood" (Zeide op. cit.), da cui la minore capacità di investire nell'adattamento alla carenza di luce rispetto a soggetti più giovani e la diminuzione del grado di tolleranza al mutuo ombreggiamento (Zeide 1985). La creazione di vuoti nella copertura è quindi la norma anche in popolamenti densi successivamente alla chiusura nel piano superiore, in corrispondenza circa della culminazione dell'incremento di altezza. L'area dei vuoti aumenta con l'età e le dimensioni unitarie degli alberi anche perché, a parità di altri fattori, il rapporto lunghezza/ampiezza delle chiome aumenta al diminuire della copertura e ciò realizza, nel lungo periodo, la condizione biologica ottimale di dare spazio e luce alla rinnovazione (Zeide 1991 e 2005). La maturità, con il crollo di alberi grossi e l'apertura di vuoti, rappresenta la fase finale del processo.

I tempi e l'occorrenza della mortalità naturale sono controllati dal fototemperamento specifico, l'attributo auto-ecologico che ha effetto sul mantenimento in vita degli alberi ma non sul loro accrescimento (Zeide 2005). Sulla

base di questo assunto, Zeide ha formulato un indice (r) di misura sensibile della auto-tolleranza o capacità competitiva intraspecifica come proporzione del numero di alberi $[-\Delta n/N]$ eliminati per un determinato incremento del diametro medio $[\Delta d/D]$. Minore è il rapporto (r), meno alberi muoiono a parità di incremento diametrico e più tollerante è la specie. Il valore dell'indice varia, oltre che per l'attributo specifico, secondo l'origine del bosco, la struttura e l'età del soprassuolo.

La mortalità culturale anticipa quella naturale in forma massale o selettiva, secondo il metodo applicato. La sua occorrenza è periodica e collegata agli interventi che redistribuiscono lo spazio di crescita in modo localizzato ai migliori soggetti o uniformemente sulla superficie. Il diradamento ha un effetto positivo sull'incremento degli alberi rilasciati fino al ripristino delle condizioni ante e risulta quindi in una modifica del suo andamento naturale. Le pratiche colturali si risolvono anche nella semplificazione della struttura, utile ai fini della coltivazione, nella riduzione dei rapporti di competizione con l'eliminazione dei soggetti concorrenti e la rimozione di quelli già sottoposti. La mortalità accidentale dovuta a eventi fisici o attacchi biologici (patogeni, insetti) ha risultati di norma irregolari sulla superficie, crea vuoti e lascia gruppi densi, in modo simile a quanto accade nelle fasi terminali del ciclo di vita del bosco. Anche variazioni durature dell'ambiente di crescita possono creare mortalità diffusa a carico della/e specie più sensibili; questa è una mortalità non riferibile ai tipi precedenti, ma definibile da "cambiamento ambientale".

Fabbio e Bertini (report monitoraggio accrescimento) 2010-2011

5.2.1 I descrittori dendrometrici: la struttura di accrescimento, l'accrescimento di complesso, la stima della produttività

La variabile principale utilizzata per descrivere consistenza, struttura e dinamica della popolazione su ciascun *plot* è l'area basimetrica (G), funzione dell'età del soprassuolo e della fertilità stazionale. Entro i limiti di piena occupazione dello spazio di crescita G è relativamente indipendente da densità, diametro medio e trattamento applicato. In presenza di mortalità naturale per competizione, l'area basimetrica (*massimale* Assmann 1970; *punto di saturazione* Zeide 2005) esprime la capacità portante della stazione. Il parametro è correlato al volume e alla biomassa arborea e risulta da una misura piuttosto che da una stima. Il suo valore può essere disaggregato per specie componente, strato sociale, classe dimensionale, per determinare la *struttura di accrescimento* interna a ciascuna popolazione.

La massa arborea espressa in volume, è stata determinata con le equazioni utilizzate per il 1° Inventario nazionale (1985) (Castellani *et al.* 1984), le uniche disponibili fino dall'inizio del programma di monitoraggio (1996). Le equazioni di previsione della fitomassa arborea di Tabacchi *et al.* (2011) utilizzate per l'elaborazione delle variabili quantitative nell' INFC (2009), hanno consentito il calcolo del coefficiente di conversione e di tradurre in biomassa (Mg s.s.) i volumi arborei. La disponibilità di dati pregressi dei componenti la lettiera e dell'Indice di Area Fogliare (LAI) (Cutini 2002), e rilievi correnti degli stessi parametri, hanno permesso la determinazione di indici sintetici della produttività e dello stadio di sviluppo del soprassuolo.

Il volume arboreo, insieme agli incrementi corrente e medio, descrive il livello di *accrescimento complessivo* e la sua dinamica corrente. La biomassa epigea arborea, insieme alla lettiera totale e alla frazione fogliare, sono gli stimatori della *produttività*: produzione primaria netta annua epigea (NPP) e tasso di assimilazione netta (NAR). La NPP, riferita al solo strato arboreo, è calcolata come somma dell'incremento corrente di biomassa legnosa epigea e della quantità di

lettiera totale, senza tenere conto di eventuali perdite per fitofagi (Satoo 1971; Tadaki 1986). Il tasso di assimilazione netta - rapporto tra NPP e biomassa fogliare - ha richiesto, per la conifera, la stima della massa di aghi portati dal *turnover* annuale nella lettiera fogliare. Dai riferimenti in letteratura, è stata considerata una vita media degli aghi pari a 8 anni.

I valori dendrometrici calcolati sono distinti in *inventariali*, corrispondenti alla popolazione viva oltre la soglia minima di misura dettata dal protocollo, e in *reali* riferiti agli alberi vivi e presenti all'inizio e al termine dell'intervallo di inventario, a meno dei soggetti morti nel periodo (che non partecipano alla formazione di nuovo incremento) e dei nuovi ingressi (non contabilizzati inizialmente come generatori di incremento). Sulla determinazione *inventariale* si basa per prassi il confronto della produttività legnosa (volume della massa corrente); su quella *reale*, il calcolo incrementale in area basimetrica attraverso i successivi inventari.

Sia l'incremento (derivata prima dell'accrescimento) che la sua variazione nel tempo (derivata seconda) sono utilizzabili nell'analisi. L'area basimetrica è un attributo individuale e quindi il suo incremento è stratificabile per ranghi o classi o piani sociali (fenomeno distributivo). L'incremento periodale tra due inventari (o quello medio annuale) sono confrontati con il successivo per verificare la possibile variazione e il suo segno. Il rapporto percentuale incremento/grandezza generatrice (*relative growth rate* o *RGR*) consente il confronto all'interno della stessa popolazione (strati) e tra popolazioni diverse. La variazione incrementale in tempi successivi rispetto all'incremento generatore (*relative production rate* o *RPR*) dà il segno positivo o negativo dell'andamento corrente.

Tra le altre variabili dendrometriche la *densità*, il *diametro medio* e le sue statistiche che descrivono la misura e la variabilità (diversità) dimensionale; il *diametro dominante* che verifica la distanza della sotto-popolazione relativa. In analogia, *altezza media* e *dominante* che rappresentano lo sviluppo verticale (spazio di crescita massale occupato) e la fertilità stazionale, in funzione dell'età del soprassuolo. Altre variabili considerate sono la *mortalità* espressa in area basimetrica e sua localizzazione nei piani sociali.

La vitalità degli alberi, uno degli indicatori più importanti dello stato biologico delle foreste (Innes 1993), non è un attributo misurabile direttamente (Dobbertin 2005). La vitalità è un concetto teorico definito come “la capacità di vivere, crescere o svilupparsi nelle condizioni presenti, di assimilare carbonio, di resistere a stress, di adattarsi a condizioni ambientali di cambiamento e di riprodursi”. La vitalità è inserita in un triangolo tra “tolleranza agli stress, longevità e capacità di accrescimento e riproduzione” (Autori diversi in Dobbertin op. cit).

Il concetto di stress è strettamente collegato a quello di vitalità ed è definito come una deviazione significativa dalla condizione ottimale per la vita (Larcher 2001). La vitalità diminuisce quando il fattore di stress persiste. Lo stress porta ad una reazione e a una fase di recupero, a meno che la continuità e/o l'intensità del disturbo o l'azione concomitante di altri superi la soglia di tolleranza dell'organismo fino a provocare la morte.

5.2.2 Il rapporto accrescimento corrente - a. pregresso

Obiettivo ulteriore dell'analisi incrementale è stato quello di trovare un riferimento utile a determinare il rapporto valori attuali-pregressi di massa in piedi per le tipologie di fustaia. Sono

state considerate allo scopo le Tavole di produzione o alsometriche costruite fino agli anni '70 del secolo scorso raccolte da Castellani (1982). Dove reperibili in letteratura, sono stati consultati i lavori originali. Le proprietà dei modelli alsometrici e gli assunti del confronto con casi reali sono riassunte da Hellrigl (1988) [vedi approfondimento].

I modelli (Tab. 5.1 e Fig. 5.3) sono stati scelti sulla base del riferimento geografico (medesima regione, area forestale, foresta) e classe di fertilità. Le età di confronto coincidono con quelle dei casi di studio (*plot*) tranne quando queste eccedono i valori tabulati; in questi casi sono stati utilizzati gli ultimi valori disponibili e sono espresse le età diverse di riferimento. Dove viceversa le età di confronto non coincidono nel campo tabellare esistente, i valori corrispondenti sono stati ottenuti per interpolazione.

Tabella 5.1 - Tavole alsometriche utilizzate per il confronto. *Lavori originali

plot	tavola alsometrica di riferimento
LOM1	Abete Rosso del comune di Borno, II classe - G.Patrone 1954 b*
VAL1	Abete Rosso di Paneveggio, III classe - A.R.Guttemberg 1915 in Castellani 1982
FRI2	Abete Rosso di Paneveggio, I classe - A.R.Guttemberg 1915 in Castellani 1982
TRE1	Abete Rosso di Paneveggio, II classe - A.R.Guttemberg 1915 in Castellani 1982
VEN1	Faggio del Cansiglio, I classe - W.Consani 1957*
CAL1	Faggio della Calabria, I classe - C.Castellani 1963 in Castellani 1982
CAM1	Faggio dell'Irpinia, I classe - M.Cantiani 1957*
ABR1	Faggio del Molise, unica classe - G.Patrone 1954 a*
TOS3	Faggio dell'Abetone, unica classe - M.Cantiani G. Bernetti 1961-1972 in Castellani 1982
PUG1	Faggio del Gargano, I-II cl - V.Gualdi 1974*

Il modello alsometrico rappresenta un riferimento completo quando la serie di informazioni dirette o derivabili sulla sua costruzione sono note. Nella forma di pubblicazione, alcuni elementi possono mancare e le relazioni di accompagnamento relative al metodo essere non più disponibili dato il periodo trascorso dalla formulazione originale (Hellrigl *op. cit.*). Il problema si pone particolarmente quando il modello riporta soltanto la massa principale (massa dopo il diradamento) e non quella intercalare, da cui è derivabile la massa corrente (massa prima del diradamento) (Fig. 5.4).

Il volume rappresentato dai casi di studio è infatti la massa corrente, al netto della mortalità naturale intercorsa, a n anni dall'ultimo intervento intercalare. Il problema è stato superato derivando o calcolando il valore di massa corrente, direttamente confrontabile con quello dei casi di studio, a meno del numero variabile di anni trascorsi tra il diradamento pianificato per il modello e l'ultimo realizzato per gli stessi casi di studio.

La Tavola alsometrica è l'espressione del fenomeno produttivo in un soprassuolo a densità normale, dell'estensione di un ettaro, ben definito per composizione, forma di governo e trattamento, fertilità. Quello descritto dalla Tavola è un soprassuolo ideale, considerato integralmente produttivo sulla superficie [privo di vuoti], omogeneo per fertilità, che prescinde da ogni forma di mortalità che riduca la densità a un livello inferiore a quello "normale". La Tavola

rappresenta le condizioni medie di uno scenario concreto dove non esistono boschi che si presentino e si conservino identici per tutti i fattori influenti sul processo produttivo. Dunque, lo sviluppo della massa e degli altri parametri riprodotto dalla Tavola non può che rappresentare la media di valori concreti più o meno diversi.

Hellrigl 1988

Altri punti di attenzione riguardano la “densità normale”, definita come quella di occupazione del bio-spazio con intensità ottimale allo scopo della coltura, e la “densità normale tabulare”,

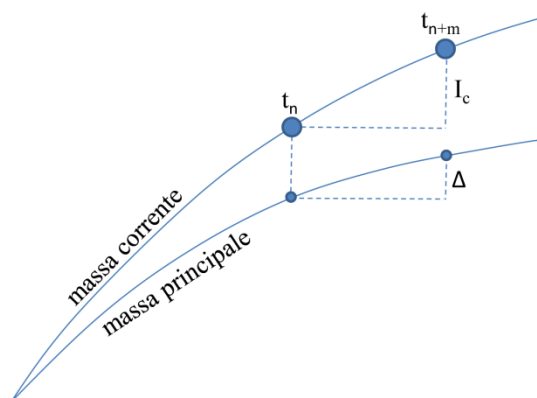


Figura 5.4 -Variazione della massa principale (Δ) e incremento corrente di massa corrente (I_c) utilizzato per il confronto plot-modello

come quella che garantisce, a ogni tempo, il massimo incremento corrente possibile. La “densità normale” non è quindi una densità definita, ma rappresenta piuttosto un “campo di densità normale” prodotto dalla combinazione specie legnosa, fertilità, forma di governo e trattamento, in cui l’area basimetrica varia poco, mentre può variare notevolmente il numero di soggetti e con esso il relativo diametro (Hellrigl *op. cit.*). Da

tenere presente infine, è la soglia minima di misura spesso non conosciuta, che si riflette nella densità di soggetti riportata nella Tavola e sul valore di area basimetrica “normale”. Dove (ABR1 e PUG1) la presenza di un sottopiano di pre-rinnovazione determina un aumento sensibile della densità a un valore che non descrive la struttura effettiva di fustaia, il numero dei soggetti, l’area basimetrica e l’altezza media sono stati corretti a meno del sottopiano.

I valori volume in piedi, incremento corrente di massa corrente, “indice della vera produttività biologica del soprassuolo” (Hellrigl *op. cit.*) e medio dei casi di studio sono quindi posti a confronto con quelli tabulati. Il periodo di calcolo dell’incremento corrente, da cui il periodale medio, è pari a 10 anni, eguale all’intervallo riportato dalle Tavole, e meno influenzato da variazioni puntuali recenti.

Il calcolo dell’indice standard di densità (SDI di Reineke) (1) del modello alsometrico, dove sono presenti entrambi gli elementi di calcolo (G, N), completa il riferimento con i casi di studio.

$$SDI = N(25/d_g)^b ; b = -1,664 \text{ per abete rosso}; b = -1,789 \text{ per faggio (Solberg et al. 2009)} \quad (1)$$

I valori medi di età, incremento corrente di volume e SDI misurati sui *plot* sono infine confrontati con quelli medi rilevati sulle stesse tipologie della rete europea (Solberg *et al. op. cit.*).

Il confronto non intende fare inferenza, ma soltanto valutare la posizione relativa dei casi di studio rispetto ai valori europei calcolati su numerosità molto superiori.

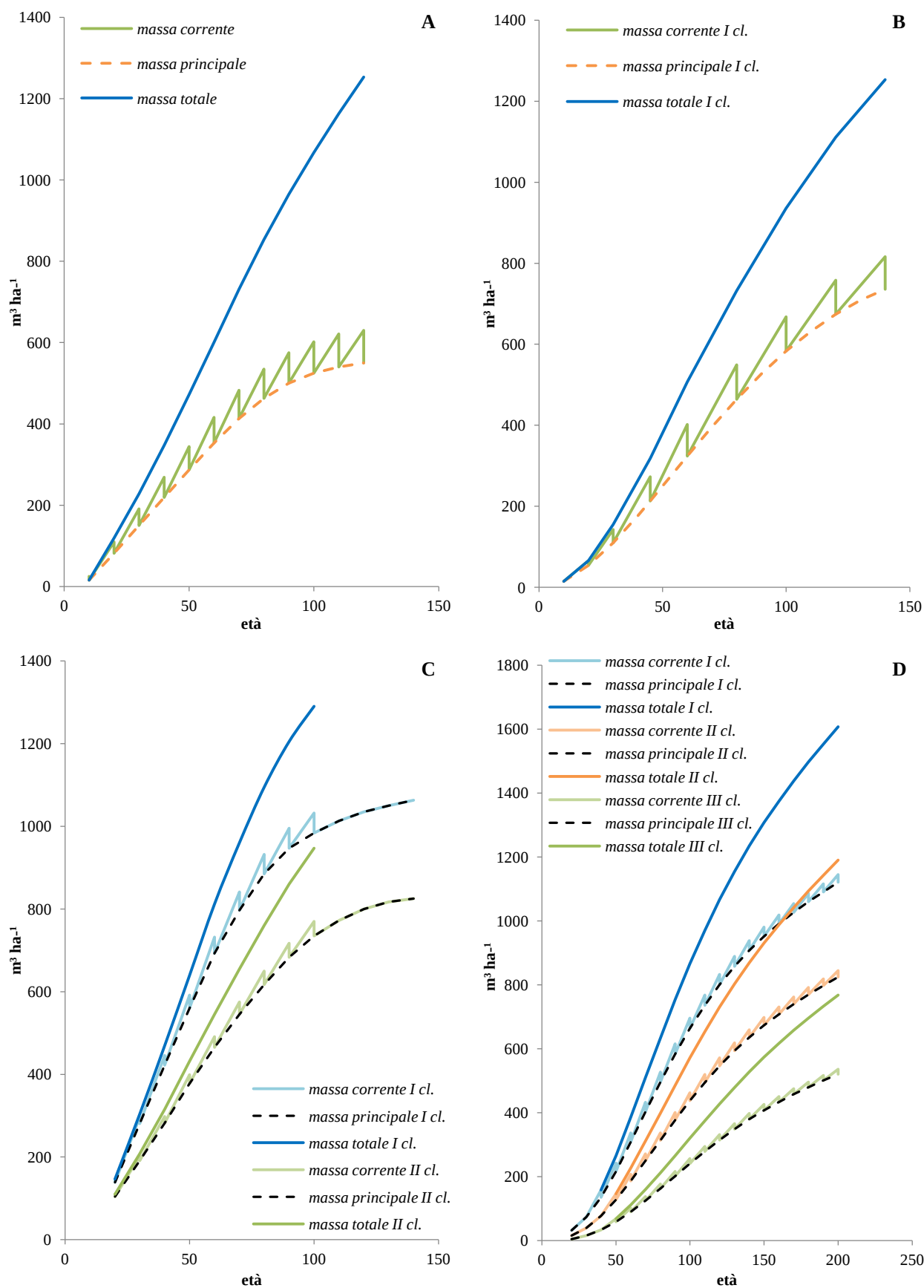


Figura 5.3 - Sviluppo grafico di alcuni modelli alometrici: **A)** Tavola delle fustaie coetanee di faggio del Molise. La massa intercalare ha cadenze cronologiche fisse a indicare un modello di diradamento a intervalli costanti. **B)** Tavola delle fustaie coetanee di faggio dell'Irpinia. La massa intercalare ha cadenze cronologiche crescenti. **C)** Tavola delle faggete del Gargano (I e II classe di fertilità) che prevede interventi intercalari fino all'età di 100 anni. **D)** Tavola della fustaia prevalentemente coetanea di abete rosso della Foresta Demaniale di Paneveggio

5.2.3 Gli indici di struttura spaziale, dimensionale e dendrologica

La conoscenza di dati quantitativi sulla struttura forestale a livello di popolamento è la premessa indispensabile per comprendere il funzionamento del sistema e quindi realizzare una gestione forestale sostenibile. Sono noti i collegamenti tra struttura e diversità biologica, stabilità ecologica (“persistenza” sec. Margalef) e sviluppo del bosco (Kint *et al.* 2003). La determinazione della diversità strutturale a livello di popolamento è un elemento predittivo importante dell’accrescimento (Staudhammer e Le May 2001). Modelli di crescita diversi sono correlati alla complessità strutturale (Oliver e Larson *op. cit.*). L’accrescimento arboreo è funzione del contesto spaziale e reciprocamente influenza la struttura spaziale del bosco, mentre tutti gli impatti biotici e abiotici a loro volta condizionano quest’ultima (Pommerening 2006). La struttura è elemento di diversità biologica complessiva della comunità (Kimmins 1997) e i criteri di gestione per biodiversità possono essere realizzati attraverso la gestione della diversità strutturale.

La struttura spaziale è un fattore significativo nel determinare diversità di habitat e di specie. Eterogeneità orizzontali e verticali crescenti sono collegate a maggiori presenze specifiche e livelli di stabilità ecologica (Pommerening 2002). Le opzioni colturali modificano la struttura del popolamento e hanno quindi un ruolo potenziale importante nell’assicurare diversità e stabilità (Pretzsch 1997). Esiste quindi una domanda di informazione in crescita sulla diversità a livello di popolamento, in particolare sulla distribuzione spaziale degli alberi e dei loro attributi (Mason e Quine 1995; Ferris e Humphrey 1999). Una diversità elevata è associata alla presenza di specie e classi dimensionali diverse. Date le relazioni tra diametro e altezza e altezza e profondità della chioma, la diversità dimensionale degli alberi è un buon *proxy* della articolazione spaziale della massa fogliare (Buongiorno *et al.* 1994).

Secondo Gadow (1999) e Pommerening (2002), la α diversità (livello popolamento) è individuata dalla disposizione relativa degli alberi, dalla loro diversità specifica e da quella dimensionale. Da questo assunto, nasce l’idea di un insieme di indici individuali che copra i tre aspetti della α diversità e possa definire gli aspetti della distribuzione degli attributi degli alberi a piccola scala (Gadow e Hui 2002), per descrivere quantitativamente e simulare la struttura spaziale del bosco (Pommerening 2006). L’approccio si basa sull’esame dei soggetti immediatamente circostanti ciascun albero o serie di punti individuati nel popolamento (*neighbourhood-based*). Gli indici possono essere riferiti a albero o punto (*reference-tree o reference-point based*); i secondi più utilizzati come strumento inventariale. Il numero di soggetti circostanti è variabile da 3 a 4, in funzione dell’indice. Il numero di alberi contigui = 4 si è dimostrato essere quello più adatto da considerazioni pratiche sul metodo di rilievo (Hui e Hu 2001) e quello più idoneo per una caratterizzazione affidabile della diversità strutturale (Corona

et al. 2005a). Gli indici utilizzati nel lavoro sono del tipo descritto: *Contagion* (W), *Mingling* (MI), *Diameter differentiation* (T). Questi indici risultano in valori individuali e quindi la loro distribuzione diventa l'unità di informazione fondamentale, rispetto alla media aritmetica come nella maggior parte degli approcci utilizzati in precedenza per costruire indici di struttura (Pommerening 2006). Il valore medio rimane comunque espressione sintetica della condizione descritta a livello di popolamento (Corona et al. op. cit.). Tutti gli indici sono stratificabili per specie o strato sociale dove l'obiettivo sia quello di filtrare un tipo di sotto-popolazione dall'insieme. (Fabbio et al. 2006).

Il significato ecologico di ciascuno degli elementi di α diversità è riassunto da Kint et al. (op. cit.). Il modello distributivo degli alberi (*positioning*) determina in particolare differenti regimi di illuminazione e modi di rinnovazione all'interno del soprassuolo [...] e influenza significativamente accrescimento e produzione legnosa [...]. Il numero e il modello distributivo delle specie (*mixture*) determina il regime luminoso [...] e la composizione della lettiera [...], controllando così un grande numero di processi biotici e abiotici. La differenziazione dimensionale verticale e orizzontale secondo posizione relativa, mescolanza, età, livello di competizione (*differentiation*), determina la variazione di microclima, la disponibilità alimentare e la complessità strutturale che influenzano direttamente la presenza e abbondanza di specie animali e vegetali [...].

- Indice di Gadow o *Contagion* (W) (Gadow et al. 1998; Pommerening 2000; Aguirre et al. 2003; Corona et al. 2005b) è l'indice individuale che descrive il grado di regolarità della distribuzione relativa degli alberi nell'intorno di ciascun soggetto di riferimento. Per n alberi contigui l'indice assume $n+1$ valori compresi tra $0 \rightarrow 1$ passando da una distribuzione regolare $\rightarrow$ a casuale $\rightarrow$ a raggruppata. L'indice è calcolato su $n = 4$.

- Indice di differenziazione diametrica (T) (Gadow e Fuldner 1995; Aguirre et al. 2003; Fischer e Pommerening 2003) è l'indice individuale di diversità dimensionale che descrive la differenza diametrica tra l'albero di riferimento e i 3 circostanti. I valori variano tra $0 \rightarrow 1$ in funzione della variazione relativa.

- Indice di Mescolanza specifica o *Mingling* (MI) (Gadow e Fuldner 1995; Aguirre et al. 2003) è l'indice individuale, corrispondente al coefficiente di segregazione di Pielou, che descrive la proporzione dei 3 alberi più vicini della stessa specie o meno rispetto al soggetto di riferimento. Nel caso di $n=3$, **MI** può assumere i valori di $0 \rightarrow 0,33 \rightarrow 0,67 \rightarrow 1$. I valori più alti indicano una maggiore mescolanza specifica mentre quelli più bassi l'esistenza prevalente di gruppi mono-specifici e quindi la presenza di segregazione (Pommerening 1997).

Gli indici sono stati calcolati con il software *MaInTreeS* (Bertini et al. 2007).

Bibliografia citata

Aguirre O, Hui G, von Gadow K, Jimenez J (2003). An analysis of spatial forest structure using neighbourhood -based variables. *Forest Ecology and Management* 183: 137-145.

Assmann E (1970). *The Principles of Forest Yield Study*. Pergamon Press Oxford.

Beck W (2009). Growth patterns of forest stands - the response towards pollutants and climatic impact. *iForest - Biogeosciences and Forestry* 2: 4-6.

Bertini G, Fabbio G, Pichi M, Piovosi M (2007). MaInTreeS (Mapping Indexing Trees' Structure): un software per la descrizione della diversità specifica e strutturale di soprassuoli forestali. VI Congresso Nazionale SISEF 25-27 Settembre 2007, Arezzo. Sessione comunicazioni orali, p. 39.

Dobbertin M (2005). Tree growth as indicator of tree vitality and of the reaction to environmental stress: a review. *European Journal of Forest Research* 124: 319-333.

Buongiorno J, Dahir S, Lu HC, Lin CR (1994). Tree size diversity and economic returns in uneven-aged forest stands. *Forest Science* 40 (19): 83-103.

Castellani C (1982). *Tavole stereometriche ed alsometriche costruite per i boschi italiani*. ISAFA Trento.

Castellani C, Scrinzi G, Tabacchi G, Tosi V (1984). *Inventario forestale nazionale italiano (I.F.N.I.) - Tavole di cubatura a doppia entrata*. MAF Dir. Gen. per l'Economia Montana e le Foreste e ISAFA Trento.

Corona P, Calvani P, Ferrari B, Lamonaca A, Portoghesi L, Plutino M (2005a). Sperimentazione di un sistema integrato di indici per il monitoraggio della diversità strutturale in soprassuoli forestali. *Italia Forestale e Montana* 4: 447-462.

Corona P, D'Orazio P, Lamonaca A, Portoghesi L (2005b). L'indice di Winkelmass per l'inventariazione a fini assestamentali della diversità strutturale di soprassuoli forestali. *Forest@* 2 (2): 225-232.

Cutini A (2002). Litterfall and Leaf area Index in the CONECOFOR Permanent Monitoring Plots. *Journal of Limnology* 61 (suppl.1): 62-68.

Dobbertin M, Andreassen K, Neumann M, Somogy Z (2000). *Forest growth. Report of the Expert Panel on Forest Growth*, Zurigo.

Fabbio G, Amorini E (2000). Tree growth survey and increment assessment. Contribution to the integrated evaluation of ecosystem's status. *Annali Istituto Sperimentale per la Selvicoltura: Special Issue on Integrated and Combined Evaluation of Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Italy. Concepts, Methods and First Results*. Arezzo 30 (1999): 81-89.

Fabbio G, Amorini E (2002). Contribution to growth and increment analysis on the Italian CONECOFOR Level II network. *Journal of Limnology* 61 Suppl. 1: 46-54.

Fabbio G, Manetti MC, Bertini G (2006). Aspects of biological diversity in the CONECOFOR plots. II. Species richness and vascular plant diversity over the period 1999-2003. *Annali Istituto Sperimentale per la Selvicoltura: Special Issue on Aspects of Biodiversity in Selected Forest Ecosystems in Italy*. Arezzo 30 suppl. 2: 17-28.

Fabbio G, Bertini G, Calderisi M, Ferretti M (2008). Status and trend of tree growth and mortality rate at the CONECOFOR plots, 1997-2004. *Annali Centro di Ricerca per la Selvicoltura: Special Issue on Ecological Condition of Selected Forest Ecosystems in Italy. Status and Changes 1995-2005*. Arezzo 34: 11-20.

- Ferris R, Humphrey JW (1999). A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. *Forestry* 72: 313-328.
- Fischer R, Pommerening A (2003). Methodology for stand structure assessment in the biodiversity test phase 2003-2005 of EU/ICP Forests. PCC of ICP Forests Hamburg, University of Wales Bangor Internal Report 11 p.
- Gadow von K (1999). Waldstruktur und Diversität. *Allg. Forst. u. J.-Ztg* 170: 117-122.
- Gadow von K, Fuldner K (1995). Zur Beschreibung forstlicher Eingriffe-New ways of describing thinnings. *Forstw. Cbl.* 114: 151-159.
- Gadow von K, Hui G (2002). Analysis of forest structure and diversity. Report "Incorporating forest growth models into decision - support tools for sustainable forest management", Congress Lisboa.
- Gadow von K, Huy GY, Albert M (1998). Das Winkelmaß-ein Strukturparameter zur Beschreibung der Individualverteilung in Waldbeständen. *Centralblatt für gesamte Forstwesen* 155: 1-9.
- Hellrigl B (1988). *Appunti di dendro-auxonomia*. A cura di Colpi e De Mas. Università di Padova 239 p.
- Hui GH, Hu YB (2001). Measuring species spatial segregation in mixed forest. *For. Res.* 14 (1): 23-27.
- Innes JL (1993). *Forest health: its assessment and status*. Wallingford, Oxon UK, CAB International.
- Kimmins JP (1997). Biodiversity and its relationship to ecosystem health and integrity. *For.Chron.* 73: 229-232.
- Kint V, van Meirvenne M, Nachtergale L, Geudens G, Lust N (2003). Spatial methods for quantifying Forest Stand Structure Development: A comparison between nearest-neighbour indexes and variogram analysis. *Forest Science* 49 (1): 36-49.
- Kozłowski TT, Kramer PJ, Pallardy SG (1991). *The physiological ecology of woody plants*. Academic Press New York.
- Larcher W (2001). *Ökophysiologie der Pflanzen*. Ulmer Verlag, Stuttgart, 6. Auflage.
- Manetti MC (2002). Tree ring growth by coring sampling at the CONECOFOR Permanent Monitoring Plots. The deciduous oak (*Quercus cerris* L.) type. *Journal of Limnology* 61 (suppl.1): 55-61.
- Mason WL, Quine CP (1995). Silvicultural possibilities for increasing structural diversity in British Spruce forests: the case of Kielder Forest. *Forest Ecology and Management* 145: 91-106.
- Oliver CD, Larson BC (1990). *Forest stand dynamics*. Biological Resource Management Series. McGraw-Hill 467 p.
- Pommerening A (1997). Eine Analyse neuer Ansätze zur Bestandesinventur in strukturreichen Wäldern-An analysis of new approaches towards stand inventory in structure-rich forests. Ph.D dissertation, Faculty of Forestry and Forest Ecology, University of Göttingen, Cuvillier Verlag Göttingen, 187 p.
- Pommerening A (2000). Neue Methoden zur räumlichen Reproduktion von Waldbeständen und ihre Bedeutung für forstliche Inventuren und deren Fortschreibung-New methods of spatial simulation of forest structures and their implications for updating forest inventories. *Allg. Forst-u.J-Zeitung* 171: 164-169.
- Pommerening A (2002). Approaches to quantifying forest structures. *Forestry* 75: 305-324.
- Pommerening A (2006). Evaluating structural indices by reversing forest structural analysis. *Forest Ecology and Management* 224: 266-277.

- Pretzsch H (1997). Analysis and modeling of spatial stand structures. Methodological considerations based on mixed beech-larch stands in Lower Saxony. *Forest Ecology and Management* 97: 237-253.
- Satoo T (1971). Primary production relations of coniferous forests in Japan. In: Unesco 1971, *Productivity of forest ecosystems*. Proceed. Brussels Symp. 1969: 191-205.
- Solberg S, Dobbertin M, Reinds JG, Lange H, Andreassen K, Garcia Fernandez P, Hildingsson A, de Vries W (2009). Analyses of the impact of changes in atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: a stand growth approach. *Forest Ecology and Management* 258 (8): 1735-1750.
- Staudhammer CL, Le May VM (2001). Introduction and evaluation of possible indexes of stand structural diversity. *Canadian Journal of Forest Research* 31: 1105-1115.
- Tabacchi G, Di Cosmo L, Gasparini P (2011). Aboveground tree volume and phytomass prediction equations for forest species in Italy. *European Journal of Forest Research* 130: 911-934.
- Tadaki Y (1986). Productivity of forests in Japan. In: Crown and canopy structure in relation to productivity. T. Fujimori e D. Whitehead Eds. IUFRO: 7-25.
- Zeide B (1985). Tolerance and self-tolerance of trees. *Forest Ecology and Management* 13: 149-166.
- Zeide B (1991). Self-thinning and stand density. *Forest Science* 37: 517-523.
- Zeide B (2005). How to measure stand density. *Trees - Structure and Function* 19: 1-14.

6. Analisi preliminare del dataset

Il set di dati è stato analizzato tramite Analisi dei Componenti Principali (PCA). La PCA produce una visione globale del sistema evidenziando le relazioni tra le variabili considerate e l'importanza relativa di ciascuna; descrive le relazioni tra i campioni in base alla loro distribuzione nello spazio multi-dimensionale descritto dall'insieme delle variabili originali. La PCA trova vasto impiego nell'esplorazione iniziale dei dati e nell'evidenziare l'esistenza di gruppi omogenei di campioni non classificati *a priori*, dato che consente di estrarre anche l'informazione latente, dovuta agli effetti multivariati, sinergici ed antagonisti, presenti in ciascun sistema reale. Nel caso in oggetto, in cui le variabili sono descritte da scale differenti e hanno diverse unità di misura, è stata operata la standardizzazione per ottenere la loro confrontabilità.

Il set di dati comprende 18 *plot*: ABR1, CAL1, CAM1, EMI1, EMI2, FRI2, LAZ1, LOM1, MAR1, PIE1, PUG1, TRE1, VAL1, VEN1, LOM3, TOS3, BOL1, LIG1; 11 variabili: densità, area basimetrica, diametri medio e dominante, altezze media e dominante, volume, età, Im_V , Ic_{Vanno} , SDI; rilevate in 4 inventari successivi: 1997, 2000, 2005, 2010.

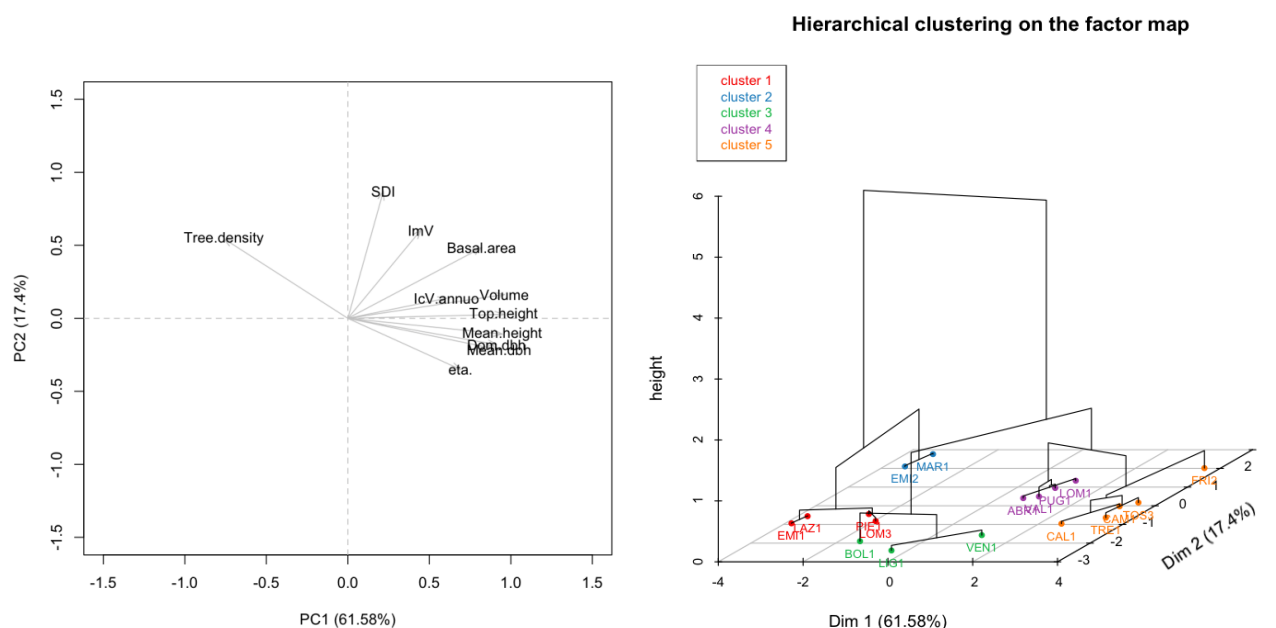


Figura 6.1 - Grafico dei loading per il dataset 2010

Figura 6.2 - Grafico degli score per il dataset 2010

Su questo dataset sono state eseguite due analisi, la prima utilizzando solo i dati 2010, la seconda sui dati dei 4 anni di inventario, escludendo in questo caso la variabile Ic_{Vanno} non disponibile al primo anno. I risultati della analisi 2010 sono riportati nelle figure 6.1 (*loading plot*) e 6.2 (*score plot*).

Il grafico dei *loading* mostra le correlazioni tra le variabili che descrivono il sistema:

- la densità del soprassuolo e l'età del bosco sono inversamente correlate;

- SDI ed Im_V sono indipendenti dai due parametri di cui al punto precedente;
- tutti gli altri parametri sono molto correlati ad eccezione dell'area basimetrica.

I primi due componenti principali spiegano quasi il 90% della varianza complessiva del sistema, che quindi si può considerare ben rappresentato. Le variabili che lo descrivono sono ben strutturate tra di loro.

In figura 6.2 sono rappresentati gli *score*, ovvero i *plot*, raccolti in 5 *cluster*. Il raggruppamento è realizzato utilizzando un algoritmo di *clustering* che va ad operare direttamente sugli *score* estratti con la PCA. Per ottenere la sicurezza di considerare tutta l'informazione del sistema sono stati utilizzati anche il terzo ed il quarto componente, raggiungendo una varianza spiegata superiore al 95%. I primi due *cluster* (1-rosso e 2-azzurro) sono considerati differenti dagli altri tre, pur essendo il *cluster* 1 molto vicino al 3 (verde). Questo è dovuto all'informazione contenuta nei restanti componenti che, sebbene piccola, consente di distinguere le tipologie di fustaia (terzo, quarto e quinto *cluster*) da quelle di ceduo. Il raggruppamento è coerente con la forma di governo, non con la specie e il tipo strutturale (Fig.6.3).

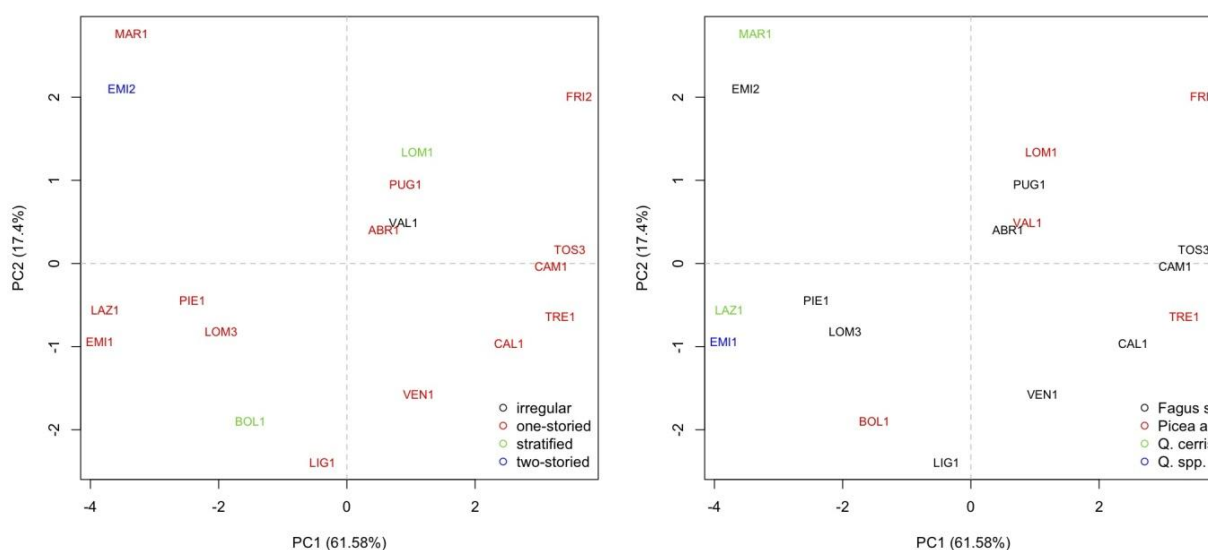


Figura 6.3 - Grafici degli *score plot* per il dataset 2010, in funzione rispettivamente del tipo strutturale e della specie

Il passo successivo ha riguardato l'analisi del *dataset* completo. In figura 6.4 è riportato il grafico dei *loading*: la struttura non cambia rispetto alla figura 6.1, nonostante la variabile in meno (Ic_{Vanno}). Ciò significa che le correlazioni tra le variabili rimangono circa le stesse e che quindi non si hanno variazioni sostanziali né di significato né di capacità descrittiva del sistema. Nel grafico degli *score* (Fig. 6.5) le posizioni dei *plot* rimangono quindi sostanzialmente invariate rispetto a quanto visto per il solo anno 2010 per cui valgono le considerazioni precedenti.

Nello stesso grafico, è possibile verificare i cambiamenti attraverso i successivi anni di inventario osservando gli spostamenti del medesimo *plot*, nei diversi anni.

Per la maggior parte dei *plot* si ha una traslazione dal basso a sinistra all'alto a destra, che indica principalmente un incremento nel tempo di Im_V e area basimetrica. Tale incremento procede a “velocità” diverse, come evidenziato dalla distanza tra i diversi *score* di ciascun *plot*: più gli *score* sono distanziati, maggiore è la variazione di incremento nel tempo.

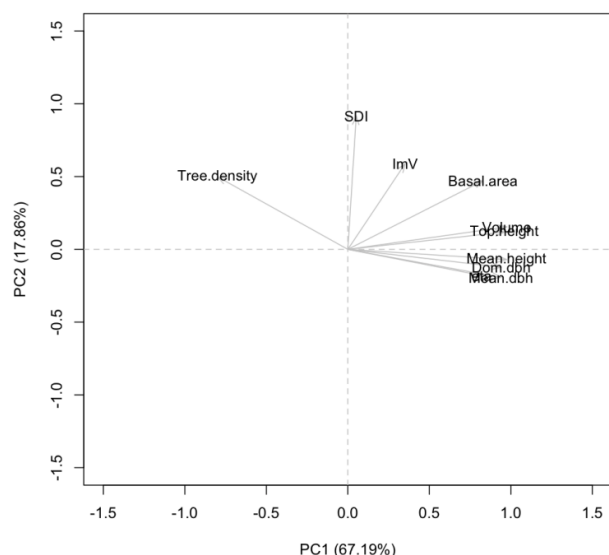


Figura 6.4 - Grafico dei loading per il dataset completo

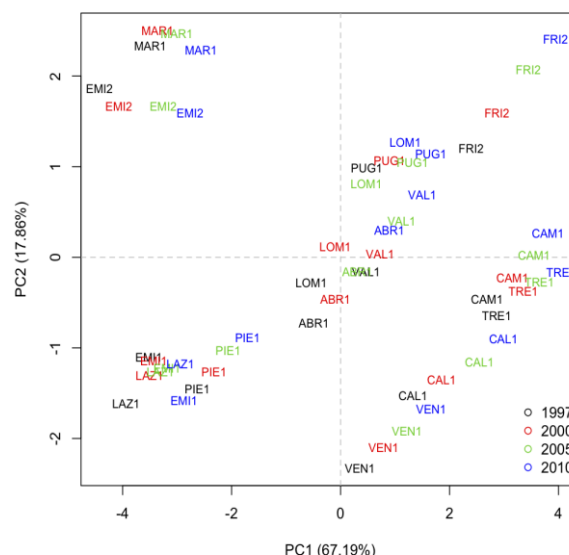


Figura 6.5 - Grafico degli score per il dataset completo

In figura 6.6 è riportato l'incremento di Im_V per i *plot* più “veloci”: FRI2 e LOM1, a confronto con MAR1 ed EMI1, che invece rimangono circa stazionari.

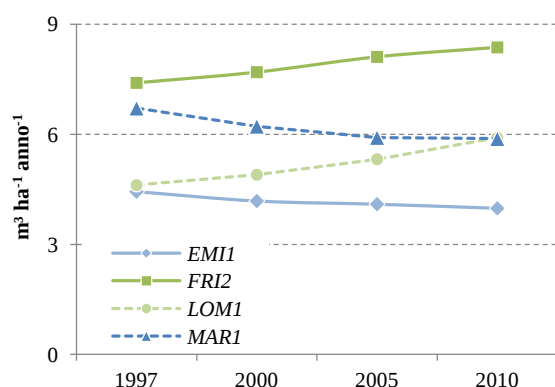


Figura 6.6 - Variazione di Im_V per *plot*

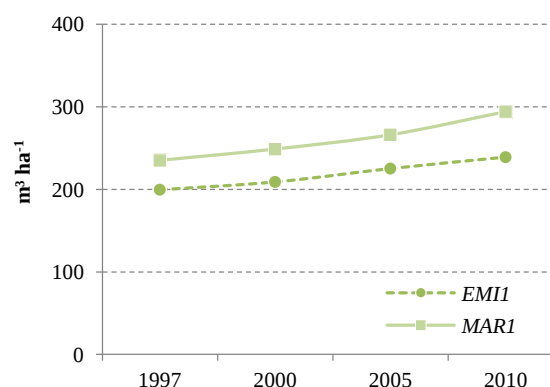


Figura 6.7 - Variazione di volume per *plot*

Altri 2 *plot* (EMI2 e PUG1) sono caratterizzati da stazionarietà. In questi casi non si ha una traslazione verso l'alto, ma solamente lo spostamento verso destra, ad indicare invece un incremento nei parametri valori “dimensionali” di volume, altezza, diametro (Fig. 6.7).

7. Risultati e discussione

7.1 La struttura della popolazione

7.1.1 La struttura dimensionale

La struttura dimensionale della popolazione è rappresentata dalla distribuzione delle frequenze diametriche (vedi sequenza grafica). Il profilo di ciascuna curva, anche all'interno del medesimo tipo, traduce in forma dimensionale le aggregazioni spaziali, le densità e i dendrotipi originati in boschi seminaturali dalla storia colturale e descrive quindi l'aspetto fisionomico del soprassuolo. La forma distributiva varia in funzione dell'età dominante o delle classi di età, della presenza di rinnovazione, del trattamento, che riduce progressivamente il numero di soggetti anticipando la mortalità naturale, determina la loro distribuzione orizzontale e verticale, lo spazio di crescita e le risorse disponibili, produce la differenziazione diametrica e modella i dendrotipi.

- *Faggete*: le distribuzioni dimensionali attraverso i 7 casi di studio sono differenziate in termini di frequenze relative, *range* diametrico e posizione dei valori modali. Spesso le curve sono bi- o plurimodali e il campo diametrico rappresentato è sempre ampio. La differente densità durante il ciclo di coltivazione si traduce in frequenze più raggruppate (PUG1, ABR1, VEN1, LIG1) o diluite in tutto il campo di variazione (CAL1, CAM1, TOS3). In tutti i casi esaminati si legge la presenza di frequenze intercalari non rimosse. L'asimmetria è positiva nel primo gruppo di *plot* e negativa nel secondo. I dendrotipi sono molto variabili attraverso i casi di studio (Fig.7.1) per la plasticità della specie, che va ad occupare lo spazio laterale e superiore di chioma reso disponibile dalla rimozione intercalare precedente.

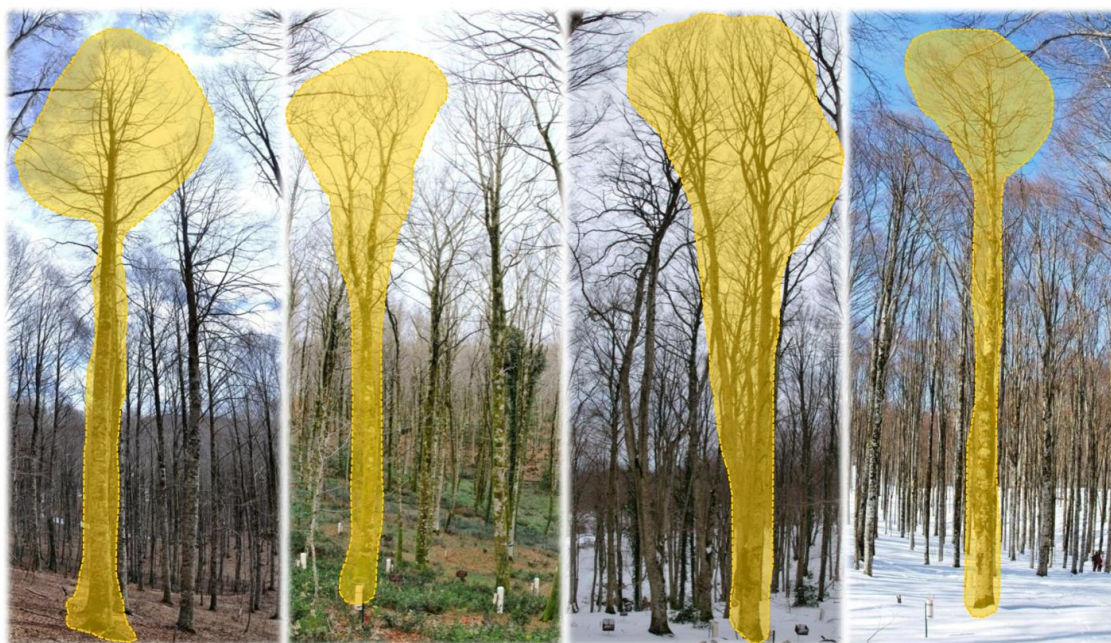
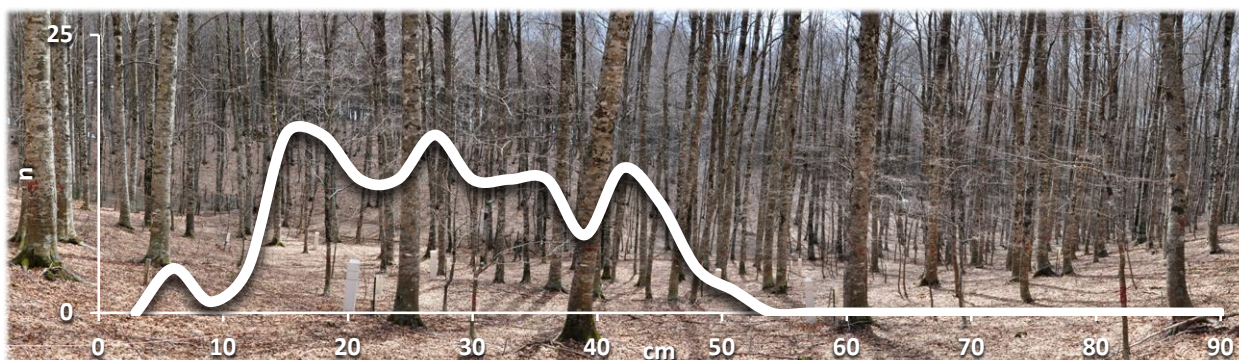


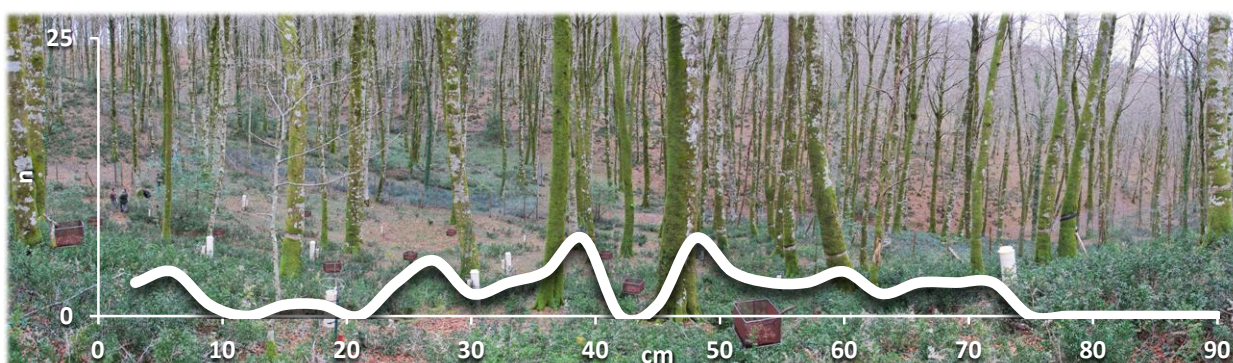
Figura 7.1 - Dendrotipi di faggeta (da sx: ABR1-CAL1-CAM1-VEN1)

La variabilità diametrica, espressa dal coefficiente di variazione (cv) (vedi tab. in seq. fot.), è compresa tra il 27 e il 34%, mentre è maggiore in CAL1 (0,45), PUG1 (0,58), ABR1 (0,61),

dove la presenza di un piano dominato, originato da pre-rinnovazione o da mancati interventi intercalari, allunga la presenza delle frequenze inferiori e aumenta la differenziazione dimensionale complessiva (Fabbio *et al.* 2006).



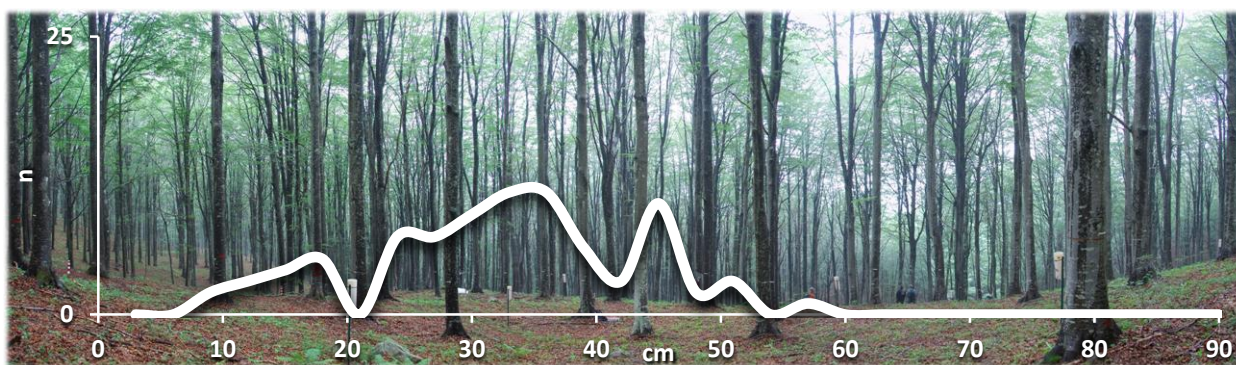
plot	età	n n ha ⁻¹	cv _d	G m ² ha ⁻¹	G per piano %			ΔG relativo per piano %		
ABR1	125	883	0,61	47,1	S 70	M 25	I 5	S 1,3	M 0,9	I 0,4



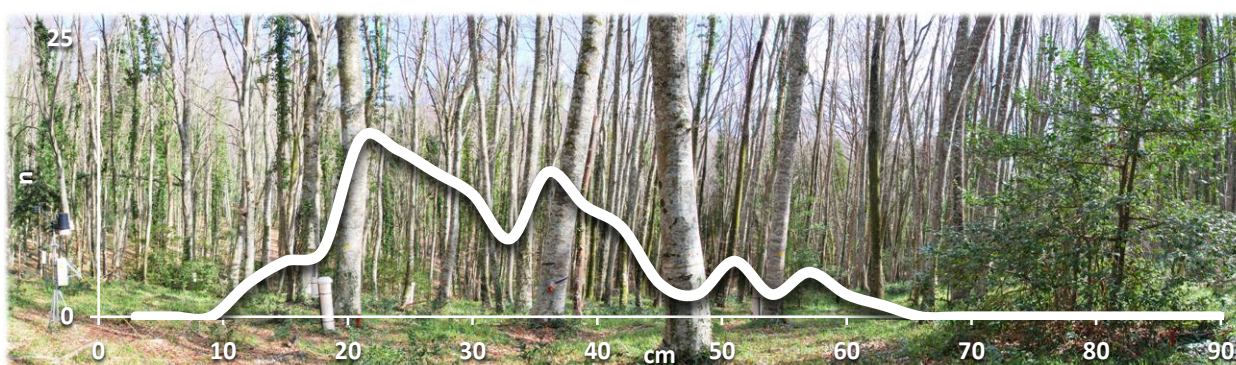
plot	età	n n ha ⁻¹	cv _d	G m ² ha ⁻¹	G per piano %			ΔG relativo per piano %		
CAL1	125	272	0,45	44,7	S 66	M 32	I 2	S 1,0	M 1,0	I 0,3



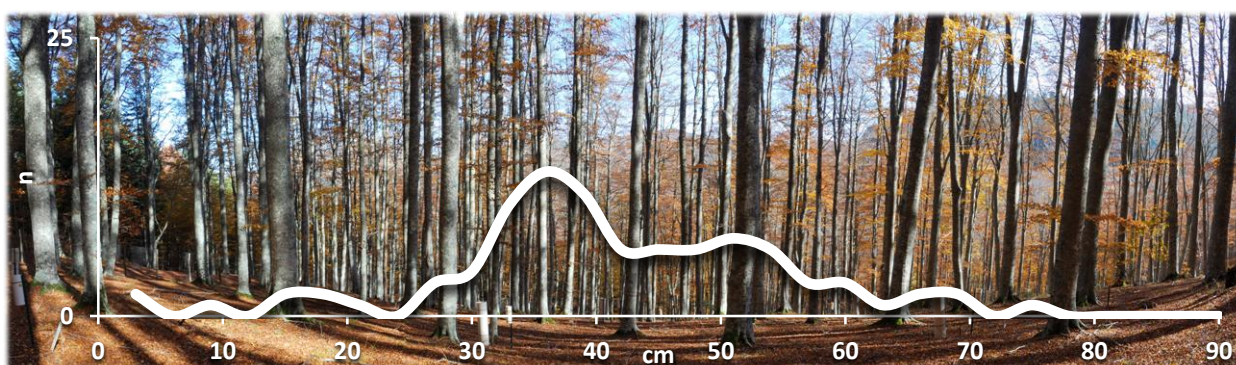
plot	età	n n ha ⁻¹	cv _d	G m ² ha ⁻¹	G per piano %			ΔG relativo per piano %		
CAM1	115	240	0,34	53,0	S 69	M 30	I 1	S 0,9	M 0,8	I 0,7



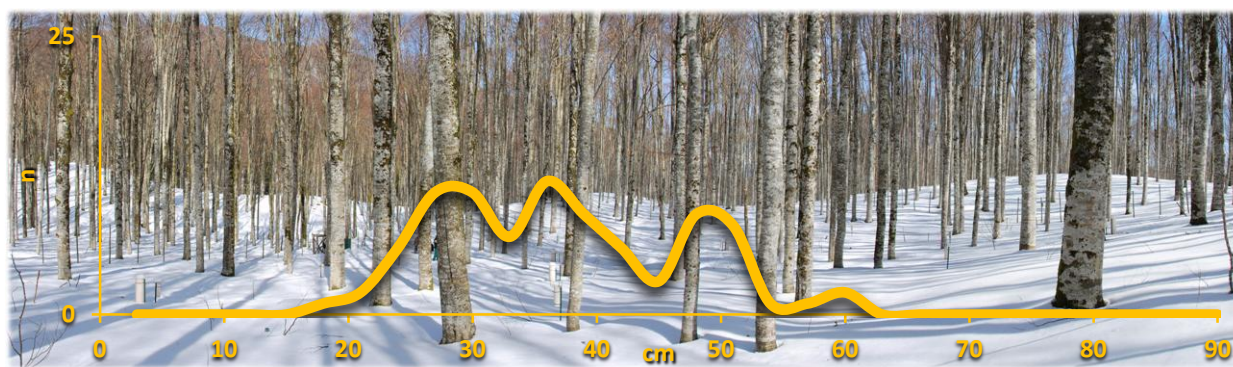
plot	età	n n ha ⁻¹	cv _d	G m ² ha ⁻¹	G per piano %			ΔG relativo per piano %		
LIG1	115	336	0,34	30,5	S 57	M 40	I 3	S 1,4	M 1,1	I 0,2



plot	età	n n ha ⁻¹	cv _d	G m ² ha ⁻¹	G per piano %			ΔG relativo per piano %		
PUG1	90	731	0,58	48,0	S 60	M 37	I 3	S 1,8	M 1,3	I 1,0



plot	età	n n ha ⁻¹	cv _d	G m ² ha ⁻¹	G per piano %			ΔG relativo per piano %		
TOS3	160	368	0,33	56,2	S 80	M 19	I 1	S 0,6	M 0,4	I 0,4

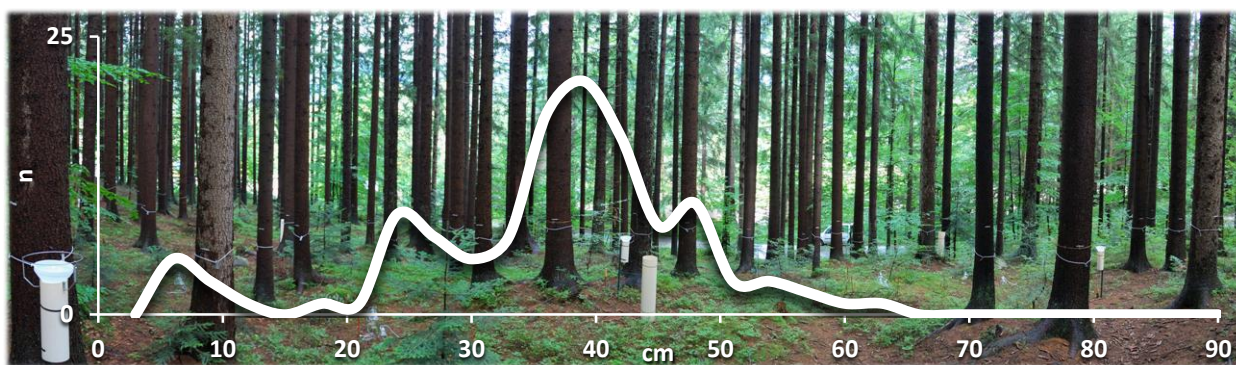


plot	età	n n ha ⁻¹	cv _d	G m ² ha ⁻¹	G per piano %			ΔG relativo per piano %		
VEN1	135	341	0,27	39,1	S 53	M 41	I 6	S 1,1	M 0,7	I 0,3

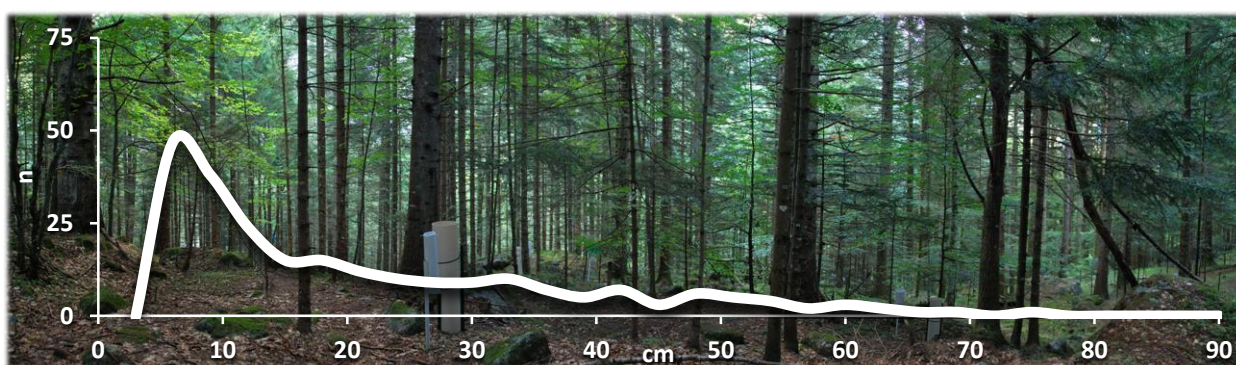
- *Peccete*: la struttura variabile di questi *plot*, più differenziati anche per età, si riflette nelle distribuzioni. Il modello più regolare è quello di FRI2, in cui a sinistra del valore modale si presenta prima una fase di pre-rinnovazione e poi la moda secondaria del mancato prelievo intercalare. La maggiore età di TRE1 e la sua articolazione su due classi di età allungano la fase modale della distribuzione. Questa diventa plurimodale in VAL1, dove le frequenze si distribuiscono in modo bilanciato su una gamma dimensionale ampia. La forma diventa fortemente asimmetrica in LOM1, dove le specie complementari alla *Picea* che forma il piano principale, sono diffuse negli strati intermedio e dominato. La distribuzione ha andamento disetaneo in BOL1. L'asimmetria è circa nulla in VAL1, negativa in FRI2, TRE1, BOL1, positiva in LOM1. La variabilità diametrica (cv) è correlata positivamente alla diversità strutturale e varia da 0,32 (FRI2) a 0,77 (BOL1).



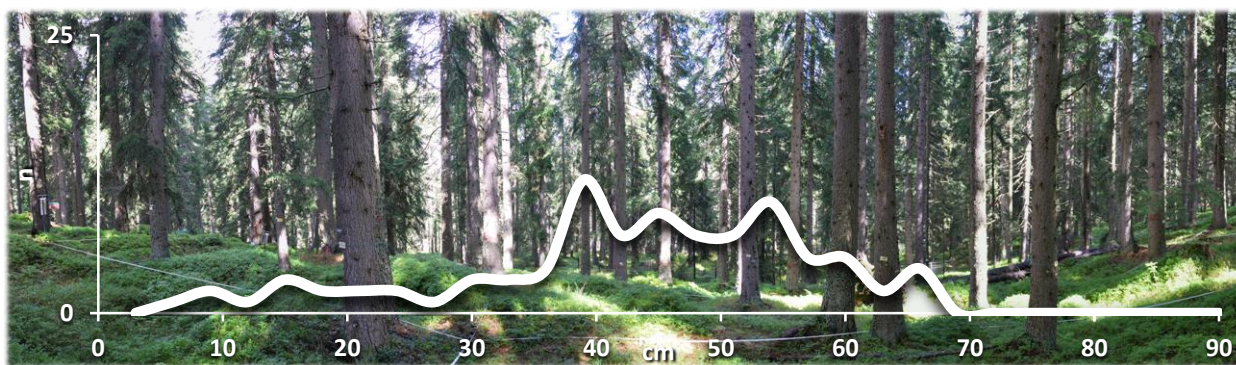
plot	età	n n ha ⁻¹	cv _d	G m ² ha ⁻¹	G per piano %			ΔG relativo per piano %		
BOL1	185	1108	0,77	36,2	S 76	M 18	I 6	S 1,5	M 3,1	I 6,2



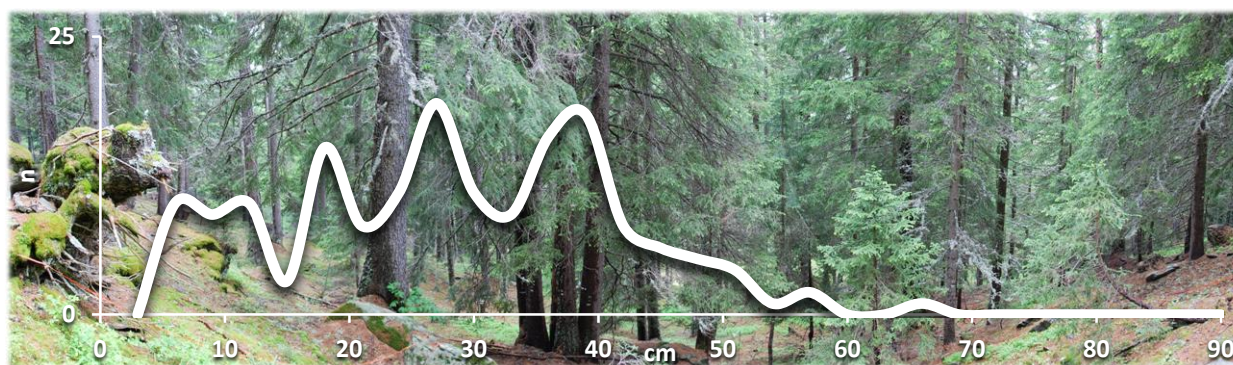
plot	età	n n ha ⁻¹	cv _d	G m ² ha ⁻¹	G per piano %			ΔG relativo per piano %		
FRI2	115	536	0,32	61,7	S 66	M 26	I 8	S 1,4	M 0,4	I 0,4



plot	età	n n ha ⁻¹	cv _d	G m ² ha ⁻¹	G per piano %			ΔG relativo per piano %		
LOM1	95	939	0,72	52,3	S 87	M 6	I 7	S 1,4	M 2,5	I 1,1



plot	età	n n ha ⁻¹	cv _d	G m ² ha ⁻¹	G per piano %			ΔG relativo per piano %		
TRE1	205	365	0,33	58,4	S 76	M 21	I 3	S 0,6	M 0,4	I 0,4



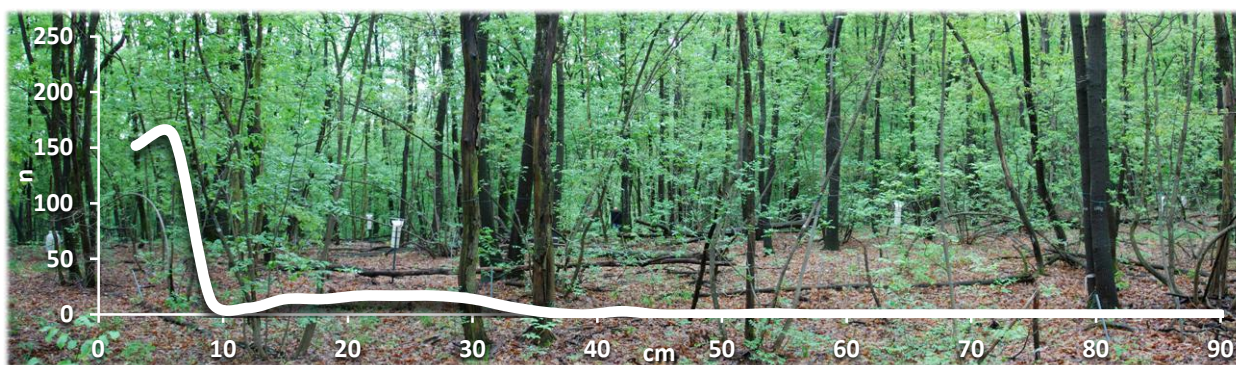
plot	età	n n ha ⁻¹	cv _d	G m ² ha ⁻¹	G per piano %			ΔG relativo per piano %		
VAL1	155	749	0,45	57,2	S 77	M 15	I 8	S 0,7	M 1,4	I 2,1

- *Cedui*: le forme distributive derivate dall'origine comune, si differenziano secondo la struttura in evoluzione da post-coltivazione o in avviamento. Nel primo caso (evoluzione naturale), si identificano due componenti principali: (i) la presenza di matricinatura, numericamente bassa e dimensionalmente distinta; (ii) il temperamento specifico che, nelle querce caducifoglie eliofile riduce precocemente la densità per mortalità naturale, mentre nel faggio, tollerante dell'ombra, mantiene in vita la frazione dominata per un tempo superiore. Nei *plot* in avviamento, i diradamenti tendono a regolarizzare la forma distributiva in quella tipica del bosco coetaneo.

La variabilità diametrica è elevata nei cedui di quercia matricinati (0,92 EMI1; 0,73 MAR1); intermedia nei cedui di faggio (0,54 EMI2; 0,45 PIE1; 0,35 LOM3); minore dove la matricinatura è assente (0,29 LAZ1).

Nei casi esaminati, la matricinatura è comunque ridotta e concentrata su un'unica classe di età maggiore di 1 turno del ceduo. Nei querceti cedui, tutti in evoluzione naturale, la diversità specifica accessoria di altre latifoglie in MAR1 e EMI1 determina la frequenza modale nelle prime classi rispetto a LAZ1, dove il soprassuolo è pressoché puro di cerro.

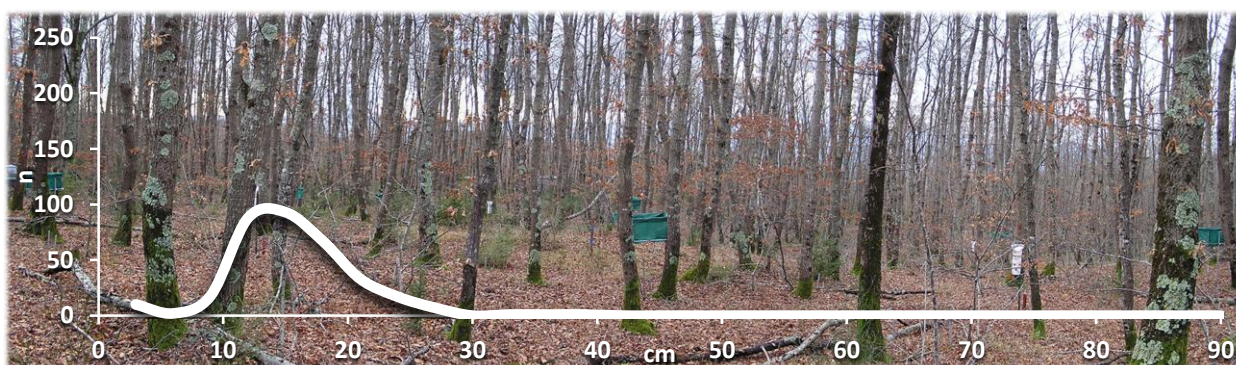
Nei casi di faggeta, è invece il trattamento a modificare l'andamento distributivo dal ceduo non trattato (EMI2), che mantiene le componenti dominata, intermedia e dominante, a PIE1 e LOM3, avviamenti a struttura monoplana su cui emerge la componente di matricine di una o (due) classi di età. Le distribuzioni hanno tutte asimmetria positiva, indipendentemente dalla specie e dal trattamento pregresso.



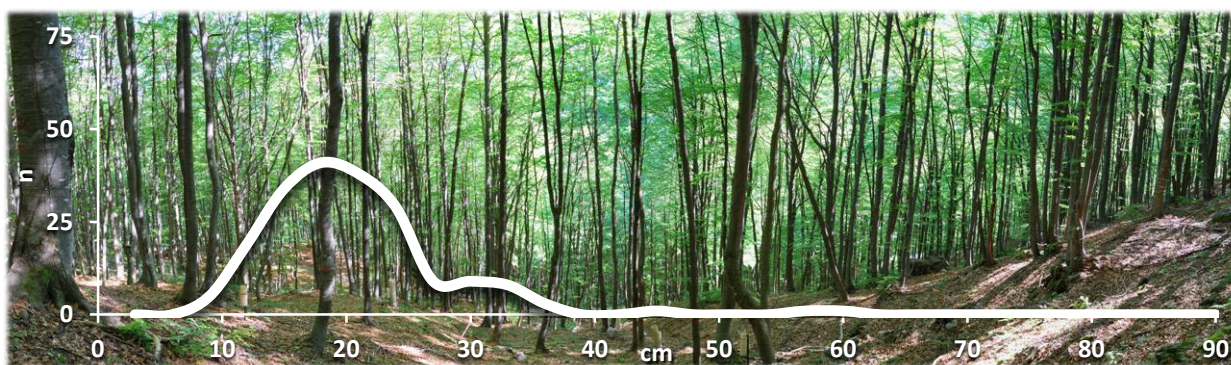
plot	età	n n ha ⁻¹	cv _d	G m ² ha ⁻¹	G per piano %			ΔG relativo per piano %		
EMI1	60	1795	0,92	24,5	S 62	M 27	I 11	S 1,5	M 1,9	I 2,7



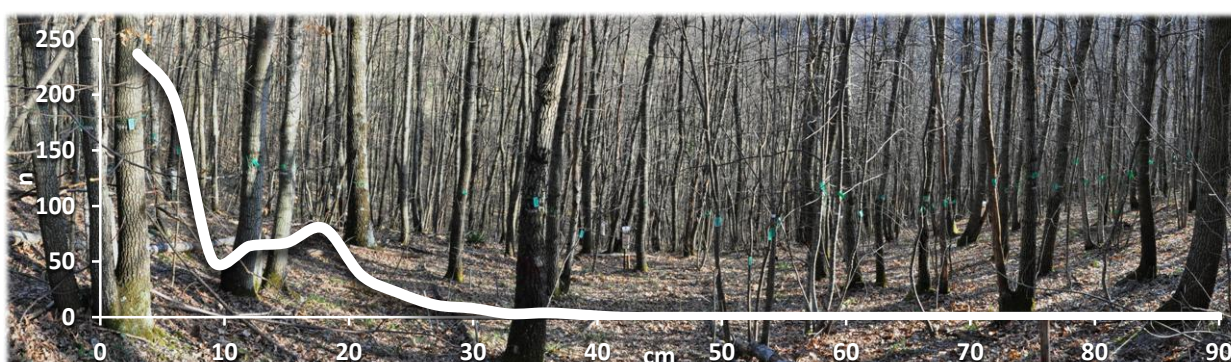
plot	età	n n ha ⁻¹	cv _d	G m ² ha ⁻¹	G per piano %			ΔG relativo per piano %		
EMI2	60	2744	0,54	41,1	S 47	M 34	I 19	S 2,5	M 1,5	I 0,1



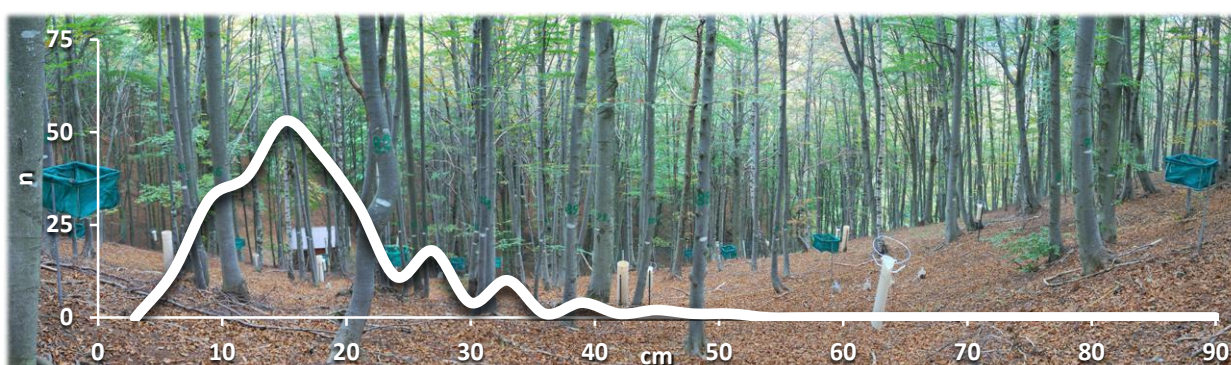
plot	età	n n ha ⁻¹	cv _d	G m ² ha ⁻¹	G per piano %			ΔG relativo per piano %		
LAZ1	50	1398	0,29	29,5	S 59	M 36	I 5	S 2,0	M 1,7	I 1,6



plot	età	n n ha ⁻¹	cv _d	G m ² ha ⁻¹	G per piano %			ΔG relativo per piano %		
LOM3	60	792	0,35	29,3	S 45	M 47	I 8	S 1,5	M 1,4	I 0,7



plot	età	n n ha ⁻¹	cv _d	G m ² ha ⁻¹	G per piano %			ΔG relativo per piano %		
MAR1	50	3421	0,73	41,0	S 50	M 40	I 10	S 2,1	M 1,5	I 0,9



plot	età	n n ha ⁻¹	cv _d	G m ² ha ⁻¹	G per piano %			ΔG relativo per piano %		
PIE1	75	1135	0,45	33,9	S 58	M 40	I 2	S 1,4	M 1,1	I 0,1

In generale, tutte le forme distributive osservate, non soltanto come atteso nei cedui in evoluzione naturale ma anche nelle tipologie di fustaia, appaiono molto articolate per frequenze e campo di variazione diametrico. Questo per la presenza di classi dimensionali inferiori e intermedie che sarebbero state rimosse dalla gestione colturale, non applicata negli ultimi

decenni. La mortalità naturale, pure presente, non bilancia in questa fase di post-coltivazione recente la dinamica distributiva corrente.

7.1.2 Le relazioni area basimetrica - densità - diametro medio

Area basimetrica, numero di alberi (densità) e diametro medio rappresentano la combinazione di parametri che esprime l'intera gamma di situazioni strutturali reali. Origine del bosco, auto-ecologia delle specie componenti e livello di aderenza alle condizioni stazionali, selvicoltura applicata, età o classi di età del soprassuolo, determinano la combinazione osservata.

Per una occupazione piena dello spazio di crescita (assenza di vuoti) come per i casi di studio (copertura superiore prossima al 100%), le diverse situazioni rappresentate sono confrontabili.

Nelle figure 7.2a, 7.2b, 7.2c e 7.3a, 7.3b, 7.3c sono riportate in valori relativi ($\alpha/\alpha_{\max}$) le relazioni area basimetrica-densità e area basimetrica-diametro medio per le tipologie analizzate.

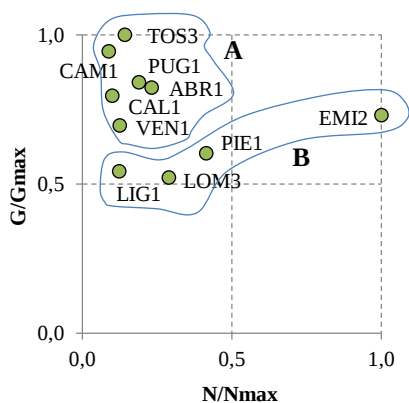


Figura 7.2a - Relazioni in valore relativo area basimetrica-densità (faggio)

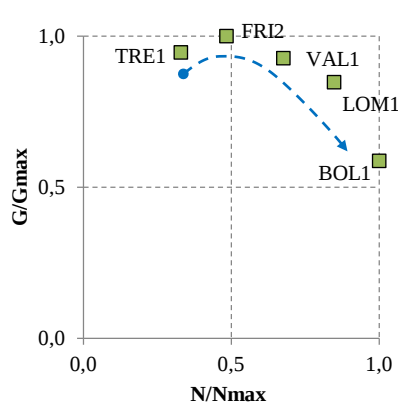


Figura 7.2b - Relazioni in valore relativo area basimetrica-densità (abete rosso)

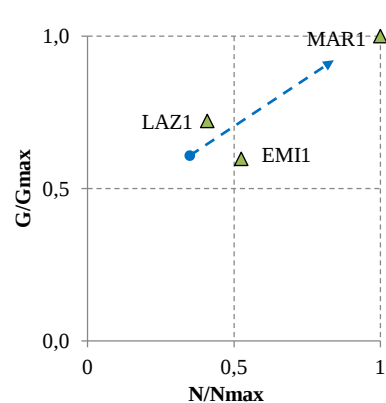


Figura 7.2c - Relazioni in valore relativo area basimetrica-densità (quercia)

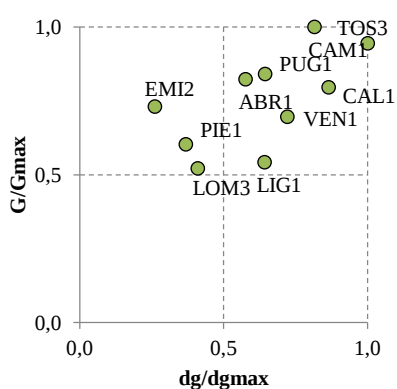


Figura 7.3a - Relazioni in valore relativo area basimetrica-diametro medio (faggio)

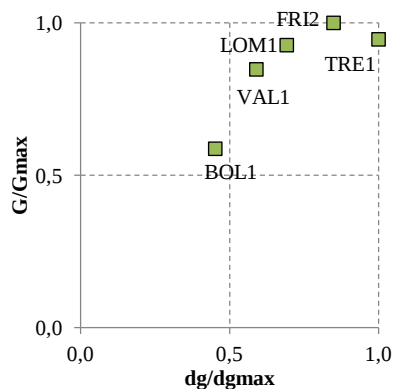


Figura 7.3b - Relazioni in valore relativo area basimetrica-diametro medio (abete rosso)

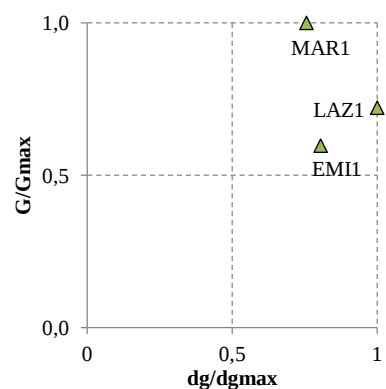


Figura 7.3c - Relazioni in valore relativo area basimetrica-diametro medio (quercia)

- *Faggete*: la relazione area basimetrica-densità evidenzia due sottoinsiemi distinti: quello dei soprassuoli originati da seme (A) e quello di origine agamica (B). Nel primo gruppo, il valore di G appare relativamente indipendente dalla densità (come evidenziato nella PCA): numerosità simili producono G diverse. Nel secondo, viceversa, la relazione esiste ed è positiva: densità

differenziate dal trattamento applicato fino al non-trattamento (LIG1- giovane fustaia, LOM3- ceduo avviato, PIE1- ceduo invecchiato parzialmente avviato, EMI2- ceduo in evoluzione naturale), formano un sottoinsieme in funzione della variazione di densità. I valori di area basimetrica, inferiori per le minori età ma non molto variabili tra i casi di studio, raggiungono il limite superiore nella condizione di evoluzione naturale (EMI2). La relazione area basimetrica-diametro medio descrive la relazione positiva tra le due variabili ed evidenzia ancora gli stessi due gruppi che si sviluppano principalmente secondo la variazione diametrica.

- *Peccete*: carattere differenziale di questa tipologia rispetto alla precedente, formata da popolazioni perfettamente coetanee e tendenzialmente monoplane, è la diversità strutturale che diventa il discriminante principale delle relazioni esaminate. I casi di maggiore regolarità FRI2 e TRE1 rappresentano i valori più elevati di area basimetrica e le densità inferiori; le densità aumentano e corrispondono a valori sempre minori di G spostandosi verso le strutture coetaneiformi ma fisionomicamente irregolari, fino a quella disetanea per gruppi di BOL1. La collocazione relativa dei *plot* si inverte passando alla relazione G/diametro medio.

- *Querceti cedui*: nella fase di sviluppo osservata (50-60 anni) la relazione G/N è positiva perché la densità corrente (MAR1), è ancora il determinante del valore di area basimetrica, nonostante la forte mortalità naturale. La maggiore mortalità occorsa nel piano dominante (EMI1), inverte la situazione rispetto a LAZ1, che mantiene un'area basimetrica superiore pure con una numerosità inferiore. La relazione area basimetrica-diametro medio è opposta alla precedente, con il caso di EMI1 che rimane condizionato dalla localizzazione della mortalità. [vedi cap. 7.4.3].

7.1.3 Gli indici di struttura

La diversità strutturale (α diversità, *sensu* Whittaker 1972) rappresenta uno dei principali aspetti della diversità dei soprassuoli forestali (Oliver e Larson 1990; Barbati *et al.* 1999; Hunter 1999; Bobiec 2002; Ciancio e Nocentini 2002). Gli indici sintetici per la quantificazione delle sue componenti (spaziale-orizzontale, dendrologica e dimensionale), trovano particolare utilità come strumenti di verifica degli effetti prodotti dagli interventi colturali, come supporto per la modellizzazione della dinamica evolutiva dei soprassuoli, come strumenti per evidenziare le aree a maggiore diversità strutturale per la conservazione e gestione della biodiversità forestale (Corona *et al.* 2005).

- *Faggete*: La distribuzione spaziale orizzontale è di tipo casuale in tutte le aree (grafici a fine paragrafo), con valori medi (Tab. 7.1) di *Contagion* (W) nell'intorno del valore soglia di 0,60 (Pommerening 2002). TOS3 è la struttura più vicina ad una distribuzione a gruppi.

Trattandosi di popolamenti tendenzialmente monospecifici, la presenza di gruppi puri varia da un massimo del 100% di ABR1 e VEN1 al minimo del 60% di PUG1. La mescolanza è infatti

molto ridotta: i valori medi di MI variano da 0 a 0,12; si discosta poco l'area PUG1 (MI= 0,24) per la presenza sporadica di altre latifoglie. L'area LOM3 si caratterizza diversamente dalle precedenti sia nel valore medio che nella distribuzione per la compresenza diffusa di specie accessorie.

Una bassa differenziazione dimensionale ($0,24 < T < 0,29$) caratterizza la prevalenza delle aree; solo CAL1 (0,34), ABR1 (0,42) e PUG1 (0,38) sono dotate di un livello medio di differenziazione per la presenza di un recente (pre-rinnovazione) o residuo piano accessorio. Le distribuzioni dei valori individuali hanno asimmetria negativa, a indicare che la maggior parte degli alberi (*reference tree*) è circondata da vicini di dimensioni simili.

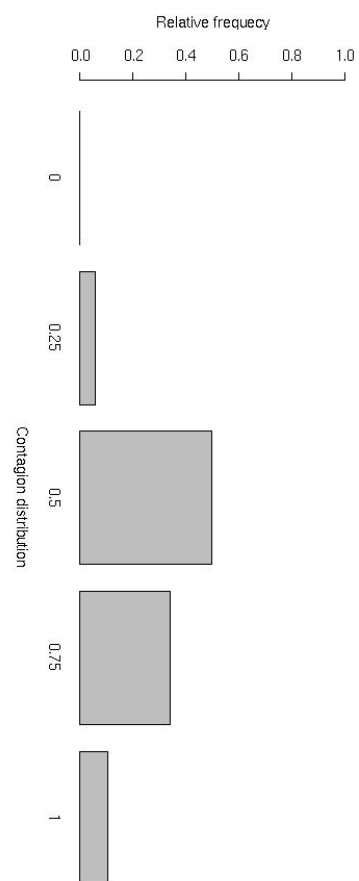
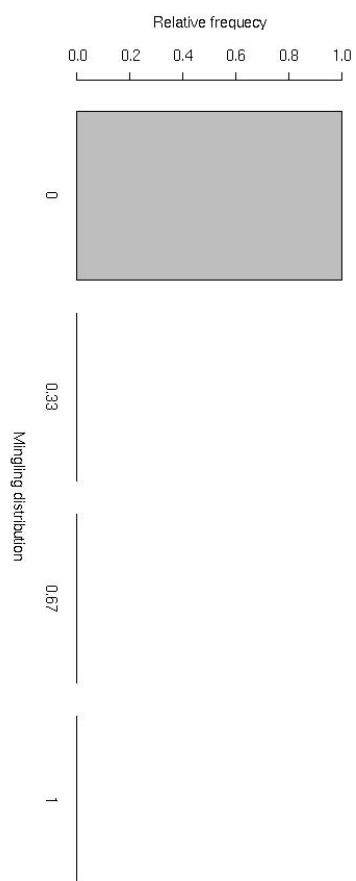
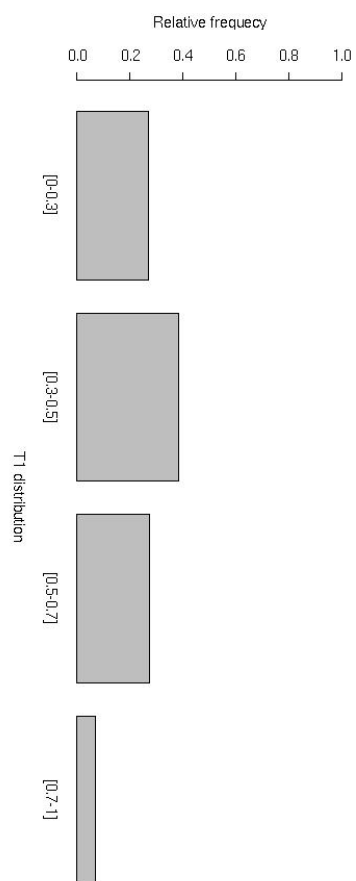
- **Peccete:** I valori medi dell'indice *Contagion* (W) (Tab. 7.1), di poco discosti dal valore soglia di 0,60 (Pommerening *op. cit.*) e le frequenze distributive dei valori individuali, segnalano distribuzioni spaziali degli alberi di tipo tendenzialmente casuale per LOM1 (0,62), TRE1 (0,63), VAL1 (0,60), FRI2 (0,61); l'area BOL1 è invece caratterizzata da un valore di W più alto (0,68) e da una distribuzione dei singoli valori che tende ad essere raggruppata, associabile al tipo a struttura disetanea.

Il valore medio dell'indice di mescolanza specifica, basso in quasi tutte le aree (MI= 0,03-0,30), indica segregazione o esistenza di gruppi ampi di una sola specie, tipica dei popolamenti monospecifici. La presenza di altre specie nelle aree VAL1 si riflette in un modesto innalzamento del valore, che comunque descrive una mescolanza ridotta. Si distingue l'area LOM1 (MI= 0,56) che indica la coesistenza di un numero relativamente elevato di specie, che risultano dall'assetto distributivo presenti per il 40% in gruppi misti.

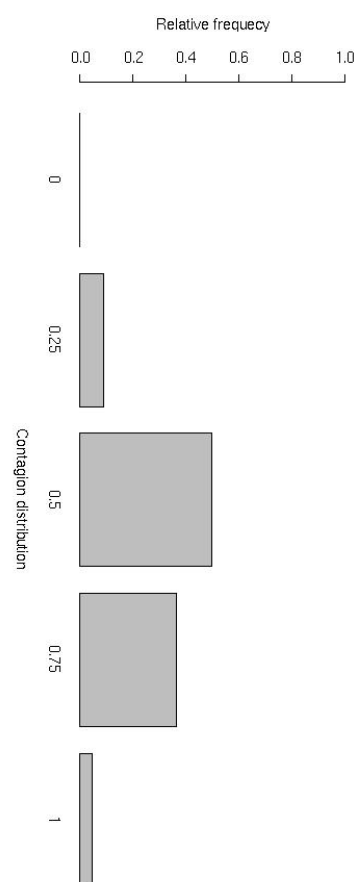
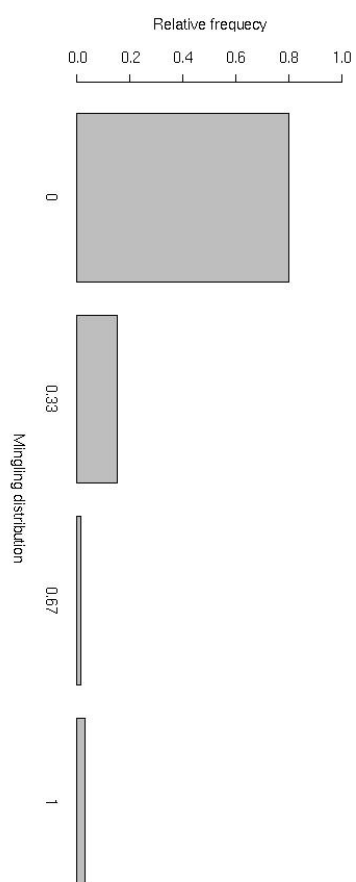
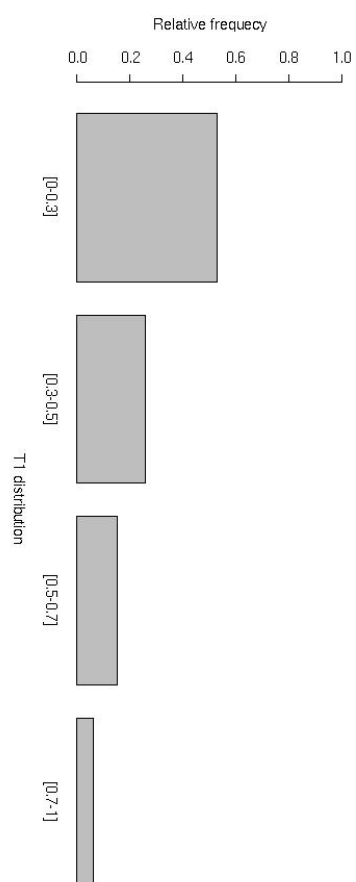
L'indice di differenziazione diametrica pone le aree di abete rosso coetaneiformi nella classe a media differenziazione: (T= 0,33) TRE 1, struttura su due classi di età; (T= 0,38) VAL1, struttura irregolare; (T= 0,48) LOM 1, struttura stratificata. L'unico soprassuolo perfettamente coetaneo, FRI2, è descritto dal valore più basso (T= 0,28), corrispondente a una differenziazione diametrica ridotta. La scarsa diversità dimensionale è confermata dalle distribuzioni dei valori.

Tabella 7.1 - Valori medi $\pm ds$ degli indici calcolati per le faggete e le peccete

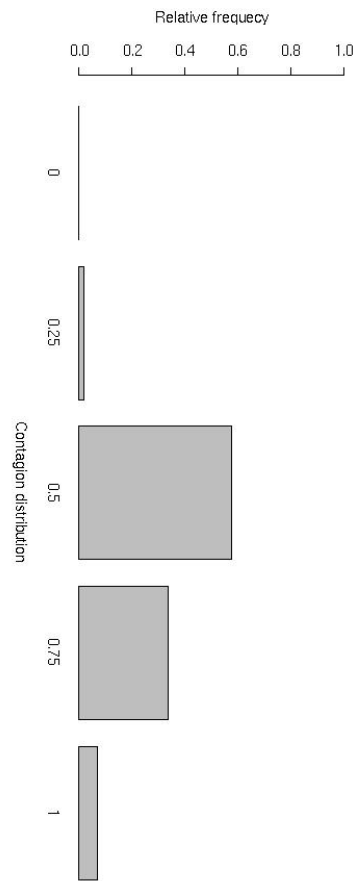
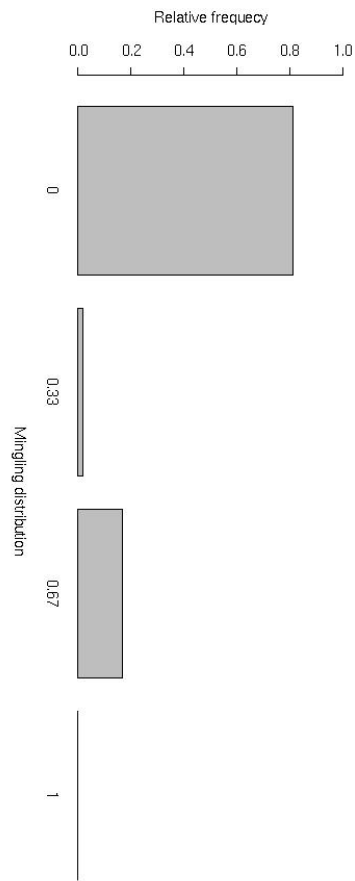
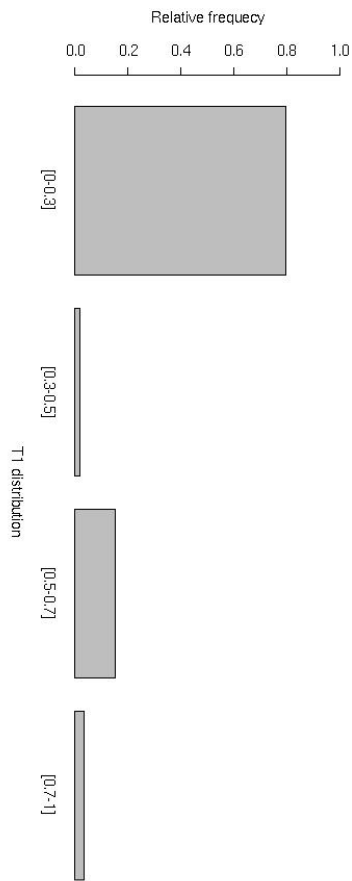
plot	W	MI	T1	plot	W	MI	T1
ABR1	0,62 $\pm$ 0,19	0	0,42 $\pm$ 0,18	BOL1	0,68 $\pm$ 0,21	0,13 $\pm$ 0,28	n.d.
CAL1	0,59 $\pm$ 0,18	0,09 $\pm$ 0,21	0,34 $\pm$ 0,21	LOM1	0,62 $\pm$ 0,20	0,56 $\pm$ 0,33	0,48 $\pm$ 0,16
CAM1	0,61 $\pm$ 0,16	0,12 $\pm$ 0,25	0,25 $\pm$ 0,21	TRE1	0,63 $\pm$ 0,18	0,03 $\pm$ 0,12	0,33 $\pm$ 0,16
PUG1	0,60 $\pm$ 0,17	0,24 $\pm$ 0,33	0,38 $\pm$ 0,19	VAL1	0,60 $\pm$ 0,18	0,30 $\pm$ 0,32	0,38 $\pm$ 0,18
VEN1	0,60 $\pm$ 0,18	0	0,24 $\pm$ 0,10	FRI2	0,61 $\pm$ 0,18	0,09 $\pm$ 0,22	0,28 $\pm$ 0,18
TOS3	0,64 $\pm$ 0,15	0,05 $\pm$ 0,17	0,29 $\pm$ 0,16				
LIG1	0,63 $\pm$ 0,17	0,06 $\pm$ 0,20	0,27 $\pm$ 0,15				
LOM3	0,63 $\pm$ 0,19	0,34 $\pm$ 0,36	0,26 $\pm$ 0,12				



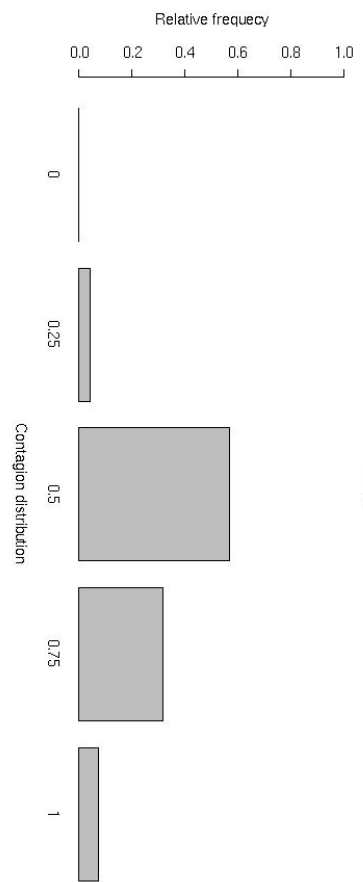
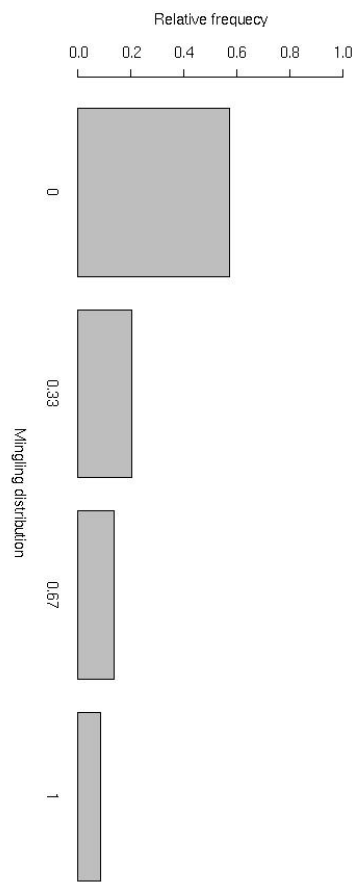
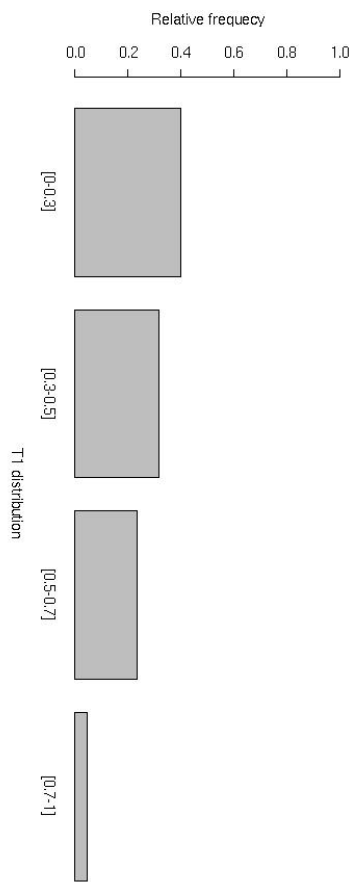
abt1



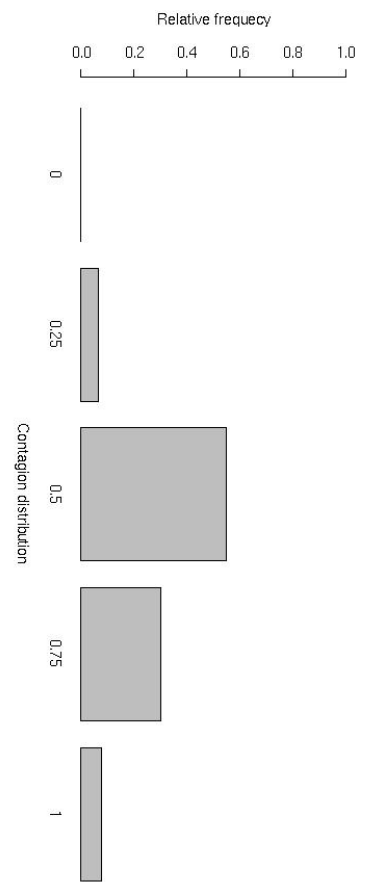
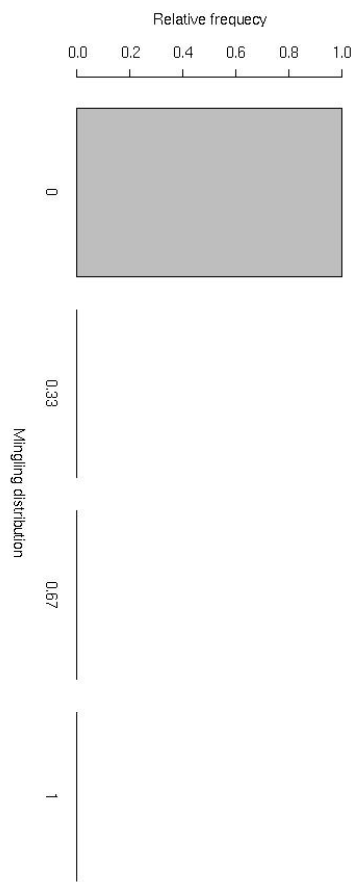
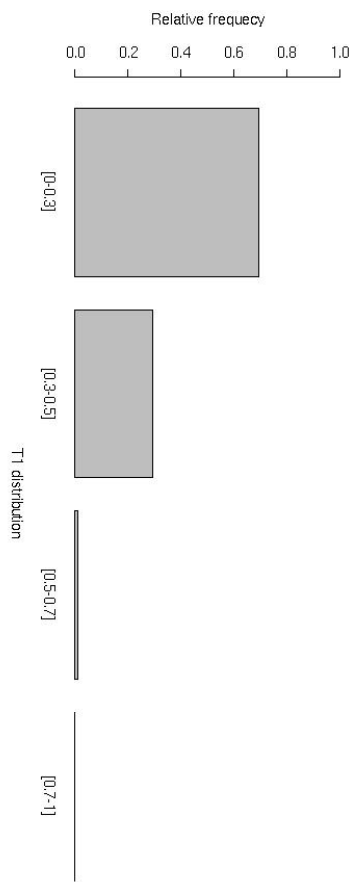
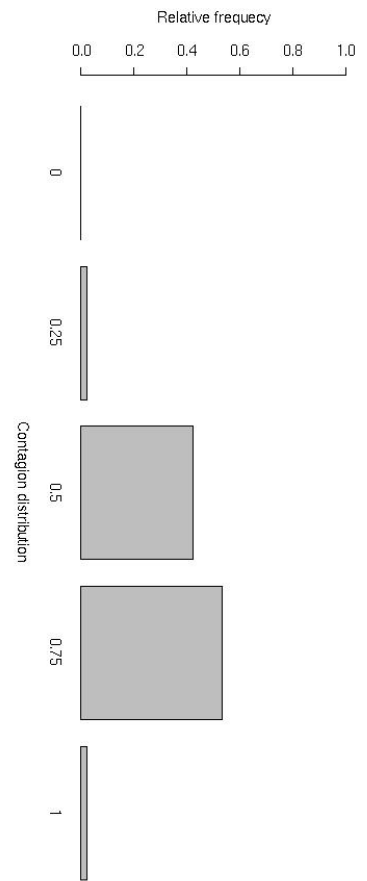
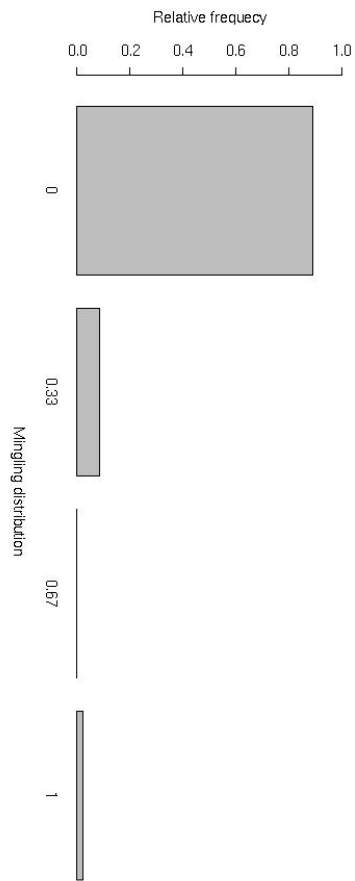
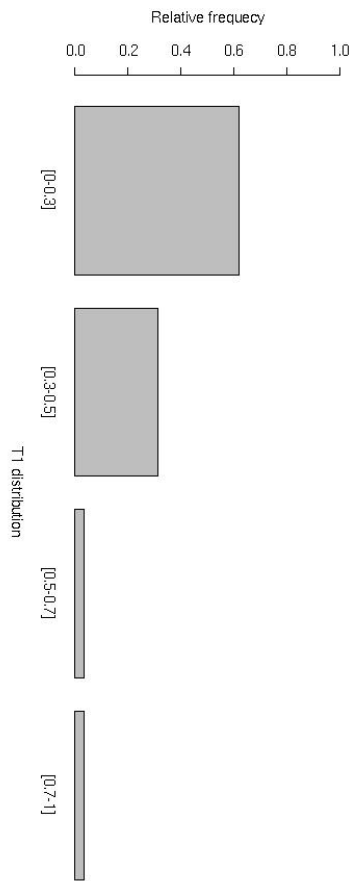
cal1



cam1

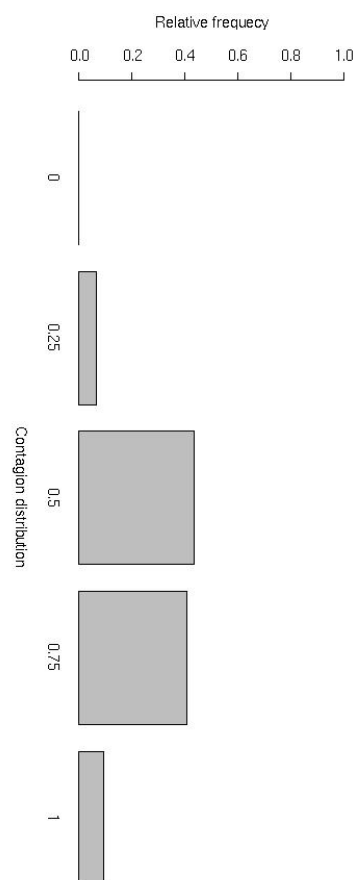
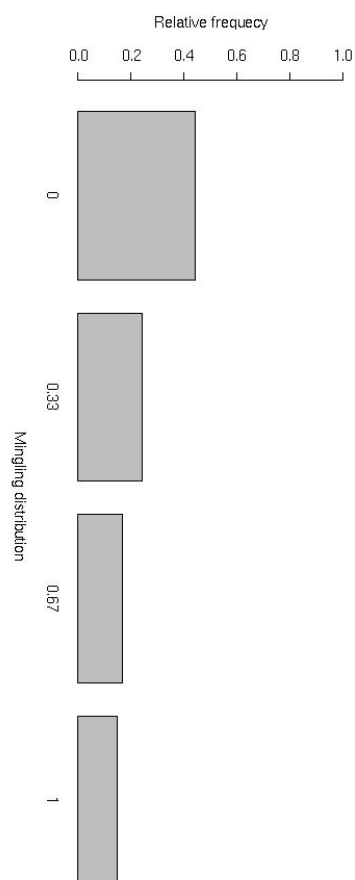
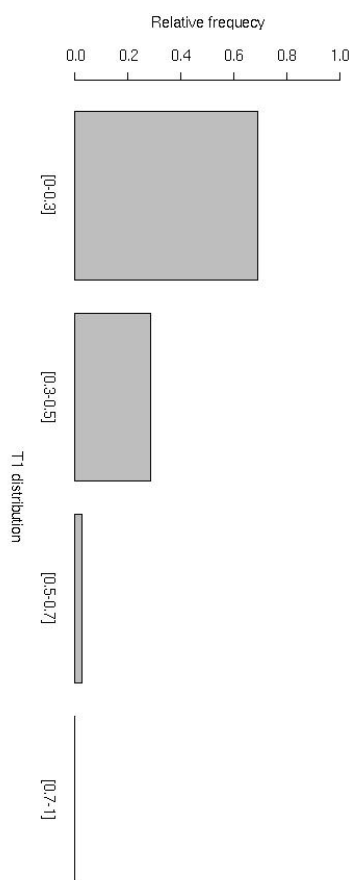
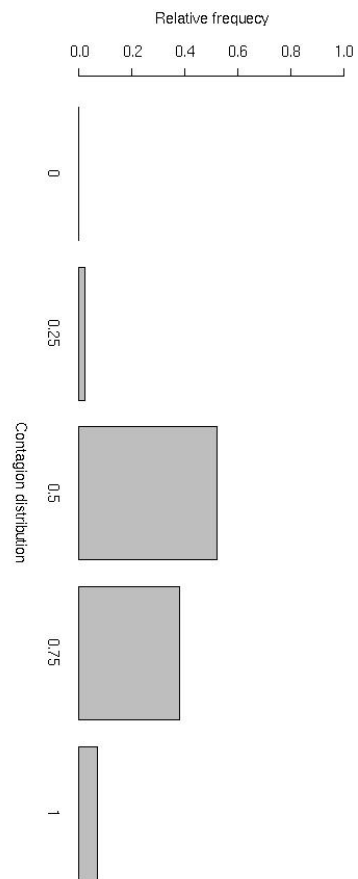
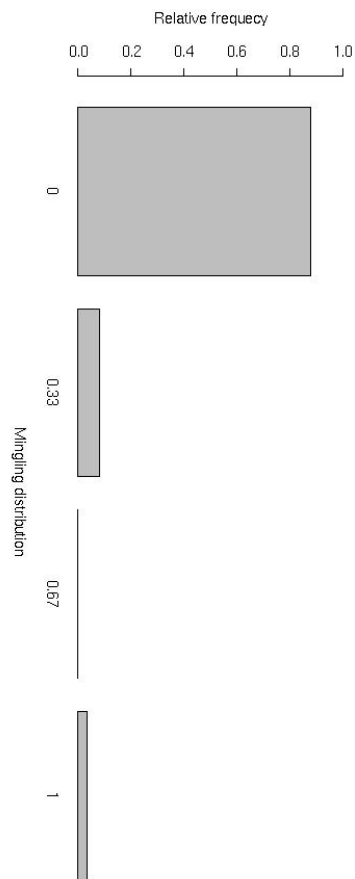
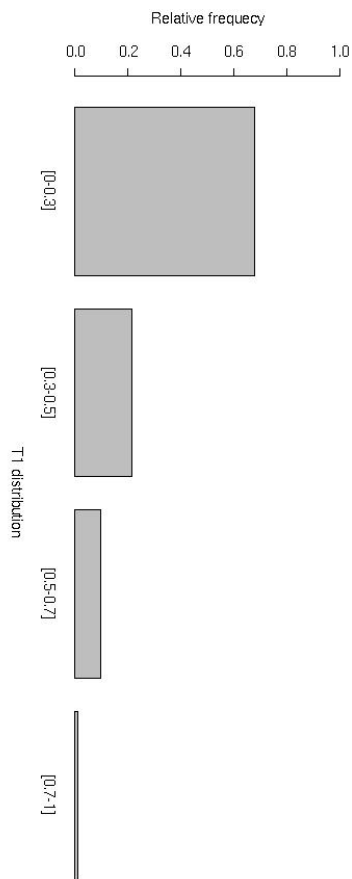


pug1



tos3

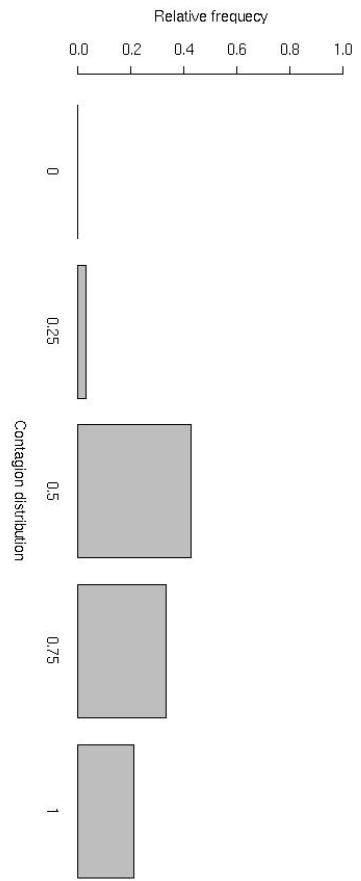
vent1



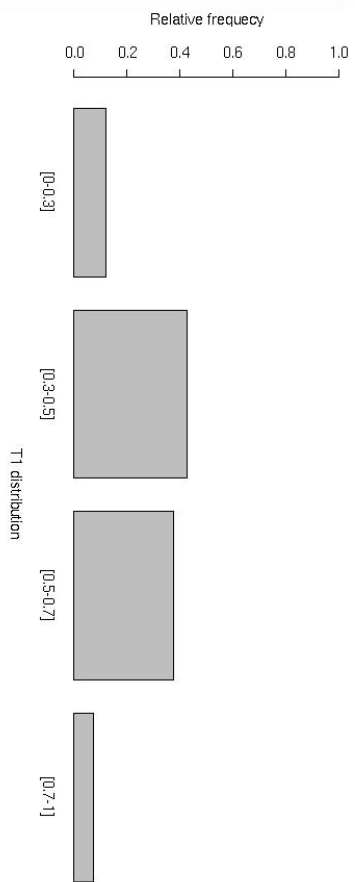
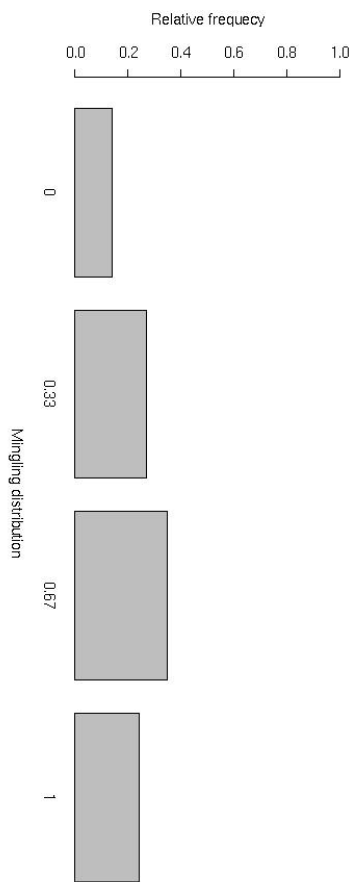
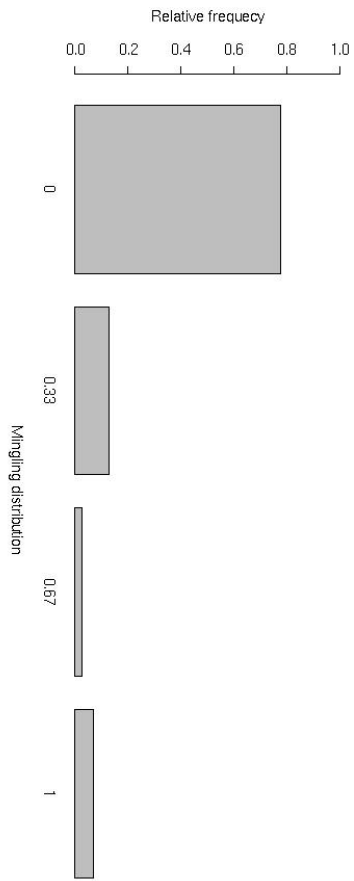
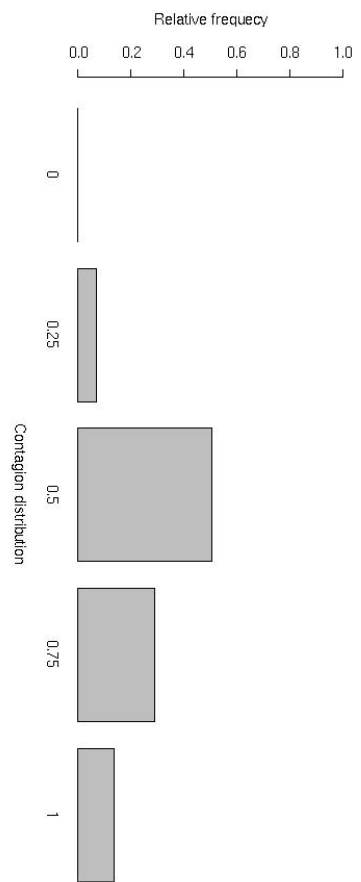
lig1

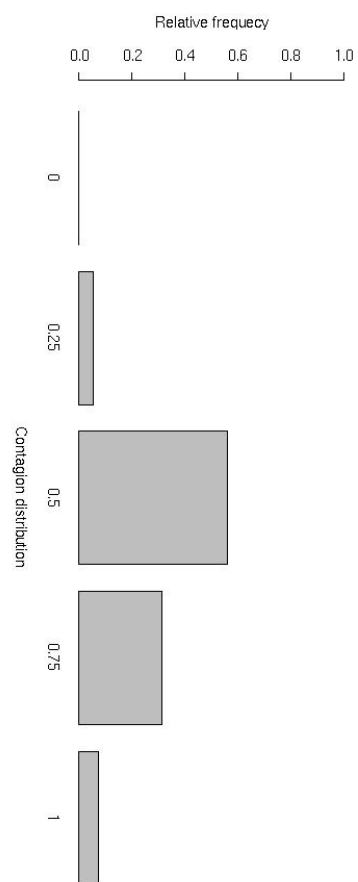
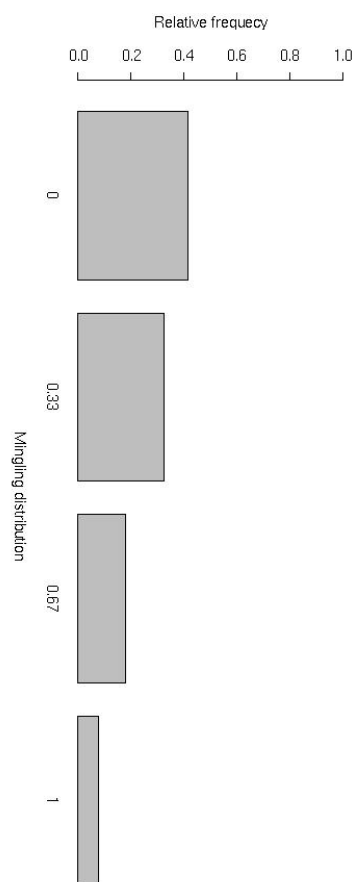
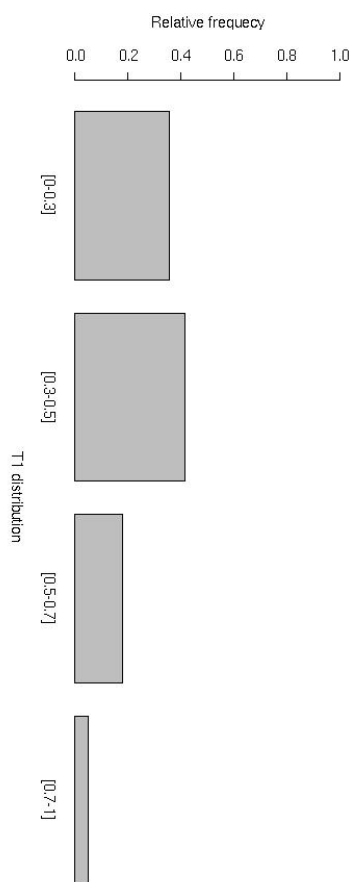
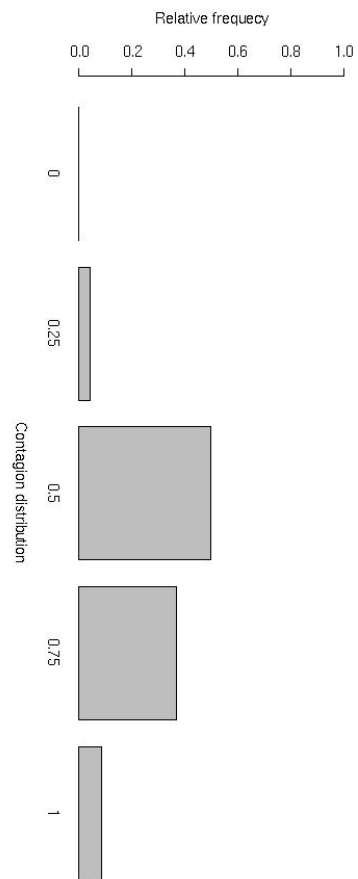
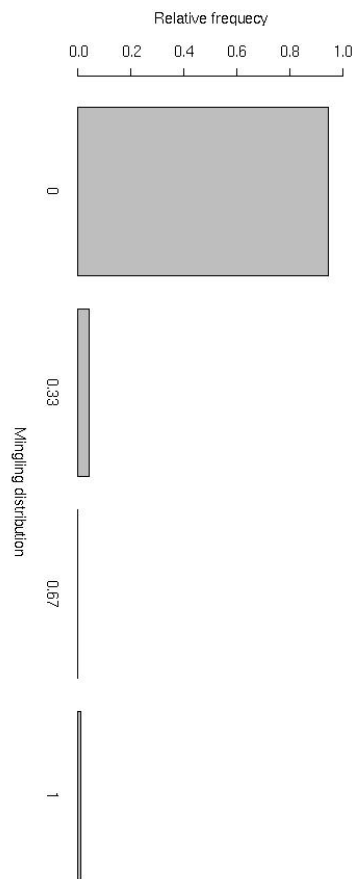
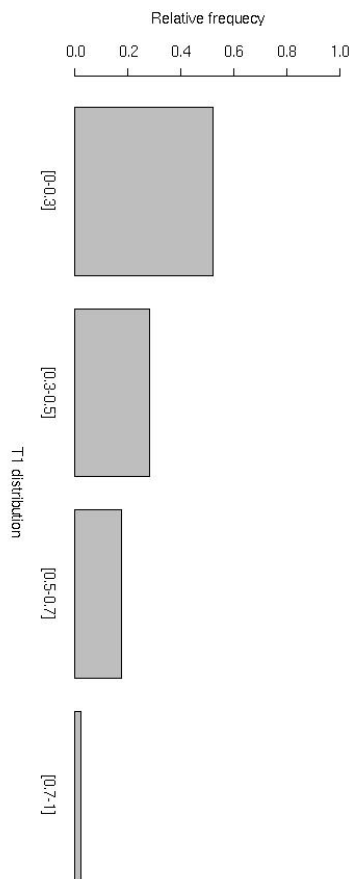
lom3

bol1



lom1

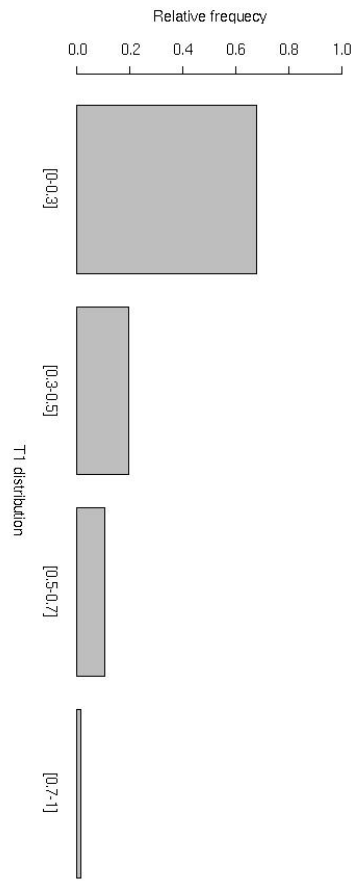
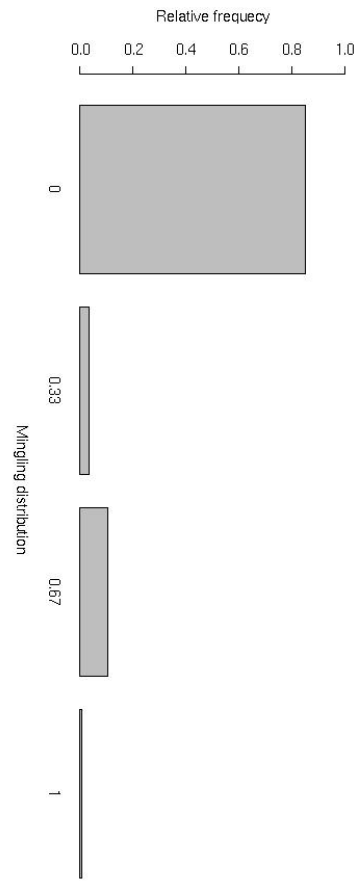
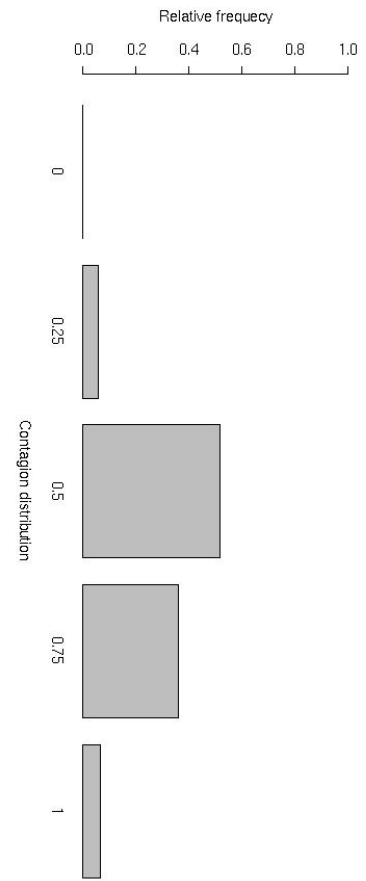




tre1

val1

π_2



7.2 L'accrescimento di complesso

Il valore della massa unitaria in piedi in funzione dell'età è un indicatore di produttività del soprassuolo; la sua progressione definisce l'incremento corrente, il rapporto con l'età descrive la velocità media di accumulo della massa legnosa. I valori sono riferiti all'anno 2010 e l'incremento corrente agli ultimi 10 anni.

7.2.1 Le masse correnti e i livelli incrementali

Le masse correnti

- Le 7 aree di faggeta comprendono cinque casi di età compresa tra 90 e 135 anni e uno (TOS3) di età pari a 160 anni. Le masse unitarie sono variabili da 416 a 882 m^3ha^{-1} ; superano i 1.000 m^3ha^{-1} in TOS3 (Fig. 7.4).

- Le 5 aree di abete rosso, di età compresa tra 95 e 205 anni, hanno prodotto (Fig. 7.5) masse da 286 a 960 m^3ha^{-1} . La struttura perfettamente coetanea di FRI2 e la fertilità del sito rappresentano il caso di occupazione dello spazio di crescita più efficiente e l'espressione di maggiore sviluppo; seguono TRE1, soprassuolo articolato su due classi e di minore fertilità e le due strutture di VAL1 e LOM1, fisionomicamente più irregolari e stratificate, ma connotate comunque da un piano principale cronologicamente omogeneo e associabili quindi a strutture coetaneiformi. BOL1, unico soprassuolo disetaneo, presenta, come normale (Cappelli 1978, p. 158), il valore più basso.

- I cedui in fase di post-coltivazione di querce caducifoglie e faggio (EMI1, LAZ1, MAR1, EMI2) hanno età simile (50-60 anni) e masse inferiori (Fig. 7.6) comprese tra 211 e 320 m^3ha^{-1} . Se a questa tipologia si associa quella degli avviamenti ad alto fusto di faggio (PIE1 e LOM3), le età (60 e 75 anni) e i volumi, circa eguali nelle due aree (340 m^3ha^{-1}), sono di poco maggiori al limite superiore del tipo precedente.

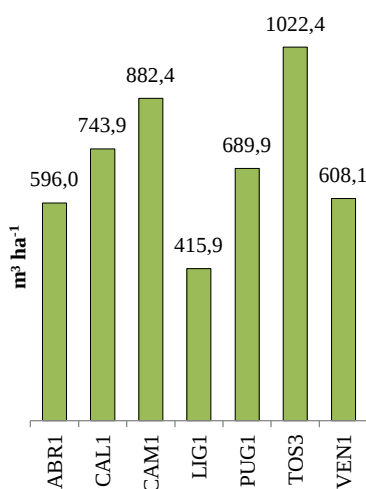


Figura 7.4 - Masse correnti unitarie (faggete)

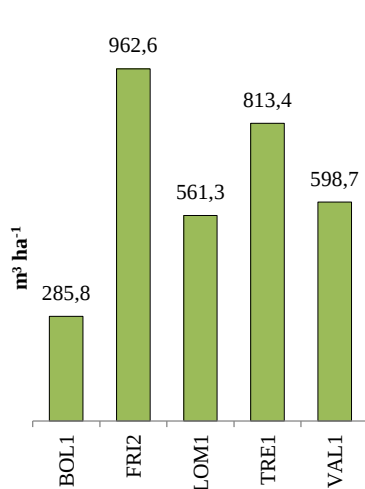


Figura 7.5 - Masse correnti unitarie (peccete)

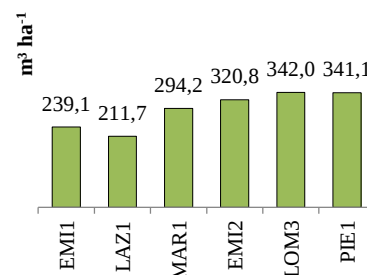


Figura 7.6 - Masse correnti unitarie (cedui)

I livelli incrementali

L'incremento *medio* di massa determina lo sviluppo attraverso l'intera età del soprassuolo [nella formulazione di massa totale è l'indice della produttività del sito]; l'incremento *corrente* evidenzia un periodo preciso, nel caso gli ultimi 10 anni.

Entrambe le tipologie di fustaia, faggete e peccete, mostrano (Fig. 7.7 e 7.8) la prevalenza costante dell'incremento corrente di massa corrente, a indicare una fase di sviluppo precedente la culminazione dell'incremento medio. Il medesimo andamento (Fig. 7.9) si verifica per tutte le strutture di faggio di origine cedua (LOM3, PIE1, EMI2), mentre i valori si invertono per i cedui a prevalenza di cerro (MAR1, EMI1, LAZ1) dove la culminazione dell'incremento medio è già avvenuta.

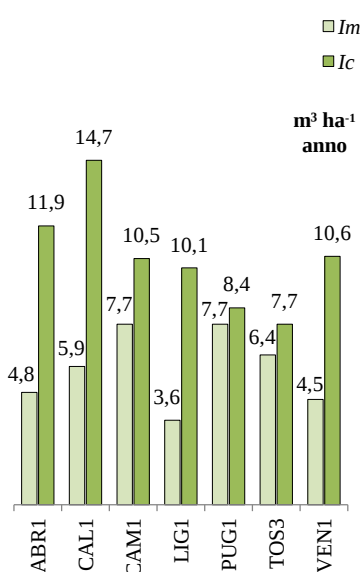


Figura 7.7 - Incrementi medio e corrente di volume (faggete)

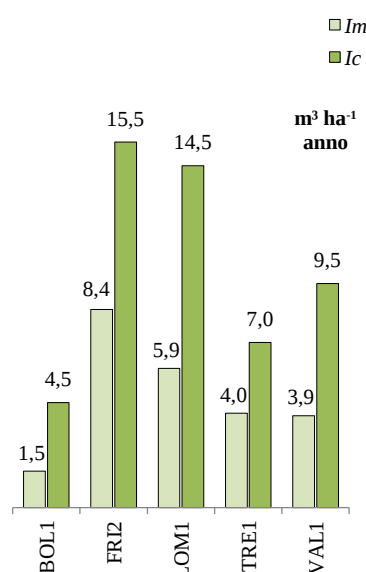


Figura 7.8 - Incrementi medio e corrente di volume (peccete)

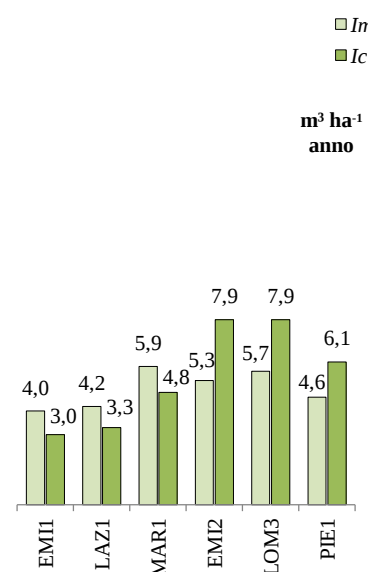


Figura 7.9 - Incrementi medio e corrente di volume (cedui)

I valori di massa unitaria rilevati nei casi di studio di fustaia sono elevati in rapporto alle età dei soprassuoli, quasi sempre superiori a 100 anni e oltre quelle di tradizionale utilizzazione.

Lo sviluppo della massa corrente è ancora crescente; la differenza incremento corrente-medio evidenzia tale condizione e allunga la proiezione temporale della soglia di maturità incrementale. La prevalenza dell'incremento corrente anche nel soprassuolo di maggiore età, il sito di faggeta di TOS3 (160 anni), posticipa ancora una pure prevedibilmente non lontana età di stazionarietà e di culminazione dell'incremento medio (Hellrigl 1988, p. 34).

La struttura, oltre che la fertilità e l'età, è il determinante delle masse rilevate. L'efficienza di occupazione dello spazio di crescita è superiore nelle strutture perfettamente coetanee e tende naturalmente a diminuire nelle strutture più irregolari o stratificate, fino a raggiungere i valori minori in quella disetanea.

In prospettiva, il consolidamento dell'attuale non-gestione e la presenza di mortalità naturale, avvicineranno progressivamente la massa corrente alla definizione di “massa principale naturale” dei boschi non trattati, associabile nel caso a quelli non più coltivati o in fase più avanzata di post-coltivazione.

I boschi cedui in fase di post-coltivazione o in avviamento ad alto fusto dimostrano una dinamica propria come evidenziato anche dalla analisi PCA, controllata dalla tolleranza specie-specifica, opposta tra faggio e querce caducifoglie.

Questa fase è già raggiunta nei boschi cedui di querce caducifoglie, di età doppia o tripla della rotazione tradizionalmente applicata, dove l'incremento medio di massa è già culminato e la mortalità evidente e diffusa dei polloni dominati descrivono la massa corrente come massa principale naturale. Fanno eccezione i casi di faggio, tutti in fase di sviluppo ancora crescente (non avvenuta culminazione) indipendentemente dalla condizione di ceduo invecchiato (EMI2), parzialmente avviato (PIE1), avviato (LOM3).

La diversa auto-tolleranza specifica (Zeide 1985 e 2005) sembra essere il determinante del comportamento opposto tra specie eliofila (quercia) e tollerante dell'ombra (faggio). Per approfondimenti, si rimanda ai contributi di Amorini *et al.* (2006); Fabbio e Amorini (2006); Amorini *et al.* (2010); Bertini *et al.* (2010), Bertini *et al.* (2012).

7.2.2 Il confronto accrescimento attuale - a. pregresso

I valori di massa unitaria e i relativi incrementi ottenuti dai modelli alsometrici consentono il confronto tra la produttività del bosco “normale” riferibile a 50-60 anni fa (periodo di costruzione dei modelli) e quella attuale dei casi di studio (Tab. 7.2).

Quasi tutte le Tavole coprono il campo di età rappresentato nei *plot* (eccezioni TRE1 200→205a.; CAL1 100→125a.; ABR1 120→125a.).

Soltanto l'area di faggeta TOS3 ha un'età notevolmente superiore (160 anni) a quella allora prevista nei Piani per l'utilizzazione finale, variabili nelle faggete toscane da 85-90 a 120 anni secondo la classe di fertilità e l'obiettivo prevalente della coltivazione. In questo caso il confronto è “a distanza” tra gli 85 anni tabulati e i valori correnti del caso di studio, a un'età circa doppia.

Tabella 7.2 - Parametri relativi ai casi di studio e ai modelli alsometrici di riferimento.

*Valori sottopiano escluso. ⁽¹⁾Valori calcolati o derivati

Parametri misurati								
plot	età (al 2010)	altezza media (m) dominante (d) m	n n ha ⁻¹	G corrente m ² ha ⁻¹	massa corrente m ³ ha ⁻¹	Ic m ³ ha ⁻¹ anno ⁻¹	Im m ³ ha ⁻¹ anno ⁻¹	
ABR1	125	24,6* (m)	634*	46,3*	596,0	11,9	4,8	
CAL1	125	32,1 (d)	272	44,7	743,9	14,7	5,9	
CAM1	115	29,7 (m)	240	53,1	882,4	10,5	7,7	
PUG1	90	30,3 (d)	517*	47,3*	689,9	8,4	7,7	
TOS3	160	37,0 (d)	383	56,2	1022,4	7,7	6,4	
VEN1	135	28,2 (m)	341	39,1	608,1	10,6	4,5	
FRI2	115	32,5 (m)	536	61,7	962,6	15,5	8,4	
LOM1	95	21,5 (m)	939	52,3	561,3	14,5	5,9	
TRE1	205	31,0 (m)	365	58,4	813,4	7,0	4	
VAL1	155	22,3 (m)	749	57,2	598,7	9,5	3,9	

Parametri alsometrici								
modello alsometrico / plot	età	altezza media (m) dominante (d) m	n n ha ⁻¹	G corrente m ² ha ⁻¹	massa corrente m ³ ha ⁻¹	Ic m ³ ha ⁻¹ anno ⁻¹	Im m ³ ha ⁻¹ anno ⁻¹	classe fertilità
1 / ABR1	120	25,0 (m)	410	46,5	630,0	0,9	5,2	unica
2 / CAL1	100	30,8 (d)	350	43,5 ⁽¹⁾	679,8 ⁽¹⁾	3,5 ⁽¹⁾	6,8 ⁽¹⁾	I
3 / CAM1	115	27,0 (m)	295	51,4	735,5	4,5	6,4	I
4 / PUG1	90	29,9 (d)	528	47,7	856,0	6,5	9,5	I+II
5 / TOS3	85	27,2 (d)	-	51,7 ⁽¹⁾	682,0	9,3	8,0	unica
6 / VEN1	135	27,7 (m)	-	40,2 ⁽¹⁾	612,3 ⁽¹⁾	3,5 ⁽¹⁾	4,5 ⁽¹⁾	I
7 / FRI2	115	28,9 (m)	652	57,7 ⁽¹⁾	800,5	6,5	7,0	I
8 / LOM1	95	19,4 (m)	-	46,8 ⁽¹⁾	453,7 ⁽¹⁾	6,8 ⁽¹⁾	4,8 ⁽¹⁾	II
9 / TRE1	200	31,7 (m)	395	59,2 ⁽¹⁾	845,0	2,6	4,2	II
10 / VAL1	155	20,6 (m)	678	45,3 ⁽¹⁾	438,5	2,5	2,8	III

Nelle figure 7.10, 7.11, 7.12, 7.13, 7.14, 7.15 sono riportate le relazioni valori *plot* - alsometrici per le due tipologie di fustaia per i parametri di confronto: densità (n°), area basimetrica (G); massa in piedi, incremento corrente, incremento medio di volume, Indice Standard di Densità (SDI). La retta $y=x$ discrimina le osservazioni superiori o inferiori ai valori alsometrici. I valori disponibili sono vincolati alle informazioni presenti nei modelli di riferimento.

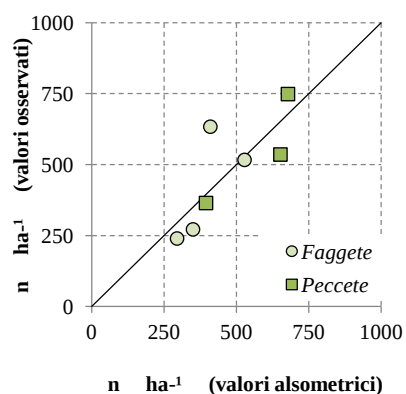


Figura 7.10 - Relazione tra valori osservati e valori alsometrici (densità $n \text{ ha}^{-1}$)

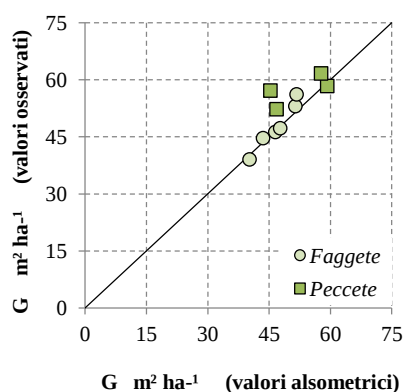


Figura 7.11 - Relazione tra valori osservati e valori alsometrici ($G \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$)

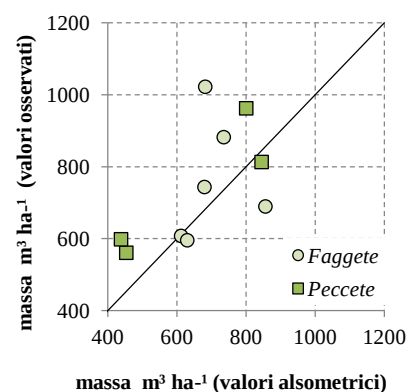


Figura 7.12 - Relazione tra valori osservati e valori alsometrici (massa $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)

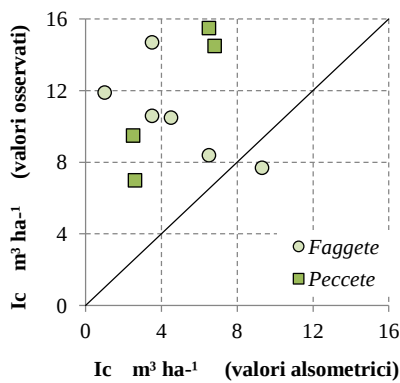


Figura 7.13 - Relazione tra valori osservati e valori alsometrici ($I_c \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$)

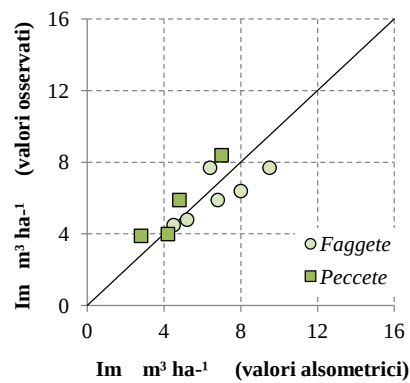


Figura 7.14 - Relazione tra valori osservati e valori alsometrici ($I_m \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$)

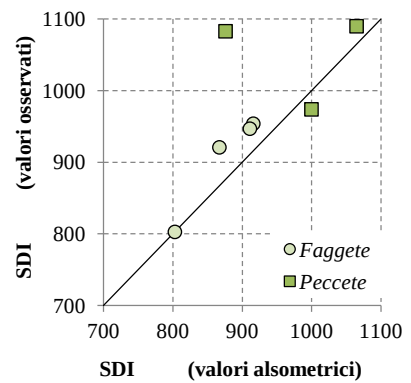


Figura 7.15 - Relazione tra valori osservati e valori alsometrici (SDI)

- *Densità*: i valori sono vicini, tranne che in ABR1, che ha densità superiore.
- *Area basimetrica*: i valori *plot* sono eguali o superiori a quelli tabulati.
- *Massa in piedi*: nelle faggete, i valori *plot* prevalgono in 3 casi (TOS3, CAM1, CAL1); sono simili in ABR1 e VEN1 e inferiori PUG1. In TOS3, il valore *plot* è superiore di $340 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ a quello tabulato per un'età circa doppia ($85 \rightarrow 160$ anni). Anche nelle peccete i valori *plot* sono superiori a quelli alsometrici, di poco inferiore in TRE1.
- *Incremento corrente di volume*: i valori periodali medi a confronto, entrambi calcolati per un intervallo di 10 anni, mostrano valori *plot* molto superiori a quelli tabulati, superiori in PUG1. In TOS3, il valore *plot* (ad un'età circa doppia) è inferiore a quello tabulato (7,7-9,3).
- *Incremento medio di volume*: i valori *plot* sono vicini o coincidenti con quelli tabulati; di poco inferiori per PUG1 e TOS3.
- *Indice standard di densità*: i valori di SDI *plot* sono sempre superiori a quelli calcolati dai modelli. La distanza con i valori *alsometrici* è sempre contenuta, tranne che nel caso di VAL1, dove la struttura più irregolare rende meno descrittivo il diametro medio utilizzato nel calcolo di SDI, rispetto alle strutture più tipicamente coetanee.

I valori elevati di massa in piedi e di accrescimento corrente dei casi di studio trovano, pure con tutti gli assunti di prudenza evidenziati nel Metodo, una verifica ulteriore nel confronto con i modelli alsometrici. Questi rappresentano lo sviluppo del soprassuolo ideale a densità “normale” che garantisce, ad ogni età, il massimo incremento corrente possibile. La loro diffusione per le tipologie a prevalente funzione di produzione è coincisa con il periodo di maggiore interesse per il prodotto legno, di applicazione della selvicoltura produttiva e del turno “fisiocratico” o della massima produzione legnosa. La dinamica modellizzata presupponeva soprassuoli regolarmente diradati per sostenere lo sviluppo incrementale. Nella norma, i casi reali si approssimavano solo al modello, che rimaneva tale e riferibile al risultato della prassi gestionale ottimale per l'obiettivo di coltivazione. I dati di densità e area basimetrica corrente hanno, nella prevalenza dei casi, valori simili a quelli tabulati. I volumi in piedi sono superiori o circa eguali, nonostante

il rallentamento o la sospensione delle pratiche colturali (diradamenti) non abbiano sostenuto l'accrescimento diametrico. Le altezze di riferimento, media o dominante, (Tab. 7.2) quasi sempre superiori nei casi di studio, contribuiscono a spiegare le differenze positive nei valori correnti. L'evidenza dello sviluppo di una dinamica recente diversa rispetto a quella descritta dai livelli incrementali modellizzati nella seconda metà del secolo scorso, sta comunque nei valori elevati di incremento corrente determinati per i casi di studio.

7.2.3 Il confronto valori europei - casi di studio

Secondo l'Executive Report ICP 2011 i valori di accrescimento riportati per la rete di livello II, riflettono condizioni di crescita naturali. Le masse in piedi variano da 150 a 1.300 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ (Fig 7.16). I valori più elevati sono localizzati in Europa Centrale e nella Regione Alpina. Quelli inferiori in Europa settentrionale e meridionale. Le elevate provvigioni sulle Alpi sono relative alla fascia montana, dove un buon rifornimento idrico coincide con temperature più moderate rispetto alla fascia alpina. I livelli incrementali hanno distribuzione simile (Fig. 7.17).

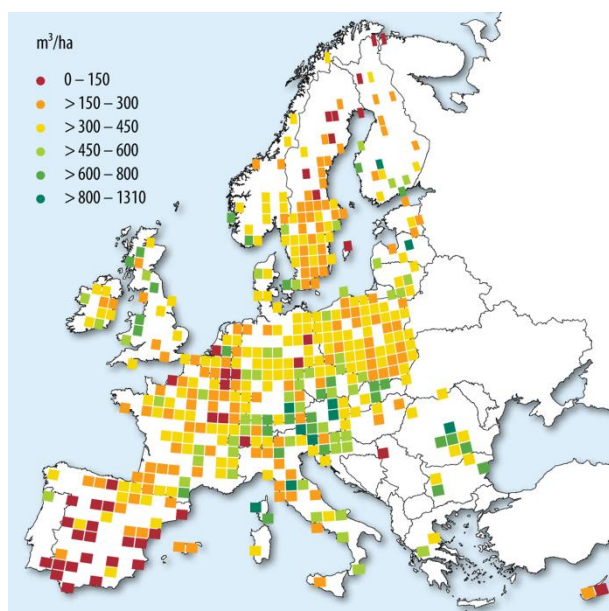


Figura 7.16 - Massa in piedi ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)

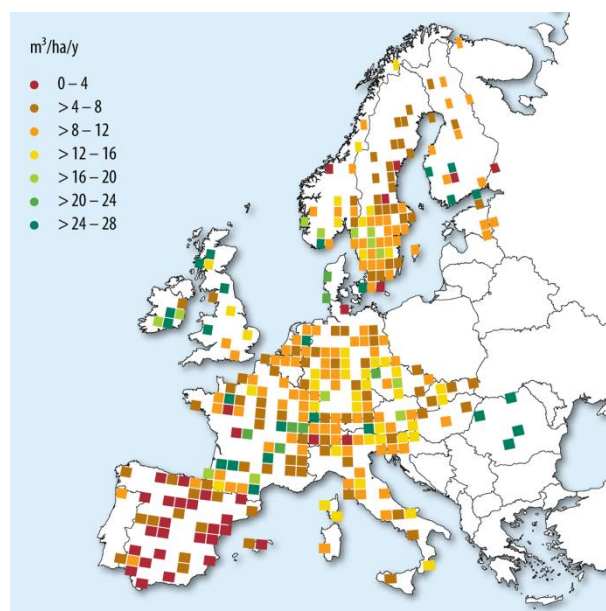


Figura 7.17 - Incremento corrente di volume ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$)

I valori medi e il campo di variazione di: età del soprassuolo, incremento corrente di volume densità standard, per le tipologie principali nelle aree europee di livello II, sono riportati da Solberg *et al.* (2009) e confrontati (Tab. 7.3) con quelli dei casi di studio per i tipi di faggeta, pecceta, querceti.

- *Età*: le età medie delle fustaie sono superiori per i casi di studio, particolarmente per le peccete, mentre il confronto con i querceti evidenzia la diversa forma di governo, a fustaia in Europa e a ceduo in Italia. Il campo di variazione delle età nelle fustaie è più ampio nella rete europea e spostato in basso, a comprendere età più giovani.

Tabella 7.3 - Valori medi e campo di variazione di età, incremento corrente di volume e indice standard di densità.
**Le età dei soprassuoli sono riferite all'anno 1995 e alla quota di 1,30 m*

età *	media ICP-IT	media ICP-EU	min ICP-IT	min ICP-EU	max ICP-IT	max ICP-EU
faggio	104	92	70	35	140	161
abete rosso	145	70	95	31	185	186
quercia	36	80	30	36	45	180

incremento corrente (m ³ ha ⁻¹)	media ICP-IT	media ICP-EU	min ICP-IT	min ICP-EU	max ICP-IT	max ICP-EU
faggio	9,85	7,60	5,51	1,60	14,22	22,80
abete rosso	9,63	9,60	4,45	0,00	14,07	28,00
quercia	3,92	7,90	2,76	0,50	5,62	14,10

SDI	media ICP-IT	media ICP-EU	min ICP-IT	min ICP-EU	max ICP-IT	max ICP-EU
faggio	853	659	582	58	1032	2123
abete rosso	1064	863	974	133	1108	1860
quercia	829	361	564	59	1260	1329

- *Incremento corrente*: i valori medi sono superiori per i casi di studio di faggeta ma il *range* rimane centrale rispetto a quello europeo; gli incrementi sono eguali per le peccete e il loro *range* è ancora intermedio a quello generale. La diversa forma di governo nei querceti evidenzia valori medi pari a circa la metà e lo spostamento dei valori incrementali nel terzo inferiore del *range* della rete.

- *Indice standard di densità*: sia le due tipologie di fustaia che, a maggiore ragione i querceti di origine cedua, mostrano un livello di densità superiore alla media europea.

7.2.4 Gli indici di produttività

I valori di lettiera (Tab. 7.4) indicano la buona produttività dei soprassuoli in rapporto ai dati medi riportati per le foreste temperate sia per la produzione totale (3,5-5,5 Mgha⁻¹) che per la frazione fogliare (2,5-3,6 Mgha⁻¹) (Bray e Gorham 1964; O'Neil e De Angelis 1981, in Cutini 2002). La componente fogliare pari al 70-80% nelle faggete [TOS3= 60%] [CAM1= 40%] e all'70-90% nelle peccete [TRE1= 60%], indica una fase di sviluppo precedente quella di maturità in cui la frazione fogliare tende al 50-55% (Kira e Shidei 1967, in Cutini *op. cit.*). Le eccezioni sono rappresentate da: (TOS3) la faggeta di maggiore età; (CAM1), la faggeta cresciuta a minore densità dove i dendrotipi hanno il massimo sviluppo di ramificazione e ampiezza di chioma; (TRE1), la pecceta di età maggiore tra i siti analizzati. I valori di LAI misurati (media) variano da 5,6 (4,4-6,5) (faggete) a 4,2 m²m⁻² (3,2-5,1) (peccete) (Tab. 7.4).

Tabella 7.4 - Parametri di calcolo e indici di produttività

plot	lettiera fogliare	lettiera totale	n anni	biomassa 2010	ic annuo biomassa	PPN annua	NAR	biomassa fogliare	LAI	n anni
ABR1	3,16±0,23	4,60±0,44	5	381,4	7,6	12,2	3,9	3,2	6,31±0,18	3
CAL1	4,64±0,45	6,58±2,30	2	476,1	9,4	16,0	3,4	4,6	4,4	1
CAM1	2,30	5,49	1	564,7	6,7	12,2	5,3	2,3	5,6	1
PUG1	4,17±0,83	5,89±1,83	3	441,5	5,4	11,3	2,7	4,2	5,4	1
VEN1	2,32±0,48	2,91±0,48	3	389,2	6,8	9,7	4,2	2,3	5,35±0,17	3
TOS3	1,89	3,06	1	654,3	4,9	8,0	4,2	1,9	5,1	1
FRI2	4,59	5,12	1	365,8	5,9	11,0	0,3	36,7	4,13±0,23	3
LOM1	2,56	3,20	1	230,1	6	9,2	0,4	20,4	4,29±0,23	2
TRE1	2,06±0,10	3,52±0,33	5	309,1	2,7	6,2	0,4	16,5	3,18±0,18	4
VAL1	2,91	3,44	1	293,4	4,7	8,1	0,3	23,3	3,26±0,59	2
BOL1	1,71±0,31	2,36±0,02	2						3,62±0,23	3
EMI1	4,08±0,23	5,39±0,92	5						3,72±0,20	5
EMI2	2,37	3,01	1						4,6±0,59	2
LAZ1	3,29±0,14	3,75±0,22	5						3,17±0,30	5
MAR1	3,87±0,48	5,25±0,54	3						4,43±0,34	2
PIE1	2,57±0,25	3,27±0,99	5						4,56±0,36	5

Valori intorno a 4-5 si traducono in un presumibile miglioramento delle relazioni idriche suolo-soprassuolo (Borghetti 1992), riducono il mutuo ombreggiamento fogliare e rappresentano quindi la condizione di maggiore efficienza e assimilazione netta. Secondo Odum (1973), la produzione netta raggiunge i valori massimi per LAI intorno a 4, mentre per valori superiori si ha in genere un aumento della produzione primaria lorda (Cutini e Hajny 2006).

I valori medi stimati di NPP eguali a 11,5 (8-16) Mgha⁻¹anno⁻¹ per le faggete prealpine e appenniniche sono confrontabili con i dati di 24 studi su biomassa e produttività di soprassuoli di faggio in Europa, di cui 3 in siti italiani, riportata in Matteucci *et al.* (1999). I valori medi di NPP sono eguali a 8,3 Mgha⁻¹anno⁻¹ (5,5-11,7) (n=9) non includendo la produzione dei rami e a 10,5 Mgha⁻¹anno⁻¹ (5,8-15,8) (n=14) per la produzione epigea totale.

Un secondo confronto è con i dati medi di Duvigneaud *et al.* (1971) per le faggete europee occidentali pari a 9,0 Mgha⁻¹anno⁻¹ (6-11,7).

I confronti evidenziano la maggiore produttività delle faggete meridionali (n= 4 su 6), con valore medio di 12,9 contro 8,8 Mgha⁻¹anno⁻¹ delle faggete centro-settentrionali VEN1 e TOS3, in linea con i valori riportati in letteratura.

Condizioni di clima locale più favorevoli caratterizzano l'ambiente di vegetazione delle faggete meridionali, quali la temperatura media dell'aria superiore e l'elevata umidità atmosferica per la vicinanza del mare (Giordano e Scarascia M. 2009 in Pignatti 2011).

I valori medi stimati di NPP per le peccete alpine, eguali a 8,6 (6,2-11) Mgha⁻¹anno⁻¹, sono inferiori a quelli trovati da Duvigneaud *et al.* (1971) per le foreste di Picea tedesche pari a 10,6 (6,5-13) Mgha⁻¹anno⁻¹ e da Satoo (1971) pari a 11,2 Mgha⁻¹anno⁻¹. I valori medi di NAR sono

pari a 3,9 (2,7-5,3) per le faggete e a 0,4 (0,3-0,4) per le peccete. Un termine di confronto per la conifera è il valore riportato da Satoo di 0,6 (0,4-0,8). Il valore di biomassa fogliare influisce sul rapporto; questa è stimata per i casi di studio in 24.1 Mgha^{-1} (16,1-36,7), contro (Satoo) 19 Mgha^{-1} (14-25). Un lavoro recente (Ohtsuka *et al.* 2009) ripropone l'interesse per studi comparativi multiannuali di tipo biometrico su NPP integrati con misure di respirazione del suolo e le determinazioni di NEP basate su misure di *eddy covariance*, per verificare il contributo della produzione autotrofa e della respirazione eterotrofa alla variazione interannuale di NEP in soprassuoli decidui.

7.3 La struttura dell'accrescimento, la dinamica incrementale, la mortalità

7.3.1 L'allocazione dell'accrescimento e la ripartizione incrementale per piani

La stratificazione dell'accrescimento (2010) espresso in area basimetrica allocata in ciascuno dei piani definiti *superiore*, *intermedio* e *inferiore* (Fig. 7.18a, 7.19a, 7.20a) e il suo incremento corrente relativo per anno e per piano (2005→2010), sono riportati nella Fig. 7.18b, 7.19b, 7.20b.

- *Faggete*: esprimono, mediamente, nel piano superiore i 2/3 dell'accrescimento (65%), mentre il terzo rimanente è allocato per i 9/10 nel piano intermedio. Nel caso di maggiore età (TOS3), il valore nel piano superiore aumenta fino all'80% e la struttura si semplifica a 2 soli piani. L'incremento relativo annuo [$\text{RGR}_g = (\Delta g_{\text{piano}} / g_{\text{generat.}}) \cdot 100$] varia in media dall' $1,16 \pm 0,37$ (p. superiore) allo $0,89 \pm 0,29$ (p. intermedio), allo $0,46 \pm 0,29$ (p. inferiore).

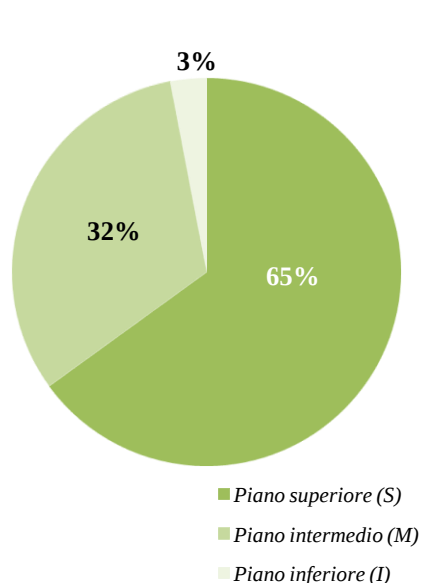


Figura 7.18a - Allocazione di area basimetrica media per piano (faggete)

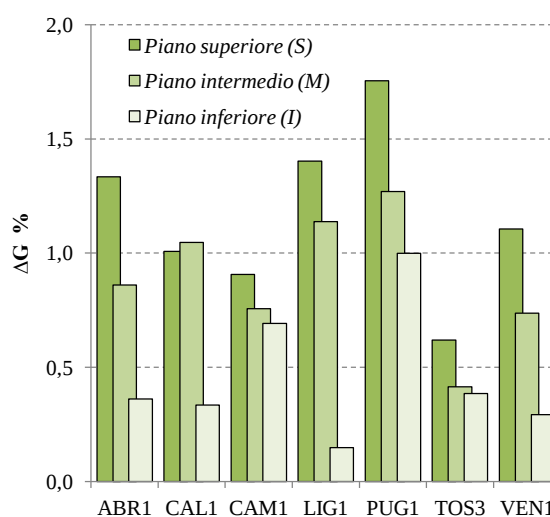


Figura 7.18b - Incremento relativo annuo di area basimetrica per piano (faggete)

- *Peccete*: allocano in media circa i 3/4 (76%) dell'accrescimento nel piano superiore e soltanto il 17% in quello intermedio; il piano inferiore contribuisce per il 7%, indipendentemente dalla

struttura del soprassuolo. La stessa struttura determina differenti andamenti dell'incremento relativo tra i piani. Questo diminuisce dal piano superiore a quello inferiore nei soprassuoli coetaneo (FRI2= 1,40→ 0,44→ 0,36) e su due classi di età - adulta e matura - (TRE1= 0,58→ 0,44→ 0,35); ha andamento opposto nella struttura irregolare (VAL1= 0,66→ 1,41→ 2,12) e in quella disetanea (BOL1= 1,49→ 3,10→ 6,20), dove sono i piani inferiore e intermedio a crescere percentualmente in misura maggiore. Un andamento ancora diverso dai precedenti è presente nella struttura stratificata (LOM1= 1,44→ 2,53→ 1,08).

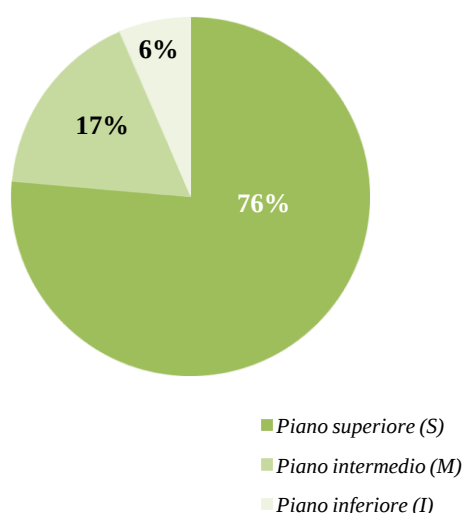


Figura 7.19a - Allocations di area basimetrica media per piano (peccete)

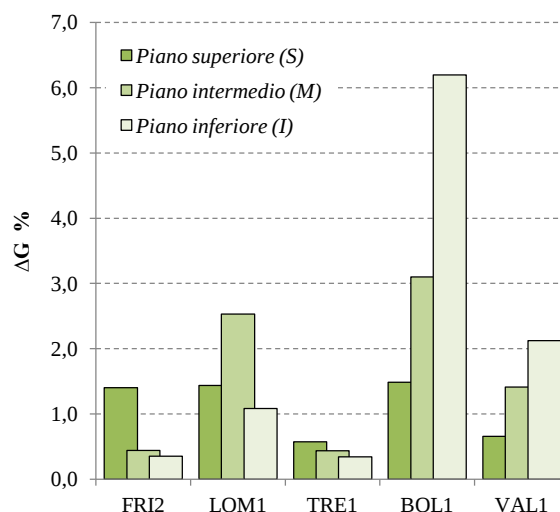


Figura 7.19b - Incremento relativo annuo di area basimetrica per piano (peccete)

- *Boschi cedui e di origine cedua*: producono in media il 54% dell'accrescimento nel piano superiore, il 37% in quello intermedio e il 9% in quello inferiore e rappresentano quindi una struttura incrementale più bilanciata rispetto alle fustaie. L'incremento relativo tra i piani varia in media dall' $1,87 \pm 0,47$ all' $1,4 \pm 0,23$ allo $0,69 \pm 0,63$. Il suo andamento è diverso in EMI1 ($1,54 \rightarrow 1,92 \rightarrow 2,67$) [vedi cap. 7.4.3].

Il piano superiore che origina la copertura principale contiene, come atteso, la quota maggiore di area basimetrica (*proxy* della massa in piedi). I soprassuoli di conifera, indipendentemente dalle diverse fisionomie strutturali e età rappresentate, confermano di essere strutture coetaneiformi che raccolgono in un unico piano la consistenza prevalente della massa legnosa. In questa tipologia, la riduzione o sospensione delle pratiche colturali ha comunque favorito il fenomeno di "coetanizzazione".

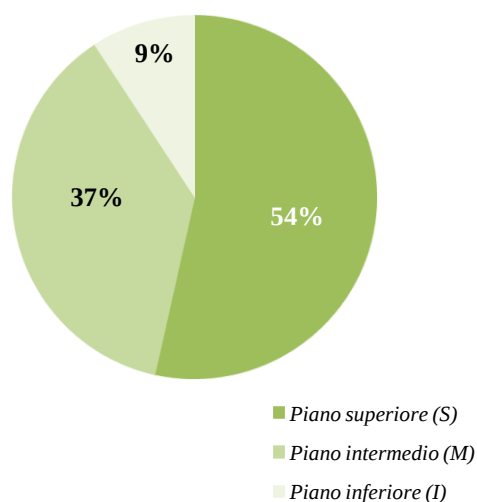


Figura 7.20a - Allocazione di area basimetrica media per piano (cedui)

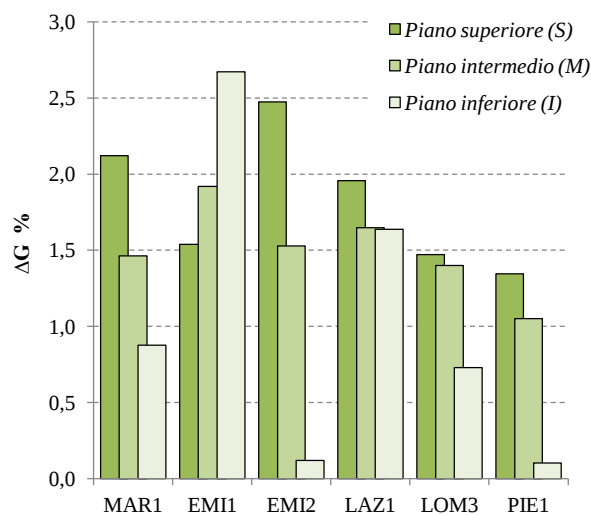


Figura 7.20b - Incremento relativo annuo di area basimetrica per piano (cedui)

La stratificazione ha consentito di monitorare la dinamica del soprassuolo per ciascun ambiente di crescita interno. L'allocazione in area basimetrica indica il "peso" di ciascun piano nella struttura attuale del soprassuolo.

L'incremento relativo associato evidenzia la capacità corrente di sviluppo per piano, ma anche di verificare nel tempo se esiste una diversa sensibilità di risposta a seguito di tipi differenti di disturbo. Questa è correlata anche alla forma della superficie esterna di contatto delle chiome che assume "rugosità" diverse secondo l'occupazione dello spazio di crescita sottostante, variabile secondo la struttura. Esiste infatti una potenziale differente sensibilità ai fenomeni di intercettazione e deposizione e a eventi anomali/estremi di tipo fisico-climatico e risposte fisiologiche correlate.

Le informazioni ritraibili sull'organizzazione per strati o sub-popolazioni sono quindi molteplici e possono utilmente informare i criteri colturali applicativi.

Il livello incrementale nel piano superiore (dominante-condominante) e la sua "distanza" con il piano intermedio, misurano il grado di competizione tra i soggetti dominanti e sono indicatori dell'effetto della densità corrente.

La consistenza e il livello incrementale nel piano inferiore indicano il contributo corrente in termini di massa e quindi di *stock* di carbonio e, in prospettiva, se la dinamica di questo piano si avvia a alimentare l'area di mortalità naturale (rientro della massa nel ciclo dei nutrienti) o uno sviluppo ulteriore. Quest'ultimo caso è interessante quando le specie componenti, tolleranti dell'ombra, sono diverse dalle principali e contribuiscono alla diversità compositiva e funzionale, compresa la qualità della lettiera.

7.3.2 La mortalità

I valori di mortalità in area basimetrica per ciascun *plot*, sono riportati per piano e intervallo nella tabella 7.5.

Tabella 7.5 - Valori percentuali di mortalità espressa in area basimetrica per *plot* nei periodi 00-04 e 05-09

faggio				abete rosso				querce caducifoglie			
plot	piano	00-04	05-09	plot	piano	00-04	05-09	plot	piano	00-04	05-09
ABR1	S	-	-	FRI2	S	-	-	EMI1	S	1,5	1,9
	M	-	-		M	-	0,3		M	7,1	6,0
	I	1,1	0,1		I	1,1	0,8		I	1,0	1,6
CAL1	S	-	-	LOM1	S	0,1	0,0	LAZ1	S	-	-
	M	-	-		M	0,7	0,1		M	1,4	1,5
	I	6,3	3,5		I	0,6	3,7		I	7,6	9,4
CAM1	S	-	-	TRE1	S	0,3	-	MAR1	S	-	-
	M	-	-		M	0,4	-		M	2,0	1,9
	I	-	-		I	4,4	0,8		I	3,0	4,6
PIE1	S	-	-	VAL1	S	0,3	-	BOL1	S	-	-
	M	0,1	1,0		M	-	-		M	-	-
	I	-	1,7		I	-	-		I	-	-
PUG1	S	-	-	BOL1	S	-	-				
	M	0,5	0,9		M	-	-				
	I	10,9	8,2		I	-	0,7				
VEN1	S	-	-								
	M	-	-								
	I	1,5	-								
TOS3	S	-	-								
	M	0,5	0,5								
	I	-	-								
LIG1	S	-	-								
	M	-	-								
	I	-	1,6								
EMI2	S	0,1	-								
	M	1,9	0,5								
	I	7,5	4,9								
LOM3	S	-	-								
	M	-	0,1								
	I	0,7	0,5								

Per valutare eventuali differenze tra specie, piano e periodo sono stati eseguiti l'analisi della varianza (ANOVA) (Tab. 7.6) e il *test post-hoc* (Tukey HSD) (Fig. 7.21).

I risultati indicano una differenza evidente e significativa sia in termini di specie che di piano; le querce caducifoglie mostrano il tasso di mortalità più alto e il piano inferiore è quello soggetto a maggiore mortalità. Le differenze tra i due periodi non sono invece significative.

Questo risultato è atteso, dato lo sviluppo maggiore della competizione a carico della componente dominata o sottoposta e dato che le querce caducifoglie, oltre ad essere specie non tolleranti dell'ombra che accelerano l'esito della competizione, sono qui rappresentate dai soprassuoli di origine cedua e quindi molto densi.

Tabella 7.6 - Analisi della varianza della mortalità

	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
specie	66,35	2	9,5315	0,0001603***
piano	103,56	2	14,8766	2,142e-06***
periodo	0,32	1	0,0917	0,7626928
residui	355,03	102		

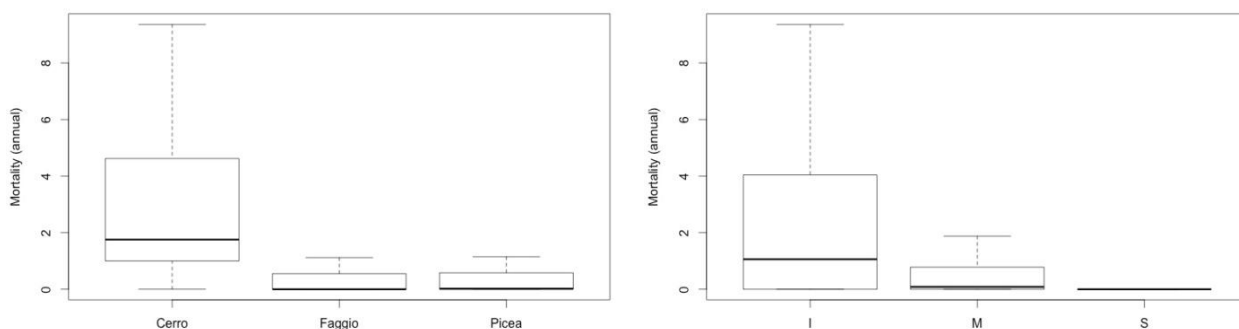


Figura 7.21 - Box plot della mortalità per specie (sinistra) e per piano (destra)

Il tipo di mortalità è perciò definibile naturale perché funzione di densità colme e a carico esclusivo del piano inferiore; in qualche caso si può definire accidentale (schianti soprattutto) quando la mortalità è associata a soggetti del piano intermedio o superiore. Soltanto in un caso (area EMI1), la mortalità è diffusa, selettiva su una delle due querce presenti, e ascrivibile a disturbi recenti [vedi cap. 7.4.3].

7.4 Le variazioni di accrescimento attraverso gli inventari

Nel periodo osservato, l'incremento relativo di area basimetrica a livello *plot* (Fig.7.22) varia tra 0,5 e 3,5% (Bertini *et al.* 2011).

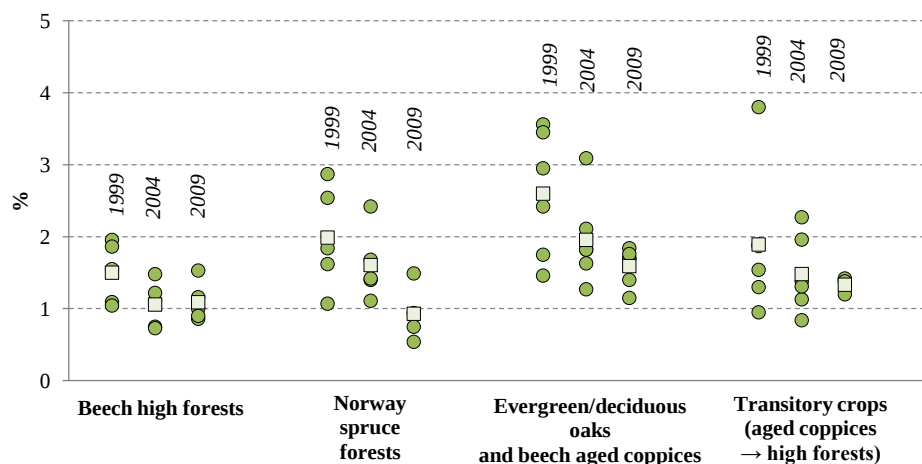


Figura 7.22 - Incrementi relativi annuali di area basimetrica per *plot* e valore medio per tipologia e inventario

Ciascuna tipologia esprime un differente livello di accrescimento medio dai cedui in post-coltivazione > ai cedui in avviamento > alle peccete > alle faggete. Si osservano una generale diminuzione dell'accrescimento dal 1997 al 2009 e una compressione della variabilità tra i valori per tipo attraverso i successivi inventari. Questo andamento, indipendente dalle specie e dalle

tipologie, suggerisce l'ipotesi di un “driver” di disturbo comune (Adams *et al.* 2009). Si esaminano di seguito i due intervalli monitorati per verificare entità e direzione della variazione.

7.4.1 Intervallo 2000-04 su 1997-99

L'intervallo 2000-04 comprende l'estate 2003, eccezionalmente calda e combinata con una precipitazione molto ridotta e una insolazione duratura in Europa centrale e occidentale, dalla Spagna all'Ungheria e dall'Islanda alla Grecia. Ricostruzioni basate su dati climatologici storici dimostrano che questa è stata l'estate più calda almeno dal 1500 D.C.; sulla base della temperatura dell'aria media superficiale, il fenomeno è centrato sopra la regione francese, il nord Italia, la Svizzera occidentale e la Germania. I mesi di giugno e agosto sono stati quelli con le maggiori deviazioni dalle temperature medie del periodo di riferimento standard 1961-1990 (Rebetez *et al.* 2006).

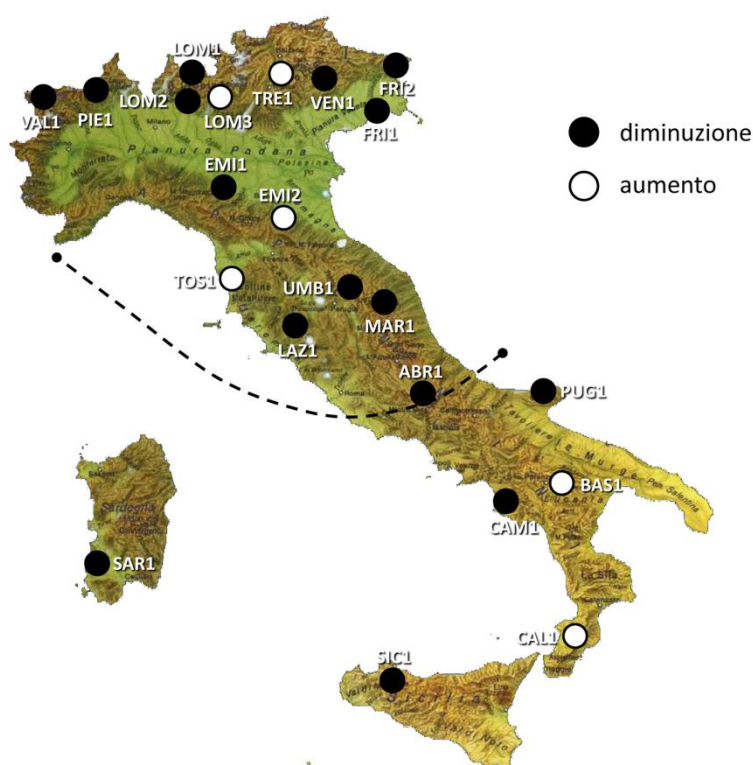


Figura 7.23 - Distribuzione geografica delle variazioni di accrescimento nel periodo 2000-2004

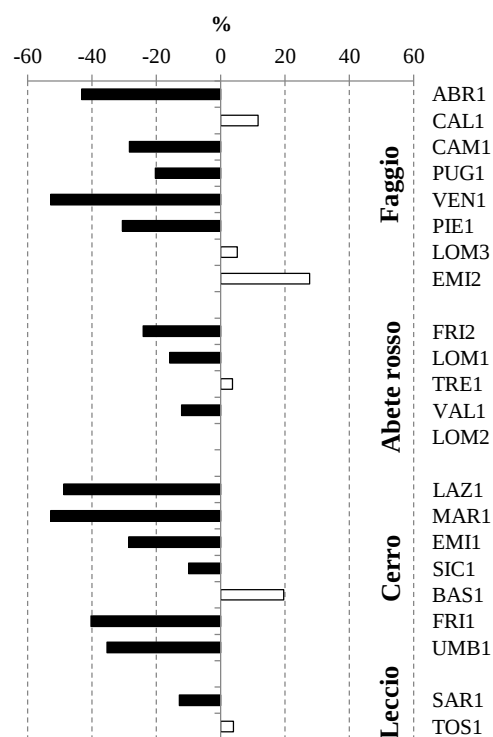


Figura 7.24 - Segno e entità delle variazioni di accrescimento nel periodo 2000-2004

Il periodo 2000-2004 (Fig. 7.23) è caratterizzato dalla riduzione evidente dell'accrescimento annuale rispetto all'intervallo precedente su 3/4 dei *plot* (Bertini *et al. op. cit.*). La riduzione più sensibile (30-50%) (Fig. 7.24) interessa circa 1/3 dei *plot* (in nero- Fig. 7.23); la prevalenza di questi è situata a quote ridotte e/o composta da latifoglie (faggio-querce) ad accrescimento predeterminato, specie che prolungano gli effetti di una stagione anomala alla formazione del legno primaverile dell'anno successivo (Granier *et al.* 2007). Inoltre, tutti questi *plot* sono ubicati entro il limite continentale meridionale dell'“ondata di calore” 2003, causa presumibile della

riduzione incrementale. Lo stesso risultato è riportato per altre regioni europee per la rete ICP-Forests con la riduzione fino al 60% dell'accrescimento nelle foreste di pianura, mentre quelle a quote elevate non hanno subito variazioni o prodotto un maggiore incremento (Jolly *et al.* 2005; Dobbertin *et al.* 2006).

È in accordo con i risultati di Ciais *et al.* (2005) “[...] la riduzione stimata per l’anno 2003, l’anno meno produttivo dell’ultimo secolo in Europa, è del 30% della GPP, pari a un anomalo rilascio netto di CO₂ verso l’atmosfera eguale a 4 anni di sequestro netto medio. L’accumulo netto di CO₂ (NEE) è diminuito quasi ovunque, anche se in modo meno accentuato negli ecosistemi mediterranei per una riduzione particolarmente forte della respirazione.

La minore produttività delle foreste europee può essere spiegata nella parte orientale dal deficit di precipitazioni e in quella occidentale dall’elevato calore estivo, rispettivamente” e con le conclusioni di Leuzinger *et al.* (2005) “[...] tutte le specie arboree hanno dimostrato un ridotto incremento di area basimetrica, comparativamente ai due anni precedenti”. In opposizione al fenomeno generale osservato e spiegabile con la localizzazione dei siti (latitudine, quota, microclima, giacitura, suolo, esposizione), un maggiore incremento rispetto al periodo precedente (3-25%) è registrato per un’area di abete rosso (TRE1), tre di faggio (LOM3, EMI2, CAL1) e una di cerro (BAS1) (Fig. 7.24).

7.4.2 Intervallo 2005-09 su 2000-04

Il periodo successivo 2005-2009 (Fig. 7.25 e 7.26) si caratterizza viceversa per una riduzione evidente dell'accrescimento localizzata principalmente sull'arco alpino e a carico soprattutto dei soprassuoli di Abete rosso situati a quote medio-alte (Bertini *et al. op. cit.*).

L’analisi dell’andamento climatico nella regione negli stessi anni mostra diverse anomalie: un inverno molto freddo nel 2004-2005, un inverno tiepido nel 2006-2007 con persistenza di temperature elevate per la stagione fino alla tarda primavera ed un autunno secco nel 2007. Ancora, si sono registrati la risalita anormale della temperatura nel gennaio-febbraio 2008 e un inverno piovoso nel 2008-09, prolungatosi con precipitazioni abbondanti fino a metà della primavera (Amoriello, *comunicazione personale*). L’occorrenza ripetuta di deviazioni stagionali (Tab. 7.7) oltre la fluttuazione statistica sembra essere la regola nell’ultima decade nelle Alpi, in accordo con le proiezioni IPCC per l’area. La regione alpina, così come in generale le aree montuose in Europa, ha sperimentato aumenti superiori di temperatura rispetto alle regioni circostanti. Sulle Alpi, l’incremento nell’ultimo secolo è stato doppio rispetto al valore globale medio. Già negli anni '90 del secolo scorso, nelle Alpi Occidentali il trapianto a dimora dell’abete rosso era anticipato di due settimane per l’inizio più precoce della vegetazione (Fabbio, *comunicazione personale*).

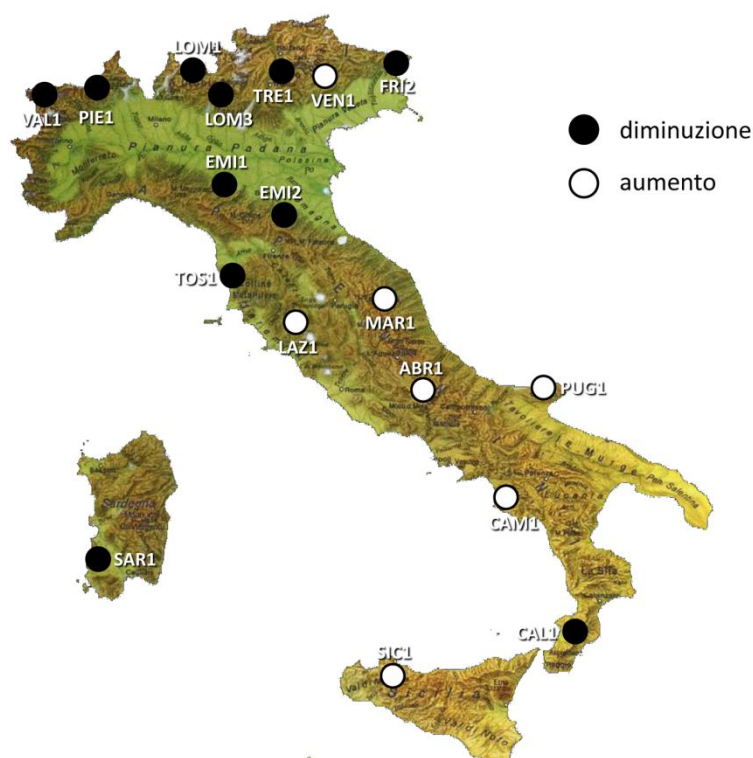


Figura 7.25 - Distribuzione geografica delle variazioni di accrescimento nel periodo 2005-2009

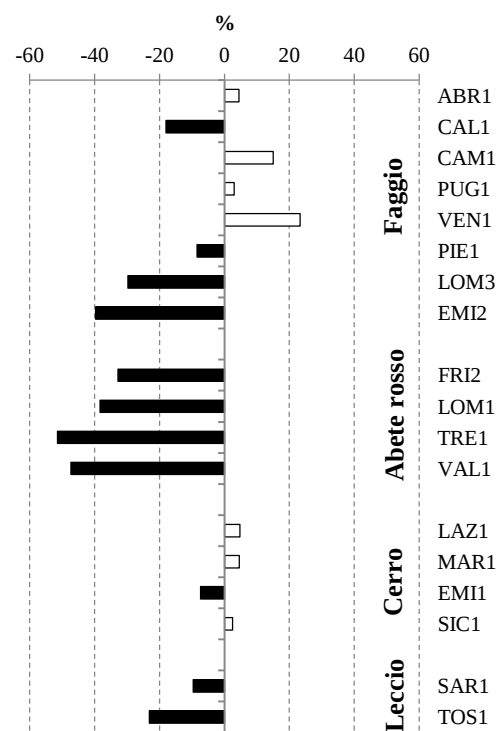


Figura 7.26 - Segno e entità delle variazioni di accrescimento nel periodo 2005-2009

La determinazione dei cambiamenti nella distribuzione e quantità di precipitazione è invece soggetta a grande incertezza e correlata molto alla geomorfologia locale (Fuhrer *et al.* 2006 in Hemery 2007; Lindner *et al.* 2010).

Tabella 7.7 - Deviazioni della temperatura media e della precipitazione rispetto alle medie del periodo 1996-2009 nella regione alpina. +/- aumento/diminuzione > 50%; ++/-- aumento/diminuzione > 100%; +++/-- aumento/diminuzione > 150%

	stagione	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Temperatura	primavera		++						++		
	estate				+++						
	autunno							+			
	inverno				--		-	-	++	+	-
Precipitazioni	primavera		+++	++	-	++					
	estate				-						
	autunno	+++		+++							
	inverno	-	+++	+++	-	++	-				++

A livello europeo, il fenomeno è stato analizzato in Germania tra il 2005 e il 2007 tramite analisi delle cerchie legnose delle specie principali sulla rete di livello II (Exec. rep. 2011). L'effetto positivo o negativo delle condizioni del clima locale sull'accrescimento radiale del legno ha individuato gli anni caratteristici (*pointer years*) specie-specifici dal 1945 al 2006 (Fig. 7.27).

L'andamento temporale rivela il passaggio da anni negativi dovuti in prevalenza alla sequenza inverno lungo e molto freddo-estate molto calda e asciutta all'occorrenza, più frequente dopo il 2000, di temperature estive elevate associate a mancanza di precipitazione.

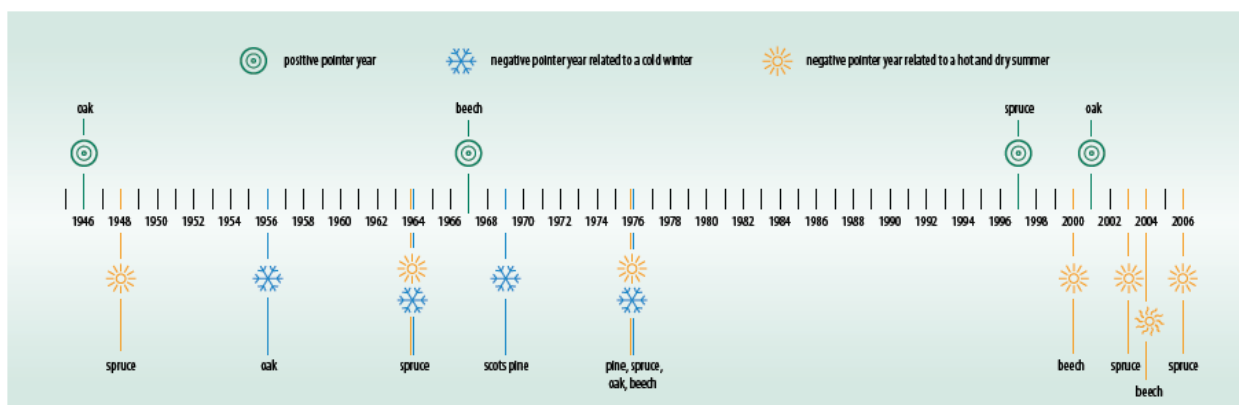


Figura 7.27 - Occorrenza di anni caratteristici positivi e negativi per le principali specie forestali arboree in Germania nel periodo 1945-2006

In Europa centrale, l’abete rosso è la specie che registra le maggiori limitazioni di crescita, anche se gli effetti più duraturi si sono prodotti negli ambienti di introduzione di pianura e a quote ridotte. Nello stesso intervallo 2005-09, un maggiore incremento nell’area pre-alpina si registra soltanto in VEN1 (faggio), e anche tutte le aree di latifoglie appenniniche hanno segno positivo con l’eccezione di TOS1 e SAR1 (leccio) e CAL1 (faggio) (Fig. 7.26).

Analisi statistica delle variazioni incrementali nei due intervalli

Il confronto delle distribuzioni dei valori di Δ_g ai diversi intervalli è stato condotto con il test di Kruskal-Wallis. In caso di significatività, è stato utilizzato il test di Mann-Whitney per verificare gli intervalli diversi. Sono stati adottati test non parametrici perchè, nella fase preliminare dell'analisi, si è constatato che le distribuzioni dei valori di Δ_g non sempre corrispondevano alle condizioni di normalità e omoschedasticità necessarie per utilizzare con sufficiente sicurezza i test parametrici.

I risultati dei test sono riportati nelle tabelle 7.8abc.

La tabella 7.8a elenca i *plot* per i quali entrambi i confronti risultati significativi;

la tabella 7.8b i *plot* per i quali solo uno dei due confronti è significativo;

in tabella 7.8c i *plot* per cui il di K-W non è risultato significativo.

Tabella 7.8a - Plot in cui tutti i gli intervalli sono significativamente diversi tra loro ($p < 0,05$)

plot	Kruskal-Wallis (<i>p-value</i>)	Mann-Whitney (<i>p-value</i>)	
		97-99 vs 00-04	00-04 vs 05-09
EMI1	<0.0001	<0.0001	<0.0001
EMI2	<0.0001	0.0005	<0.0001
FRI2	<0.0001	<0.0001	0.0027
LAZ1	<0.0001	<0.0001	0.0176
LOM1	<0.0001	<0.0001	0.0001
MAR1	<0.0001	<0.0001	0.0043
VAL1	<0.0001	0.0055	<0.0001
VEN1	<0.0001	<0.0001	0.0050

Tabella 7.8b - Plot in cui solo uno dei confronti *i* è significativamente diverso ($p < 0,05$)

plot	Kruskal-Wallis (<i>p</i> -value)	Mann-Whitney (<i>p</i> -value)	
		97-99 vs 00-04	00-04 vs 05-09
ABR1	<0.0001	<0.0001	0.2196
CAM1	0.0034	0.0002	0.4295
PIE1	<0.0001	<0.0001	0.0632
SAR1	0.0088	0.0653	0.0120
SIC1	0.0007	0.7325	0.4670
TOS1	<0.0001	0.0278	0.3747
TRE1	<0.0001	0.8947	<0.0001
LOM3	<0.0001	0.9218	<0.0001

Tabella 7.8c - Plot in cui non vi sono differenze significative tra gli intervalli ($p < 0,05$)

plot	Kruskal-Wallis (<i>p</i> -value)	Mann-Whitney (<i>p</i> -value)	
		97-99 vs 00-04	00-04 vs 05-09
PUG1	0.4261	-	-
CAL1	0.4489	-	-

7.4.3 Una evidenza di vulnerabilità: il caso dei boschi di Carrega

I risultati dell'analisi sul sito di EMI1 (Bertini *et al. op.cit.*), descrivono un caso di vulnerabilità evidente a *stress* ambientale.

Il sito

Quest'area, situata sul bordo inferiore della Valle Padana (Boschi di Carrega-PR) (Fig. 7.28), vede la convivenza di due querce decidue, la rovere e il cerro, governate nella forma del ceduo composto e la presenza accessoria di latifoglie minori, soprattutto orniello. Le due querce hanno esigenze idriche differenziate. Il cerro è specie relativamente tollerante dell'aridità, capace di resistere a 2-4 mesi consecutivi di precipitazione inferiore a 40 mm e fino a 4 mesi di siccità. La rovere è invece specie mesofita che predilige un sufficiente tasso di umidità nell'aria e nel suolo e necessita di un minimo di 120 mm di pioggia nella stagione vegetativa.

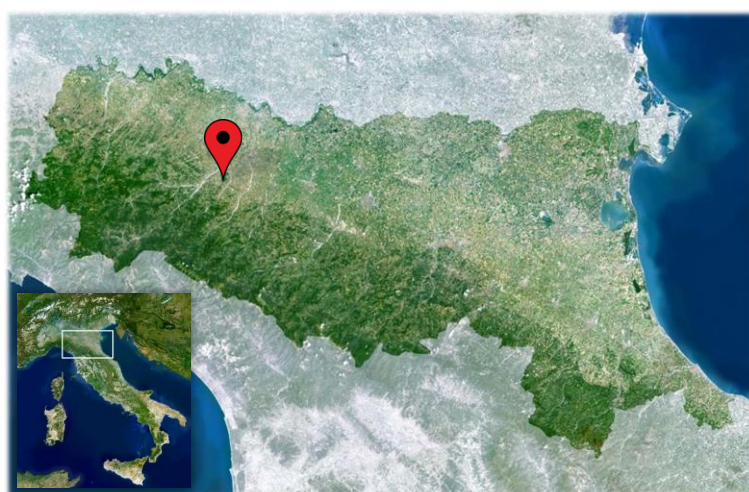


Figura 7.28 - Localizzazione del sito EMI1

La presenza nella stazione della rovere non è residuale; la specie è infatti diffusa in tutta l'area dei Boschi di Carrega sia con classi di età giovani che con individui adulti e maturi di grosse dimensioni. Nella tipologia del ceduo, la rovere era la specie favorita nella matricinatura per il maggiore valore economico del legno. La descrizione iniziale

del *plot* (1996) riporta la prevalenza della rovere sul cerro sia nel piano dominante delle

matricine che in quello intermedio dei polloni, e il piano inferiore formato in modo quasi esclusivo da orniello. Presente rinnovazione naturale di quercia, molto più abbondante quella di rovere.

Il suolo della stazione, sviluppatosi su una coltre di depositi eolici (Cremaschi 1987; Martini *et al.* 2001) con elevato contenuto di limo, possiede, per composizione granulometrica, una struttura instabile in presenza di acqua e quindi una conducibilità idrica a saturazione inferiore all'intensità degli eventi piovosi comuni nella zona. L'acqua di infiltrazione ristagna quindi entro i 60 cm di profondità e la falda superficiale che si origina scivola per gravità verso valle. Come verificato dal monitoraggio del sito, la quantità di acqua così perduta è notevole. Il fenomeno si ripete praticamente ad ogni pioggia significativa, perdura nel tempo e risulta nel mancato immagazzinamento dell'acqua nel suolo (Carnicelli 2011, comunicazione personale).

L'andamento climatico

La disponibilità di una serie climatica trentennale (Amoriello 2010 in Bertini *et al. op. cit.*) evidenzia ripetute deviazioni annuali nella temperatura media dell'aria e nella quantità di precipitazione (Fig. 7.29, 7.30, 7.31, 7.32).

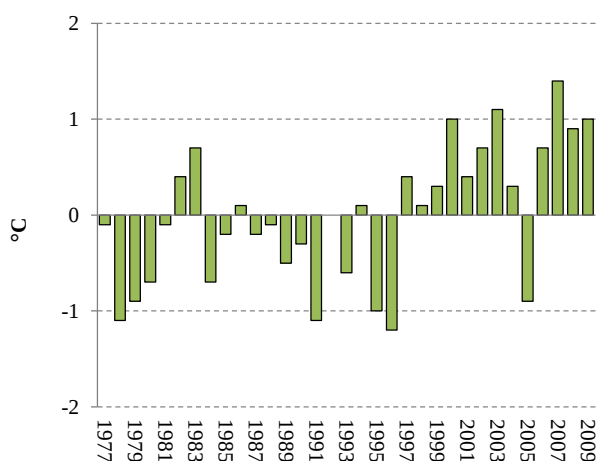


Figura 7.29 - Deviazioni annuali della temperatura media

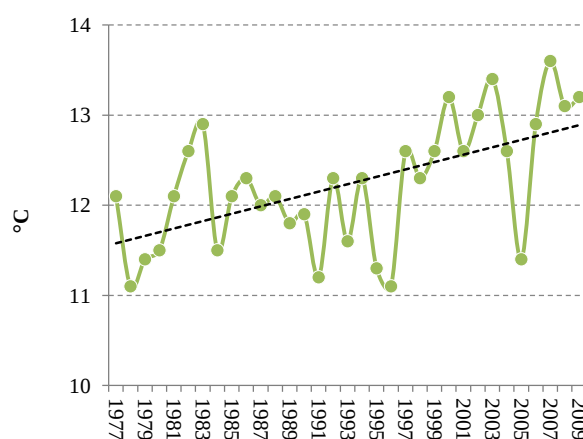


Figura 7.30 - Andamento dei valori annuali di temperatura media

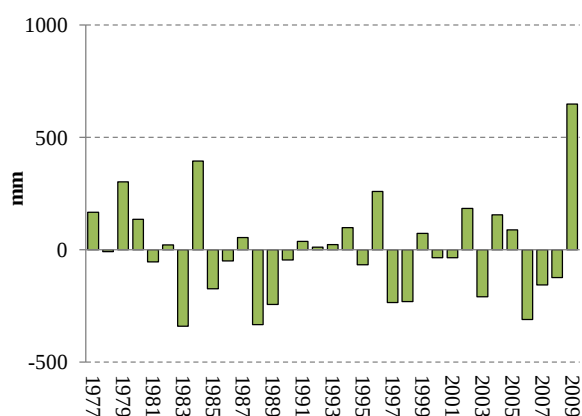


Figura 7.31 - Deviazioni annuali della precipitazione

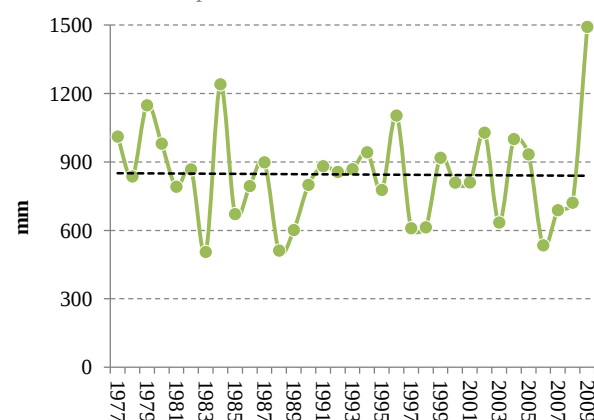


Figura 7.32 - Andamento dei valori annuali di precipitazione

Le deviazioni di temperatura di segno positivo prevalgono nell'ultima decade e si traducono nella formazione di un *trend* significativo di aumento (oltre 1°C); quelle di precipitazione si distribuiscono con segno opposto e con deviazioni anche molto evidenti lungo tutto il periodo di osservazione. Completano la caratterizzazione del clima locale, alcuni indici di *stress* calcolati per il periodo 1998-2009 (Amoriello 2010, dati non pubblicati) (Fig. 7.33, 7.34, 7.35, 7.36, 7.37).

SI-Summer Index: somma delle differenze tra le temperature medie giornaliere durante la stagione di crescita ($t > 5^{\circ}\text{C}$) e la temperatura soglia di 5°C .

GPRI-Growing season PRecipitation Index: somma delle precipitazioni durante la stagione di crescita.

HI-Heat Index: somma delle differenze tra le temperature massime giornaliere durante la stagione di crescita e la temperatura soglia di 35°C .

WI-Winter Index: somma delle temperature medie giornaliere $< 0^{\circ}\text{C}$ per il periodo 1° ottobre-1° aprile.

LFI-Late Frost Index: la più bassa temperatura minima ($< 0^{\circ}\text{C}$) nel periodo che va da 15 giorni prima dell'inizio della stagione vegetativa fino al 30 giugno.

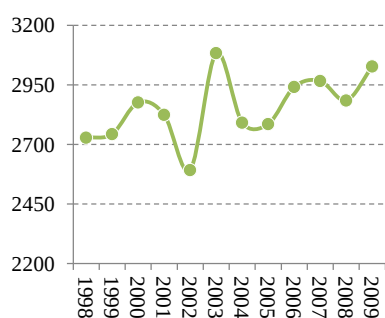
L'indice *SI* evidenzia, rispetto alla media del periodo, un aumento delle temperature nella stagione di crescita (1 aprile-31 ottobre) nell'anno 2003 pari al 20%, concomitante a una diminuzione delle precipitazioni (*GPRI*) del 70%.

Il valore di *SI* è elevato anche nel 2009 mentre gli anni 2006, 2007 e 2008 sono anni di scarsa piovosità nella stagione di crescita (*GPRI*).

L'indice *HI* conferma lo *stress* a seguito dell'ondata di calore 2003.

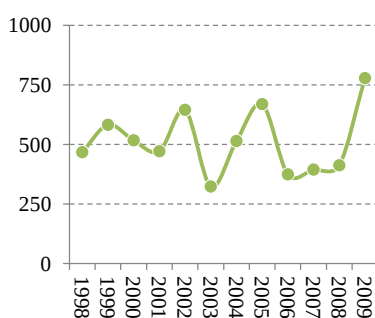
Il *WI* discrimina gli inverni più severi (1999, 2002, 2005, 2006) da quelli più miti che coincidono con gli ultimi tre osservati (2007, 2008, 2009).

L'indice *LFI* segnala l'occorrenza delle gelate tardive più intense negli anni 1998-2003-2008.



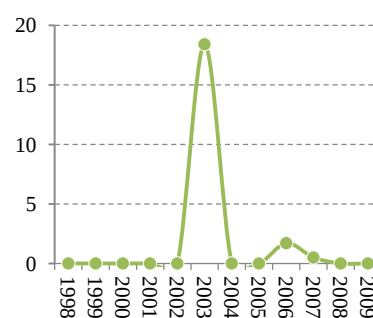
SI

Figura 7.33 - Andamento dei valori di Summer Index



GPRI

Figura 7.34 - Andamento dei valori di Growing season PRecipitation Index



HI

Figura 7.35 - Andamento dei valori di Heat Index

WI

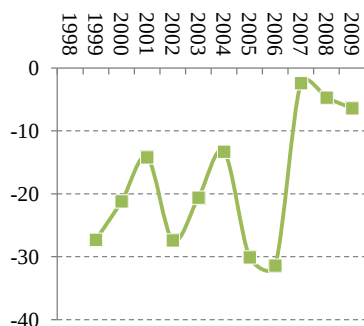


Figura 7.36 - Andamento dei valori di Winter Index

LFI

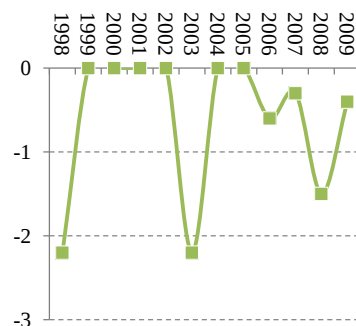


Figura 7.37 - Andamento dei valori di Late Frost Index

L'evidenza del cambiamento

L'ultimo inventario (2010) descrive una trasformazione importante del soprassuolo nella composizione specifica, nella struttura e importanza relativa delle due querce. In soli 13 anni, la rovere diventa da specie principale, secondaria rispetto al cerro nel piano superiore come in quello intermedio sia in area basimetrica che in numero (Fig. 7.38 e 7.39).

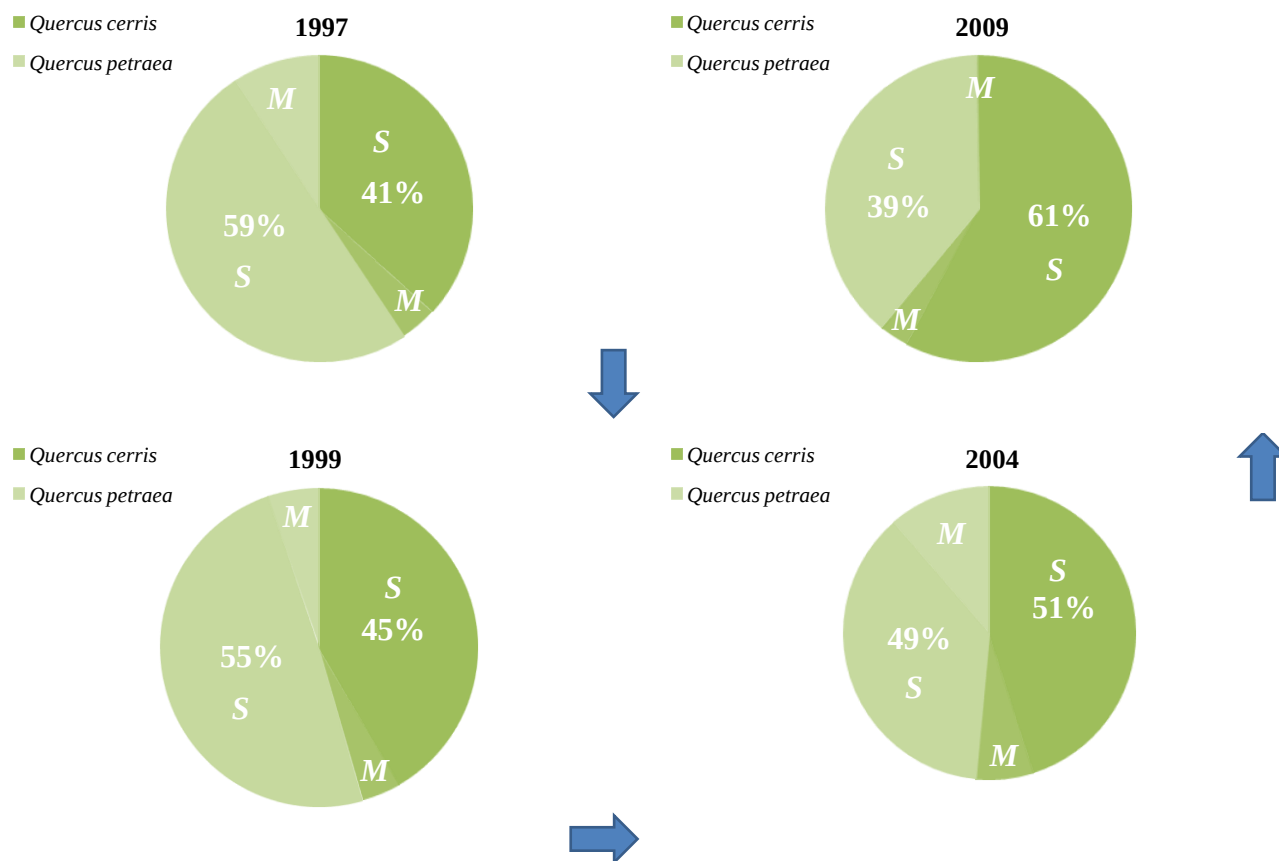


Figura 7.38 - Variazione dell'area basimetrica per specie e piano nell'intervallo 1997-2009

Alla rovere è infatti associata una mortalità percentuale molto più elevata rispetto al cerro (Fig. 7.40).

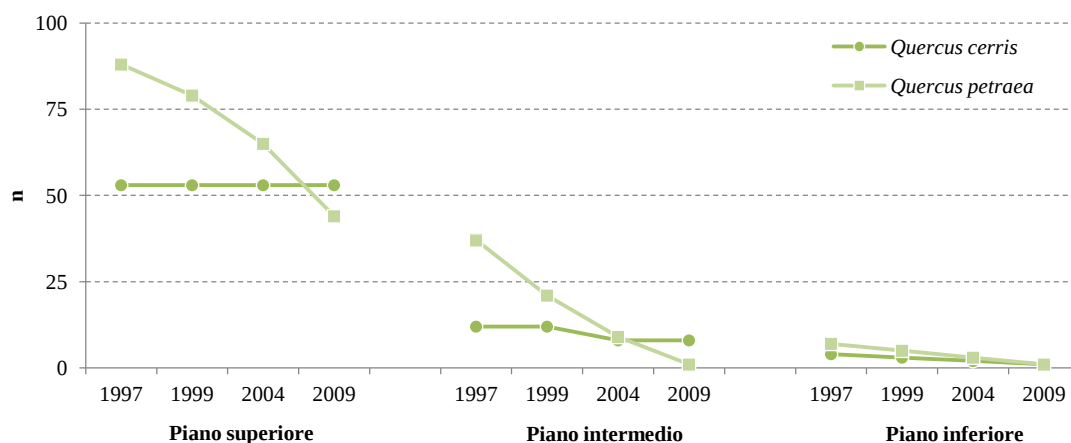


Figura 7.39 - Variazione del numero di individui delle due specie di quercia per piano nell'intervallo monitorato

Il decremento numerico (Fig. 7.39) incide sul 50% dei soggetti dominanti e su quasi la totalità (97%) dei condominanti di rovere; all'opposto il cerro non subisce mortalità nel piano superiore e solo in misura ridotta (30%) in quello intermedio.

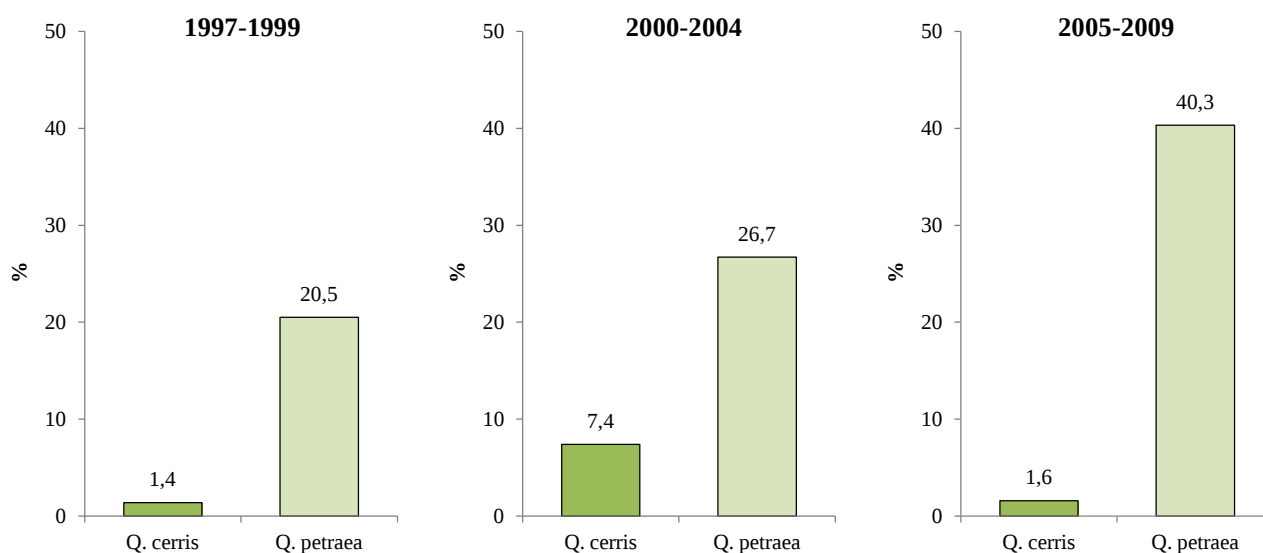


Figura 7.40 - Mortalità percentuale in numero di individui per le due specie negli intervalli monitorati

Nel piano inferiore, la presenza/abbondanza dell'orniello, specie predominante, rimane circa costante nell'intero intervallo osservato.

La sensibilità dei soggetti dominanti ai disturbi fisico-chimici di origine atmosferica, alle deviazioni dei fattori del clima locale, a carenze nutrizionali o idriche, è maggiore sia perché le loro chiome sono l'interfaccia esterna a diretto contatto con l'atmosfera, sia per le dimensioni e quindi le esigenze di mantenimento e sviluppo della relativa fitomassa vivente. Nei piani intermedio e dominato, la mortalità può essere imputata anche alla elevata competizione che si somma a squilibri di carattere ambientale.

La variazione relativa della componente fogliare della lettiera per le due specie (Fig. 7.41) dal 1998-2001 al 2009-2011 conferma la dinamica di cambiamento a favore del cerro. Per quanto

riguarda i valori percentuali della lettiera fogliare, si segnala che, anche a parità di operatore, l'attribuzione alla specie è soggetta ad errore perché la separazione in laboratorio avviene sul materiale già secco e in parte frammentato, raccolto nelle trappole. Il valore di SLA (*Specific Leaf Area*) pari a $90,75 \pm 4,75 \text{ cm}^2\text{g}^{-1}$ (cerro) e a $111,25 \pm 10,89 \text{ cm}^2\text{g}^{-1}$ (rovere) indica la superficie fogliare superiore a parità di peso della rovere rispetto al cerro e contribuisce a spiegare i valori percentuali di lettiera fogliare in figura 7.41.

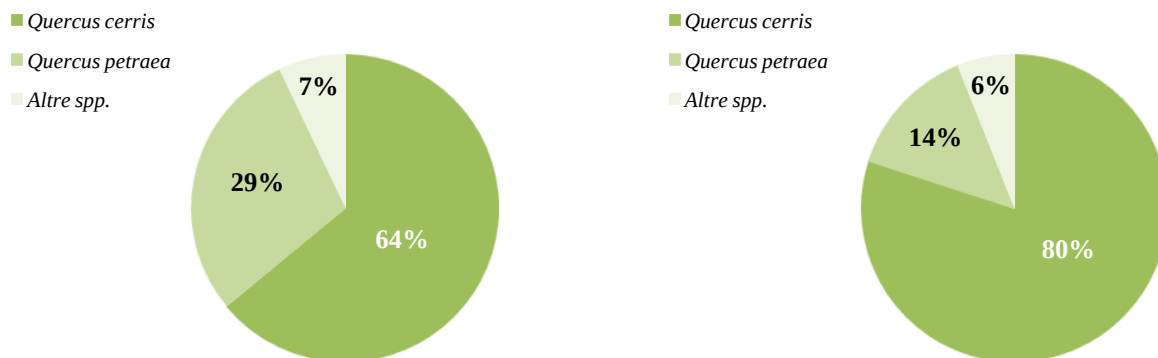


Figura 7.41 - Variazione percentuale della componente fogliare della lettiera per le due specie

Un'ulteriore conferma proviene dal carotaggio di un campione di 15+15 soggetti dominanti delle due specie (Bertini *et al. op.cit.*). Le cronologie medie di incremento radiale (Fig. 7.42) descrivono il declino della rovere a partire dall'inizio degli anni '90 e l'andamento più costante del cerro.

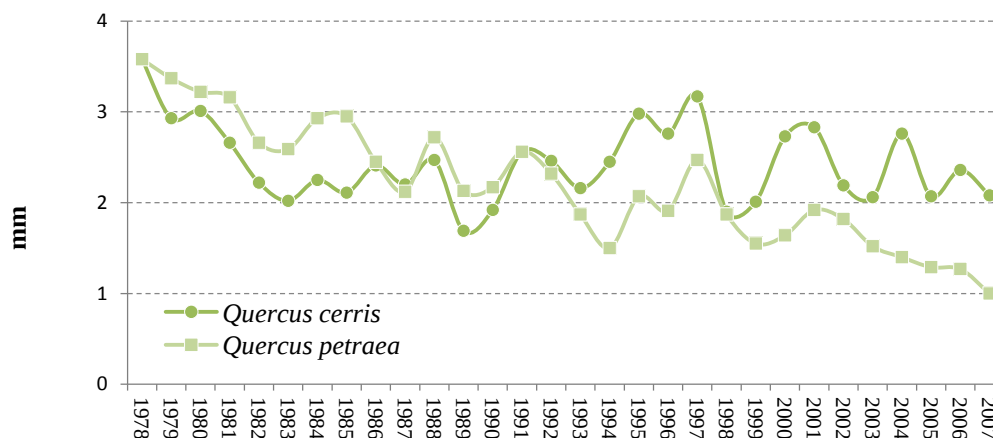


Figura 7.42 - Cronologie medie di ampiezza anulare per le due specie di quercia

La misura dell'accrescimento radiale intra-annuale tramite bande di circonferenza condotta nell'ambito del lavoro di tesi su un campione di 15+15 soggetti dominanti (Fig. 7.43), descrive l'andamento stagionale sincrono tra cerro e rovere e il livello incrementale sempre superiore del cerro nei due ultimi anni (2010-2011). Il passaggio in un periodo molto breve a un ambiente di crescita meno favorevole per la specie più esigente (deviazioni ripetute di segno negativo), ha

inciso sulla sua capacità competitiva (Brooker 2006), e quindi sulla struttura e la composizione specifica del soprassuolo (diversità strutturale specifica).

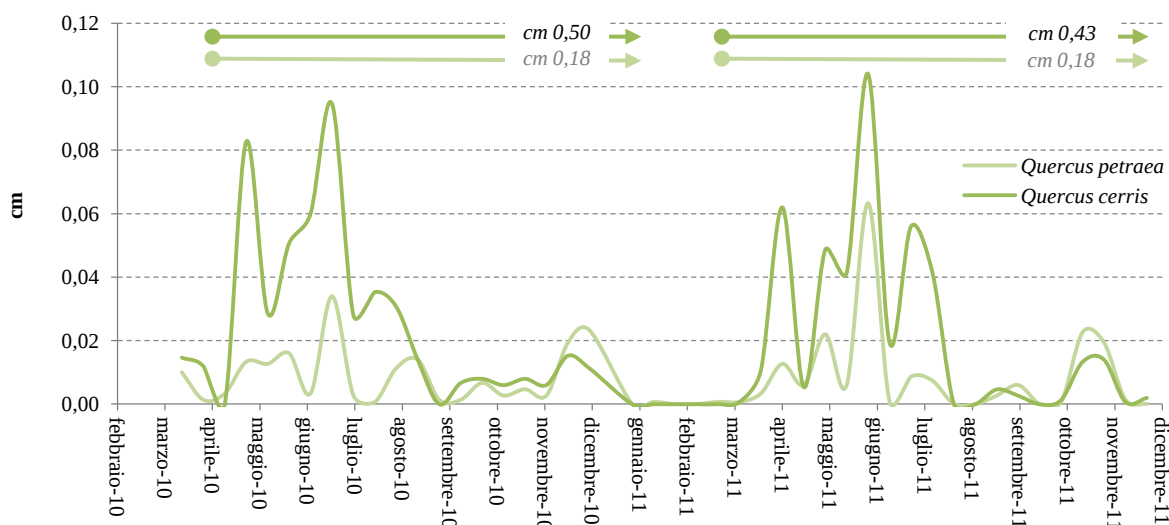


Figura 7.43 - Valori di accrescimento radiale intra-annuale per le due specie di quercia misurati tramite bande UMS (approssimazione allo 0.01 cm)

I modelli di sviluppo della mortalità sono significativamente influenzati dall'aridità e dal calore (Fig. 7.44), dallo stress fisiologico indotto e dalle interazioni con altri processi mediati dal clima

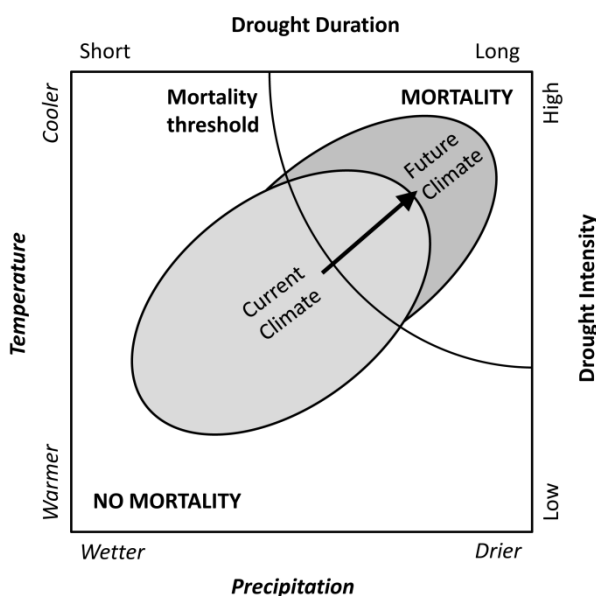


Figura 7.44 - Diagramma concettuale che mostra il campo di variabilità dei parametri del "Clima Corrente" per precipitazione e temperatura, o in alternativa per durata e intensità dei periodi di siccità, con soltanto una piccola parte dello "spazio" climatico che attualmente eccede la soglia della mortalità arborea specie-specifica (Allen et al 2010)

come le pullulazioni di insetti e gli incendi (Allen et al. 2010).

I cambiamenti rapidi possono essere il risultato della risposta degli ecosistemi al ripetersi di eventi climatici estremi che si verificano a tutte le scale (Condit et al. 1995; Allen e Breshears 1998; Hanson e Weltzin 2000; Breshears et al. 2005; Gitlin et al. 2006; in Mac Dowell et al. 2008). Casi di mortalità e di depressione dell'accrescimento collegati al clima sono stati osservati in tutti i continenti, tipi di ecosistemi e gruppi funzionali (Leuzinger et al. 2005; Allen e Breshears 2007; Mac Dowell et al. op. cit.; Allen et al. op. cit.). Il fattore (driver) che risulta dall'analisi della letteratura avere il maggiore impatto sulla mortalità delle specie

vegetali è la carenza idrica (Mac Dowell et al. op. cit.). Alle scale di popolamento e di foresta, la tolleranza individuale o specifica è il fattore di innesco più comune di mortalità e del differenziale tra le specie compresenti (Allen et al. op. cit.). L'affermazione che i soggetti più

sensibili sono quelli collocati ai due estremi del *range* dimensionale, semenzali e matricine (Mac Dowell *et al. op. cit.*), si conferma per il caso di studio dove le matricine e i semenzali di rovere sono le componenti su cui si è concentrata la mortalità. La mortalità osservata nel sito può quindi essere spiegata secondo il modello del “*decline spiral model*” di Manion (1991), secondo cui la mortalità degli alberi comunemente coinvolge una serie di fattori interagenti, che vanno dalla sequenza di *stress* climatici, alla storia pregressa del popolamento, al verificarsi di pullulazioni di insetti, ingresso di parassiti e attacchi di patogeni. Tre sono i fattori che devono agire per originare la fase di declino: i *predisposing factors*, che agiscono nel lungo termine per indebolire gli alberi, gli *inciting factors*, o *stress* di breve periodo che innescano il declino, i *contributing factors*, comunemente organismi opportunisti che agiscono sulla debolezza dell’ospite per aumentare o rendere più veloce il suo livello di declino e morte. Nel caso di studio, le caratteristiche del suolo associate a eventi eccezionali come quello del 2003 e alle deviazioni ripetute del clima locale negli anni successivi, hanno indebolito soprattutto la specie più sensibile e favorito la probabile azione di agenti biotici opportunisti innescando il fenomeno di deperimento (Vannini 1990; Breda *et al.* 1992; Ragazzi *et al.* 2000; Breda *et al.* 2006; Desprez-Loustau *et al.* 2006; Marcais e Breda 2006). A questo proposito, il sito è stato materiale di studio per una ricerca a livello nazionale sulla presenza di *Phytophthora* come agente di declino delle querce (Vettrai *et al.* 2002). Lo studio conferma l’azione della *Phytophthora* come *predisposing factor*, e pure non isolando il patogeno nel sito, non ne esclude tuttavia la presenza.

Bibliografia citata

Adams HD, Guardiola-Claramonte M, Barron-Gafford GA, Villegas JC, Breshears DD, Zou CB, Troch PA, Huxman TE (2009). Temperature sensitivity of drought-induced tree mortality: implications for regional die-off under global-change-type-drought. *Proceed. National Academy of Sciences USA (PNAS)* 106: 7063-7066.

Allen CD, Breshears DD (2007). Climate-induced forest dieback as an emergent global phenomenon. *Eos, Transactions American Geophysical Union* 88: 504-505.

Allen CD, Macalady AK, Chenchouni H, Bachelet D, McDowell N, Vennetier M, Kitzberger T, Rigling A, Breshears DD, Hogg EH (Ted), Gonzalez P, Fensham R, Zhang Z, Castro J, Demidova N, Lim JH, Allard G, Running SW, Semerci A, Cobb N (2010). A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259: 660-684.

Amorini E, Fabbio G, Cantiani P (2006). Avviamento ad altofusto e dinamica naturale nei cedui a prevalenza di cerro. Il protocollo di Valsavignone (Arezzo). Risultati di una prova sperimentale a 35 anni dalla sua impostazione. *Annali Istituto Sperimentale Selvicoltura Arezzo*, 33 (2002-04): 115-132.

Amorini E, Fabbio G, Bertini G (2010). Dinamica del ceduo oltre turno e avviamento ad alto fusto dei cedui di faggio. Risultati del protocollo “Germano Gambi” sull’Alpe di Catenaia. *Annali Centro di Ricerca per la Selvicoltura, Arezzo* 36: 151-172.

- Barbati A, Carraro G, Corona P, Del Favero R, Dissegna M, Lasen C, Marchetti M (1999). Developing biodiversity assessment on a stand forest type management level in north-eastern Italy. *Annali AISF Firenze* 48: 157-176.
- Bertini G, Fabbio G, Piovosi M, Calderisi M (2010). Densità di biomassa e necromassa legnosa in cedui di cerro in evoluzione naturale in Toscana. *Forest@* 7: 88-103.
- Bertini G, Fabbio G, Piovosi M, Calderisi M (2012). Densità di biomassa e necromassa legnosa in due cedui di leccio (Sardegna) e faggio (Toscana). *Forest@*: (accettato)
- Bertini G, Amoriello T, Fabbio G, Piovosi M (2011). Forest growth and climate change: evidences from the ICP-Forests intensive monitoring in Italy. *iForest* 4: 262-267.
- Bobiec A (2002). Living stands and deadwood in the Białowieża forest: suggestions for restoration management. *Forest Ecology and Management* 165: 125-140.
- Borghetti M (1992). Relazioni idriche: dall'albero alla foresta. AISF Firenze 100 p.
- Breda N, Cochard H, Dreyer E, Granier A (1992). Water transfer in a mature oak stand (*Quercus petraea*): seasonal evolution and effects of severe drought. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 1136-1143.
- Breda N, Huc R, Granier A, Dreyer E (2006). Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. *Annals of Forest Science* 63: 625-644.
- Brooker RW (2006). Plant-plant interactions and environmental change. *New Phytologist* 171: 271-284.
- Cappelli M (1978). Elementi di selvicoltura generale. Edagricole Bologna 298 p.
- Ciais P, Reichstein M, Viovy N, Granier A, Ogée J, Allard V, Aubinet M, Buchmann N, Bernhofer C, Carrara A, Chevallier F, De Noblet N, Friend AD, Friedlingstein P, Grunwald T, Heinesch B, Keronen P, Knohl A, Krinner G, Loustau D, Manca G, Matteucci G, Miglietta F, Ourcival JM, Papale D, Pilegaard K, Rambal S, Seufert G, Soussana JF, Sanz MJ, Schulze ED (2005). Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature* 437: 529-533.
- Ciancio O, Nocentini S (2002). La conservazione della biodiversità nei sistemi forestali. 1. Ipotesi per il mantenimento degli ecosistemi. *Italia Forestale e Montana* 6: 505-512.
- Corona P, Calvani P, Ferrari B, Lamonaca A, Portoghesi L, Plutino M (2005). Sperimentazione di un sistema integrato di indici per il monitoraggio della diversità strutturale in soprassuoli forestali. *Italia Forestale e Montana* 4: 447-462.
- Cremaschi M (1987). Paleosols and vetusols in the Central Po Plain (northern Italy). A study in the Quaternary Geology and Soil development. Unicopoli, Milano, 316 p.
- Cutini A, Hajny M (2006). Effetti del trattamento selvicolturale su produzione di lettiera, caratteristiche della copertura ed efficienza di un ceduo di cerro in conversione. *Annali Istituto Sperimentale per la Selvicoltura, Arezzo* 33: 133-142.
- Desprez-Loustau ML, Marcais B, Nageleisen LM, Piou D, Vannini A (2006). Interactive effects of drought and pathogens in forest trees. *Annals of Forest Science* 63: 597-612.
- Dobbertin M, de Vries W, Sterba H (2006). Response of forest ecosystems to changing environmental conditions. http://www.icp-forests.org/DocsCrown/Go2_Dobbertin.pdf.

Duvigneaud P, Kestemont P, Ambroes P (1971). Productivité primaire des forêts tempérées d'essences feuillues caducifoliées en Europe occidentale. In: Unesco 1971, Productivity of forest ecosystems. Proceed. Brussels Symp. 1969: 259-270.

Executive Report 2011. The Condition of Forests in Europe <http://www.icp-forests.org>.

Fabbio G, Amorini E (2006). Avviamento ad altofusto e dinamica naturale nei cedui a prevalenza di cerro. Risultati di una prova sperimentale a 35 anni dalla sua impostazione. Il protocollo di Caselli (Pisa). Annali Istituto Sperimentale Selvicoltura Arezzo, 33 (2002-04): 79-104.

Fabbio G, Manetti MC, Bertini G (2006). Aspects of biological diversity in the CONECOFOR plots. II. Species richness and vascular plant diversity over the period 1999-2003. Annali Istituto Sperimentale per la Selvicoltura: Special Issue on Aspects of Biodiversity in Selected Forest Ecosystems in Italy 30 Suppl. 2: (2006): 17-28.

Granier A, Reichstein M, Breda N, Janssens IA, Falge E, Ciais P, Grunwald T, Aubinet M, Berbigier P, Bernhofer C, Buchmann N, Facini O, Grassi G, Heinesch B, Ilvesniemi H, Keronen P, Knohl A, Kostner B, Lagergren F, Lindroth A (2007). Evidence for soil water control on carbon and water dynamics in European forests during the extremely dry year 2003. Agricultural & Forest Meteorology: 143 (1/2): 123/145.

Hellrigl B (1988). Appunti di dendro-auxonomia. A cura di Colpi e De Mas. Università di Padova 239 p.

Hemery GE (2007). Forest management and silvicultural responses to predicted climate change impacts on valuable broadleaved species. Short-Term Scientific Mission Report for WG 1, Cost Action E42. Forestry Horizons May 2007.

Hunter ML (1999). Maintaining biodiversity in forest ecosystems. Cambridge University Press, 698 p.

Jolly WM, Dobbertin M, Zimmerman NE, Reichstein M (2005). Divergent vegetation growth responses to the 2003 heat wave in the Swiss Alps. Geophysical Research Letters 32 L 18409.

Leuzinger S, Zotz G, Roman A, Körner C (2005). Responses of deciduous forest trees to severe drought in Central Europe. Tree Physiology 25: 641-650.

Lindner S, Zotz G, Asshoff R, Korner C (2010). Responses of deciduous trees to severe drought in Central Europe. Tree Physiology 25: 641-650.

Mac Dowell N, Pockman WT, Allen CD, Breshears DD, Cobb N, Kolb T, Plaut J, Sperry J, West A, Williams DG, Yepez EA (2008). Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought?. New Phytologist 178: 719-739.

Manion PD (1991). Tree disease concept. Prentice-Hall Inc., Upper Saddle River NJ USA 416 p.

Marcais B, Breda N (2006). Role of an opportunistic pathogen in the decline of stressed oak trees. Journal of Ecology 94: 1214-1223.

Martini M, Sibilia E, Croci S, Cremaschi M (2001). Thermoluminescence (TL) dating of burnt flints: problems, perspectives and some examples of application. J. Cult. Herit, 2: 179-190.

Matteucci G, De Angelis P, Dore S, Masci A, Valentini R, Scarascia-Mugnozza G (1999) - Il bilancio del carbonio nelle faggete: dall'albero all'ecosistema. In: Ecologia strutturale e funzionale di faggete italiane. A cura di G. Scarascia-Mugnozza. Edagricole Bologna: 133-183.

Odum EP (1973). Principi di Ecologia. Ed. Piccin Padova 584 p.

- Ohtsuka T, Saigusa N, Koizumi H (2009). On linking multiyear biometric measurements of tree growth with eddy covariance-based net ecosystem production. *Global Change Biology* 15: 1015-1024.
- Oliver CD, Larson BC (1990). *Forest stand dynamics*. Mc Graw Hill 467 p.
- Pignatti G (2011). La vegetazione forestale di fronte ad alcuni scenari di cambiamento climatico in Italia. *Forest@* 8: 1-12.
- Pommerening A (2002). Approches to quantifying forest structures. *Forestry* 75: 305-324.
- Ragazzi A, Dellavalle I, Moricca S, Capretti P, Raddi P (2000). Decline of oak species in Italy. Problems and perspectives. *AISF Firenze* 257 p.
- Rebetez M, Mayer H, Dupont O, Schindler D, Gartner K, Kropp JP, Menzel A (2006). Heat and drought 2003 in Europe: a climate synthesis. *Annals of Forest Science* 63: 569-577.
- Satoo T. 1971 - Primary production relations of coniferous forests in Japan. In: *Unesco 1971, Productivity of forest ecosystems. Proc. Brussels Symp.* 1969: 191-205.
- Solberg S, Dobbervin M, Jan Reinds G, Lange H, Andreassen K, Garcia Fernandez P, Hildingsson A, de Vries W (2009). Analyses of the impact of changes in atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: A stand growth approach. *Forest Ecology and Management* 258 (8): 1735-1750
- Vannini A (1990). Correlazione tra alcuni parametri meteorologici e dendrocronologici e il deperimento delle querce. *Informatore fitopatologico* 11: 59-61.
- Vettraino AM, Barzanti GP, Bianco MC, Ragazzi A, Capretti P, Paoletti E, Luisi N, Anselmi N, Vannini A (2002). Occurrence of *Phytophthora* species in oak stands in Italy and their association with declining oak trees. *Forest Pathology* 32: 19-28
- Whittaker RH (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.
- Zeide B (1985). Tolerance and self-tolerance of trees. *Forest Ecology and Management* 13: 149-166.
- Zeide B (2005). How to measure stand density. *Trees - Structure and Function* 19: 1-14.

8. Considerazioni conclusive

8.1 Ambiente di crescita e sensibilità biologica

Nei capitoli precedenti, i casi di studio sono stati analizzati in termini di struttura della popolazione arborea, di accrescimento di complesso, di allocazione dell'accrescimento e di capacità incrementale corrente in ciascun piano-ambiente di crescita. Il quadro che emerge, se assumiamo le diverse espressioni della grandezza utilizzate essere indicatori sensibili dello stato di "salute biologica" del sistema, è quello di soprassuoli vitali che si collocano nei valori medi europei della rete ICP Forests per le rispettive tipologie e dimostrano una produttività superiore a quella espressa nel passato recente.

La ragione probabile del maggiore accrescimento all'attualità è nella concorrenza di fattori ambientali favorevoli come l'aumento della temperatura media e la sua influenza positiva sui cicli di vegetazione annuale, la chimica atmosferica (arricchimento di CO₂), quella di deposizione (apporto di N) che, alle nostre latitudini, ha un effetto di fertilizzazione ancora prevalente sulla acidificazione del suolo, la forte diminuzione del carico di deposizione acida (S). È utile ricordare come anche a livello europeo, il maggiore incremento non è registrato soltanto nei boschi gestiti, dove i tagli intercalari riducono gli effetti della competizione e supportano quindi l'accrescimento della massa in piedi, ma anche in quelli non gestiti.

Se a questo risultato si aggiungono le variazioni di accrescimento negli intervalli inventariali fino all'attualità, si evidenzia la sensibilità degli stessi soprassuoli a episodi climatici estremi di occorrenza a grande scala (l'ondata di calore 2003 in Europa), a andamenti poliennali sfavorevoli a scala territoriale vasta (l'arco alpino negli ultimi anni) o a scala locale (il caso EMI1 nei Boschi di Carrega). Ognuno degli episodi evidenzia un *target* preferenziale di impatto per localizzazione dei siti e specie arboree interessate che risulta in esiti temporanei o di incidenza difficilmente reversibile, come nel sito di EMI1. A oggi, l'estensione di ciascun fattore di disturbo non è completamente definita, né interamente quantificata è la loro interazione, variabile a latitudini e quote differenti e secondo la sensibilità specifica. Riconoscere l'effetto di ciascun agente di *stress*, identificare possibili retroazioni e l'insorgenza di fattori limitanti nei diversi ambienti, sembra essere il punto di attenzione prioritario. L'attività di monitoraggio *site-specific* appare lo strumento idoneo a evidenziare i singoli impatti per valutare poi la loro incidenza territoriale a scala di rete, la direzione dei processi e delle tendenze osservati.

L'occorrenza di *deficit* e *stress* idrico estivo per carenza di ricarica nel suolo nel periodo autunno-invernale associata a temperature elevate e mancanza di precipitazioni nella stagione primaverile-estiva, le deviazioni della temperatura media stagionale, la maggiore irregolarità, concentrazione e forte intensità degli eventi di pioggia, le gelate tardive successive a inverni miti, appaiono essere i casi più diffusi alle nostre latitudini. La specificità delle ripetute

deviazioni nell'ambiente alpino nell'ultimo periodo, riconosciuta anche nei modelli IPCC, rappresenta un punto di attenzione.

Le relazioni che emergono dall'analisi possono essere sintetizzate come segue:

- (i) *il maggiore accrescimento registrato rappresenta la prima verifica di un “adattamento autonomo” di segno positivo dei sistemi forestali alle mutate condizioni di gestione e ambientali;*
- (ii) *la reattività dimostrata dalla componente arborea a un ambiente di crescita più favorevole rende gli alberi stessi maggiormente sensibili ai fattori di disturbo sovrapposti ai trend di fondo;*
- (iii) *l'esposizione può diventare critica per una duratura “infedeltà” stagionale e per la maggiore frequenza di eventi estremi.*

Un ulteriore elemento di riflessione è l'andamento decrescente della variabilità incrementale a livello *plot*, comune a tutte le tipologie attraverso l'intero periodo di osservazione. Il seguito del monitoraggio potrà verificare il fattore o i fattori di compressione della capacità di accrescimento che appaiono indipendenti dal sito e dalle specie componenti.

Le grandezze utilizzate nell'analisi hanno registrato il fenomeno alla scala temporale fissata dal protocollo di rilievo pari a 5 anni. La registrazione intra-annuale e annuale dell'incremento radiale con bande di circonferenza, già iniziata su *core-plot*, consentirà di aumentare molto la risoluzione temporale e di analizzare le relazioni con i fattori del clima locale, lo stato delle chiome e lo sviluppo delle fasi fenologiche, elemento importante nel contesto del cambiamento (Kramer *et al.* 2000; Badeck *et al.* 2004; Cleland *et al.* 2007).

8.2 Attributi fisionomico-strutturali

L'esame della struttura dimensionale e sociale della popolazione arborea, degli indici che la rappresentano e delle relazioni tra le grandezze dendrometriche fondamentali, disegnano un tratto comune di “complicazione” evidente in strutture per la massima parte coetanee o coetaneiformi. Questo aspetto è facilmente confermato dalla comparazione “storica” per tipi e specie analoghi ed è il risultato della fase di post-coltivazione in atto, condizione oggi diffusa in molte foreste. La tendenza comune appare quella di tempi di permanenza del soprassuolo superiori, non definiti all'attualità, e di superfici limitate messe in rinnovazione. I tagli intercalari sono sempre meno praticati e prevalgono gli interventi di raccolta finale.

La selvicoltura pregressa applicata ha modellato e rimane il determinante delle strutture osservate, tutte di origine semi-naturale perché già coltivate. L'attuale maggiore diversità fisionomica assume spesso indubbi valori estetici ed è percepita ai non specialisti come espressione di maggiore “naturalità”, ma rimane espressione della non-gestione attuale.

I casi analizzati sono il risultato di una coltivazione rallentata da alcuni decenni o interrotta negli ultimi 20 anni nelle fustaie; di una fase di evoluzione naturale pari a 2/3 dell'età assoluta nei cedui.

I casi di faggeta, collocati in un gradiente latitudinale ampio, rappresentano, entro un comune modello di coltivazione coetaneo e tendenzialmente monoplano, le diverse selvicolture applicate (modalità dei tagli di rinnovazione nel ciclo precedente, densità di allevamento, tipologia di diradamento) che hanno originato dendrotipi molto differenti nell'età adulta. I fenomeni di pre-rinnovazione e la partecipazione di specie diverse nel piano accessorio sono il risultato locale del trattamento e insieme delle condizioni stazionali.

I casi di pecceta, distribuiti sull'arco alpino, mostrano viceversa una gamma di fisionomie strutturali e la complicazione delle forme canoniche a seguito dell'interruzione recente della coltivazione. La struttura spaziale, quella per età e dendrologica sono variabili e risultato della selvicoltura praticata. Questa è funzione dell'accessibilità del soprassuolo e della qualità del prodotto ritraibile che hanno condizionato i criteri, i modi e le intensità di coltivazione del bosco. I soprassuoli di origine cedua differenziano il tratto comune della loro evoluzione positiva per le età di culminazione incrementale. La diversa auto-ecologia consente un comportamento più conservativo nella specie sciafila (faggio), che mantiene una struttura più articolata e densa e quindi un accrescimento di complesso che ritarda le età di culminazione rispetto alla specie eliofila (querce). Nei cedui di fertilità medio-buona, il processo osservato all'attualità appare diverso nei tempi ma simile nei contenuti, ovvero quello di uno spontaneo avviamento a fustaia.

8.3 I criteri della gestione futura

I punti precedenti introducono ai criteri di gestione prossima nell'ipotesi di affrontare una fase di "imprevedibilità", "incertezza" e di "gestione del rischio" in uno scenario di evoluzione duratura delle deviazioni di tipo climatico, di sovrapposizione di eventi estremi frequenti, di interazione con altri disturbi di origine antropogenica (deposizioni) associati a quelli indotti di carattere biotico.

The currently observed rate of increase in atmospheric greenhouse gas content has exceeded earlier projections, and most recent studies suggest that changes caused by the current and projected further increases might to a large extent be irreversible.

Consequently, adaptation to climate change is now perceived as a prime challenge for modern society. It is particularly urgent to develop adaptation strategies in forestry because the trees regenerated in forest stands today will have to cope with climate conditions that are projected to change drastically throughout their lifetime.

Kolstrom *et al.* 2011

Il modello di gestione più consolidato a oggi è quello della gestione multifunzionale associata alle diverse valenze del bosco, riassunto nell'espressione certificata come "gestione forestale sostenibile" (SFM).

Stewardship and use of forests and forest lands in a way, and at a rate, that maintains their biodiversity, productivity, regeneration capacity, vitality and their potential to fulfil, now and in the future, relevant ecological, economic and social functions, at local, national, and global levels, and that does not cause damage to other ecosystems.

(SFM) Risoluzione H1, Helsinki 1993

I contenuti e la prassi di SFM arrivano a essere formalizzati solo dopo molti anni di gestazione con le Conferenze di Strasburgo, Helsinki e infine di Lisbona (1998), che completa il processo con la definizione dei Criteri e degli Indicatori di acquisizione degli obiettivi associati, includendo anche i temi sociali ed economici. L'insieme degli indicatori è aggiornato con l'Expert Meeting di Vienna (2003).

Le fasi di formazione della Gestione Forestale Sostenibile

Sustained yield → Sustained multiple use → Sustainable Forest Management (SFM)

Una ipotesi critica sulla capacità della Gestione Forestale Sostenibile di affrontare il nuovo scenario è possibile se si considera che la sua definizione è avvenuta in un contesto di cambiamento graduale dell'economia, della struttura sociale, delle funzioni del bosco e delle variazioni d'uso del suolo.

A questo proposito, Farrell e altri (Farrell *et al.* 2000, p.12) affermano che [...] sia i concetti che le definizioni di Gestione Forestale Sostenibile non sono soddisfacenti per molti aspetti. Essi tendono infatti ad ignorare il fatto che il suolo, il clima, e anche i sistemi che siamo chiamati a gestire su una base di sostenibilità sono tutti elementi dinamici [...].

Marell e altri (Marell *et al.* 2003 p.15-16), pongono la questione che nella definizione di SFM deve essere considerata appieno la dimensione socio-economica e riconosciuta la “dimensione politica” come uno dei principali fattori guida nell'evoluzione del concetto. Per questo motivo, gli autori preferiscono utilizzare la definizione ufficiale, le linee guida e i successivi Criteri e Indicatori come “base” su cui elaborare nuovi aspetti e approcci. Alcune domande, secondo gli autori, rimangono aperte quando la SFM venga accettata come prassi per obiettivi multipli. Una riguarda la possibile specializzazione per unità di gestione secondo le funzioni attese: dovrebbero in questo caso le stesse essere separate per superfici utilizzando un processo di zonizzazione, oppure ogni foresta deve diventare multi-funzionale? Probabilmente un approccio misto tra le due soluzioni sarebbe raccomandabile. Si afferma infatti (p.27) la necessità di comprendere le interazioni tra le differenti funzioni e i problemi che possono sorgere dalla loro combinazione e di riflettere sul fatto che l'associazione di molte valenze nella medesima foresta spesso riduce i benefici di ciascuna di esse. E, infine, come gestire sostenibilità e cambiamento globale?

L'utilità di definire strategie alternative a livello di unità forestale per impostare una gestione multi-scopo e multi-utenza (portatori di interesse diversi) in uno scenario di incertezza climatica, è trattata recentemente da Furstenau *et al.* (2007).

La domanda diventa quindi: gli stessi principi di SFM sono applicabili alla fase di “imprevedibilità” corrente? La sovrapposizione attuale di interessi e regole diverse e spesso contrastanti che rendono problematica la prassi gestionale; il mantenimento paritario di valenze diverse sulle stesse superfici, modo in cui si traduce spesso l’applicazione della gestione “multifunzionale”, sarà ancora praticabile in futuro? Oppure dovrà essere individuato un “obiettivo prevalente” per tratto o intero corpo di foresta da perseguire in modo prioritario? La differenza è importante perché definisce un obiettivo, orienta le possibilità tecniche e le capacità finanziarie di intervento verso un scopo principale piuttosto che verso la ricerca di una mediazione operativa tra obiettivi diversi.

Lo strumento operativo capace di affrontare la condizione corrente appare quello della “gestione forestale adattativa” (AFM), che introduce la ricerca parallela di soluzioni per ciascun contesto e obiettivo individuato. Il procedimento che segue è quello dello sviluppo, comparazione e trasferimento di tecniche di gestione in un processo di apprendimento continuo su basi sperimentali, oltre che basato sulle conoscenze pregresse (Fig. 8.1).

Learning from experience and iteratively incorporating lessons into future plans (adaptive management in its broadest sense) is the necessary lens through which natural resource management must be conducted.

Spittlehouse e Stewart 2003; Stephens e Ruth 2005

Tra i contributi della letteratura recente, Millar e altri (2007) propongono una sintesi dei concetti relativi a questo tipo di gestione. Gli autori individuano la strategia ottimale come quella che utilizza approcci differenti secondo le situazioni, che integra strategie di *adattamento* (azioni di aiuto ai sistemi a realizzare cambiamenti adattativi) e strategie di *mitigazione* (di riduzione dell’effetto antropogenico sul clima da parte degli stessi sistemi). Una ulteriore decisione riguarda se - e in che misura - utilizzare approcci deterministici o indeterministici. I primi, accettano le informazioni disponibili sulle condizioni future come sufficientemente affidabili per basare su di esse le decisioni. I secondi impostano la pianificazione sull’assunto che la stessa informazione non è adeguata e pianificano invece per una condizione di incertezza.

A questo proposito, il ruolo dei modelli è di grande utilità per organizzare la base logica sui nuovi scenari e acquisire la prospettiva del *range* di ampiezza e direzione dei possibili futuri cambiamenti, considerato però che questi non possono produrre previsioni certe ai livelli operativi. Se, ad esempio, possiamo avere certezza di un aumento globale della temperatura, appare impossibile prevedere con sistematicità anche la direzione del cambiamento a scala regionale e locale in termini di aumento o diminuzione delle precipitazioni. Le strategie adattative includono opzioni di *resistenza* (prevedere e anticipare gli impatti per conservare risorse di alto valore), di *resilienza* (migliorare la capacità di ritorno ad uno stato di equilibrio, dopo il disturbo), di *risposta* (facilitare la transizione dalle condizioni correnti a quelle nuove).

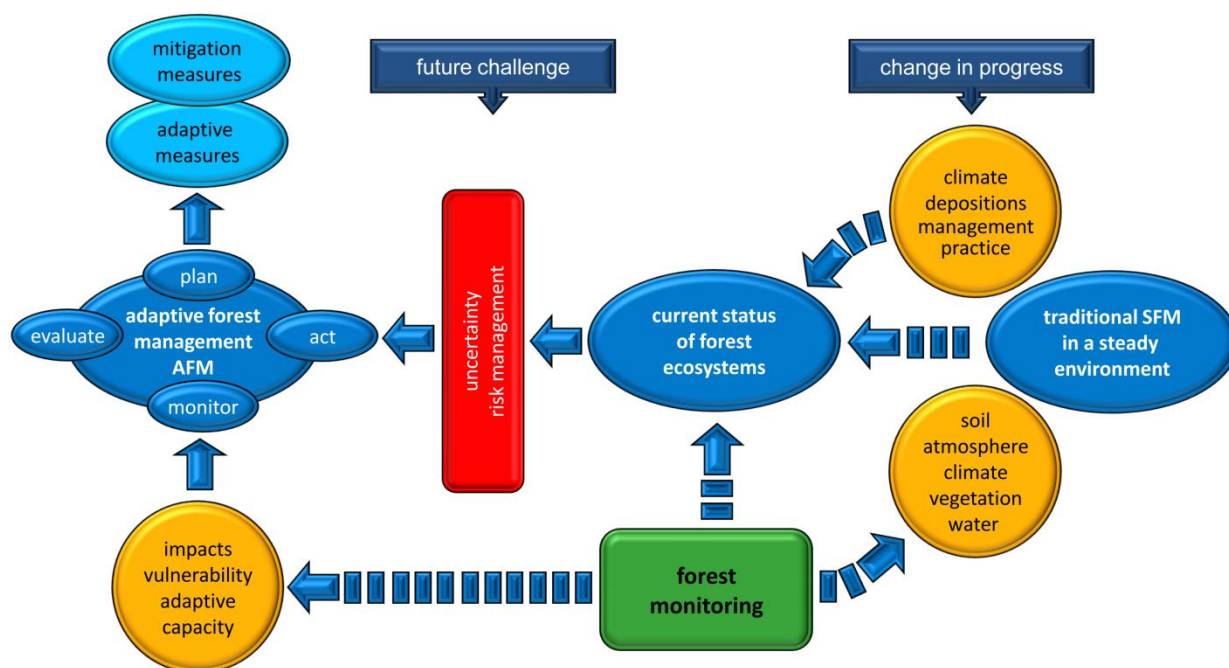


Figura 8.1 - La variabile “ambiente” aggiunge incertezza al principio consolidato di Gestione Forestale Sostenibile, costruito su un insieme bilanciato di fattori noti. La transizione verso una nuova condizione e la velocità del cambiamento introducono uno stato dinamico o una perenne transizione (?) che supera il precedente “stato ottimale stazionario” delle pratiche gestionali. Si configura così il passaggio dalla Gestione Forestale Sostenibile (SFM) alla Gestione Forestale Adattativa (AFM) (Bertini et al. 2011)

Although quantitative models can estimate a range of potential directions and magnitudes of environmental changes and forest responses in the future, models rarely can predict the future with the level of accuracy and precision needed by resource managers.

Pilkey e Pilkey-Jarvis 2007 in Millar et al. 2007

La gestione “dell’incertezza” richiederà quindi un insieme di approcci fatto di strategie a breve e lungo termine focalizzate sul miglioramento delle capacità di resistenza e resilienza dei sistemi come sul loro adattamento a cambiamenti inevitabili, persistendo la deviazione del clima e quella ambientale di complesso. Nessun singolo approccio si adatterà a tutti i casi possibili, ma un set di trattamenti e pratiche colturali diverse (“toolbox”), selezionate e combinate per risolvere le singole occorrenze, sarà di grande utilità. Questo tipo di approccio riconosce la possibilità di variare la strategia secondo la scala spaziale e temporale del processo decisionale.

Le decisioni che riguardano i processi ecologici (di funzione) saranno critiche rispetto a quelle su struttura e composizione (Harris et al. 2006), mentre un approccio interdisciplinare e una cooperazione istituzionale flessibile saranno più efficaci di una rigida.

[...] It is also clear that the research must have an interdisciplinary approach. Economists must work together with other social scientists (e.g. sociologists) as well as with natural scientists (e.g. ecologists and silviculturalists). Smart solutions require better co-operation!

Andersson 2003

L'assunto attuale di molti gestori secondo cui "il ripristino e il mantenimento delle condizioni pregresse rende massime le possibilità di conservare gli ecosistemi stessi, i beni prodotti e i servizi, i loro valori e la biodiversità" ossia "le condizioni storiche dei sistemi sono l'obiettivo della gestione" è sostituito secondo gli Millar e altri dalla determinazione di nuovi obiettivi e priorità precise in presenza del nuovo scenario.

Il cambiamento in atto pone nuove sfide alla gestione e conservazione della biodiversità degli ecosistemi forestali. Il cambiamento climatico porterà a una revisione accelerata di che cosa potrebbe essere definito "naturale" nelle foreste. Dato l'elevato livello di incertezza sugli sviluppi futuri, strategie di conservazione statiche come il mantenimento di habitat specifici e il riferimento a tipi di vegetazione naturale rappresentativi devono essere messi in discussione mentre acquisiscono importanza approcci dinamici. Appare necessario re-determinare e re-indirizzare le strategie di conservazione delle foreste e porre domande quali: come dovrebbe essere adattata la gestione degli ecosistemi forestali per proteggere in modo sostenibile le foreste? Quali tipi di paesaggio forestale e inerente biodiversità dovrebbero essere conservati nel futuro?

"Forest biodiversity in a changing climate: understanding conservation strategies and policies"

Conferenza Internazionale di Friburgo 22-23 settembre 2011

Operativamente, la prima fase appare essere quella della definizione dello stato biologico, dei punti di forza e di vulnerabilità dei sistemi. Su questa base di conoscenza è possibile determinare la loro capacità corrente di funzionamento e identificare quindi un obiettivo di gestione per area territoriale e tipologia. Il passo successivo è quello della assunzione di una posizione variabile dal semplice monitoraggio o intervento parziale su una fase reattiva a un'azione proattiva diretta. In quest'ultimo caso, definire insiemi di pratiche colturali di natura adattativa, differenziate secondo ambienti e condizioni correnti per: (i) indirizzare il sistema verso una maggiore efficienza dei processi biologici; (ii) mantenere o aumentare la capacità adattativa riducendo al contempo la vulnerabilità inerente; (iii) promuovere la capacità di mitigazione dei sistemi stessi. Questo si realizza attraverso l'attuazione e il confronto di tesi applicative che modificano i parametri dendro/strutturali/compositivi della componente soprassuolo, del comparto cioè direttamente manipolabile dalla gestione colturale e il monitoraggio in parallelo delle variazioni delle componenti biotiche ed abiotiche del sistema correlate.

Le nuove forme di "gestione adattativa" potranno parzialmente contare su una resa o una parità economica diretta; le tecniche e le aree di intervento dovranno quindi essere attentamente studiate, pianificate e mirate al contesto territoriale e ai valori e servizi che si intendono mantenere e implementare. Sarà indispensabile poter contabilizzare i beni immateriali e sociali che si vanno a tutelare, realizzare cioè una contabilità ambientale effettiva.

8.4 Ipotesi di gestione colturale

Qualsiasi impostazione dei criteri, modi e tempi delle tecniche di gestione colturale utili a mantenere lo stato biologico di "vitalità" non può prescindere dalla lettura della struttura sociale, del contributo pregresso e corrente di ciascun piano allo sviluppo dell'insieme.

(i) *Piano dominante*: è formato da pochi soggetti predominanti e molti dominanti e condominanti che esprimono insieme lo *stock* prevalente e la maggiore capacità incrementale. Il livello corrente di accrescimento (incremento relativo) in questo piano è indicatore dell'utilità di prolungare il tempo di permanenza per mantenere masse crescenti in piedi e la capacità di sequestro associata, posticipando i tagli di rinnovazione. La compressione della variabilità incrementale tra i dominanti o una ridotta distanza con i soggetti condominanti, rivela un eventuale eccesso di densità e la necessità di rimuoverlo con un intervento intercalare di tipo alto.

(ii) *Piano intermedio*: il livello incrementale descrive il ruolo di questa componente nell'accrescimento di complesso del soprassuolo; determina se la sua densità sia ottimale o possa essere ridotta agli individui utili all'allevamento dei precedenti e a integrare la copertura principale, interfaccia dei processi ecologici tra suolo, ambiente interno e atmosfera.

(iii) *Piano dominato*: ancora, la capacità incrementale discrimina la presumibile destinazione verso la mortalità naturale (biomassa→necromassa) o il mantenimento di una partecipazione funzionale attiva.

Le soluzioni colturali definite dagli indicatori quantitativi devono integrarsi con la diversità dendrologica presente e il temperamento delle specie componenti: boschi puri di specie eliofile determinano una stratificazione naturalmente ridotta o che tende a ridursi precocemente. Boschi costituiti da specie tolleranti dell'ombra possono essere più o meno articolati secondo lo sviluppo orizzontale e verticale delle chiome; le strutture originatesi sono governabili dal trattamento applicato. Boschi misti formati da specie con esigenze di luce diverse, si traducono in composizioni spazialmente complementari orizzontali e verticali, anch'esse gestibili attraverso la coltivazione. La capacità adattativa specifica a mutamenti dell'ambiente di crescita diventa un elemento di valutazione importante nella selezione colturale delle specie.

Una condizione di neo-diversità dendrologica è oggi diffusa nei soprassuoli di origine cedua di querce, dove ritorna la presenza di specie accessorie cessato l'ordinamento intensivo precedente a netto favore della specie dominante. Questo elemento di diversità descrive comunque una fase transitoria perché precoce rispetto ai tempi di permanenza naturali del soprassuolo principale di quercia e quindi ancora in evoluzione e di esito potenziale diverso secondo la collocazione stazionale e lo sviluppo futuro delle condizioni ambientali.

Per entrambe le tipologie analizzate, fustaie tradizionalmente produttive e boschi di origine cedua in evoluzione naturale, l'obiettivo di gestione nella fase corrente potrà essere definito della "conservazione dei processi funzionali", mirato a mantenere la vitalità biologica, favorire l'ulteriore adattamento dei sistemi, assolvere insieme la funzione di mitigazione attraverso

l'assorbimento e lo *stock* del C nella biomassa forestale e nel suolo. Lo stesso obiettivo può essere acquisito nelle due tipologie attraverso soluzioni differenziate.

- Fustaie

Nel caso delle fustaie, l'avvenuto prolungamento dei tempi di permanenza del soprassuolo, non più vincolato ai turni della massima produzione legnosa raggiunti ad età precoci rispetto ai tempi biologici, porta a gestire oggi masse in piedi relativamente elevate in fasi adulte e mature. Gli andamenti incrementali calcolati descrivono uno sviluppo positivo e quindi soprassuoli ancora direttamente gestibili per un tempo più o meno lungo. L'andamento osservato è stato attribuito ad un ambiente di crescita complessivamente più favorevole. Al medesimo tempo, si è evidenziata una sensibilità ai disturbi stagionali o poliennali di tipo climatico che si vanno a sovrapporre al trend di fondo. La *baseline* corrente può essere quindi riassunta in uno stato biologico positivo, un adattamento autonomo in corso, una sensibilità ai ricorrenti disturbi di natura climatico-ambientale. Stante questa condizione diffusa e l'importanza di queste tipologie, si può pensare ad un'azione proattiva mirata a conservare gli attributi positivi e ad affrontare e ridurre l'impatto dei disturbi ricorrenti attraverso adatte tecniche colturali.

La selvicoltura può svolgere insieme azioni diverse: (i) ridurre il livello di competizione inter-individuale; (ii) mantenere la "vitalità" biologica dei soggetti componenti; (iii) distribuire spazialmente la densità di massa arborea e ottimizzare la capacità individuale di contribuzione all'accrescimento complessivo; (iv) promuovere e assicurare condizioni idonee allo sviluppo della rinnovazione del bosco; (v) prevedere e anticipare fasi critiche e individuare soluzioni di riduzione degli impatti. Si associano così obiettivi di: (i) sostenibilità economica delle pratiche colturali; (ii) mitigazione attraverso la permanenza di masse ancora crescenti (*stock*) in ambienti con capacità attiva e livelli elevati di sequestro e l'ulteriore implementazione del deposito di C nel suolo forestale; (iii) riduzione della vulnerabilità e progresso dell'adattamento attraverso la distribuzione ottimale delle risorse disponibili in presenza di eventuali fattori limitanti.

Un punto qualificante può diventare la tecnica colturale adottata che, a differenza di quella prevalente nell'allevamento del soprassuolo giovane-adulto, può intervenire anche sul piano dominante. Attraverso la regolazione della densità di copertura principale è infatti possibile promuovere habitat e nicchie ecologiche, modificare il gradiente prodotto dal microclima interno, regolare i processi di accumulo/trasformazione, l'attività biologica, la respirazione eterotrofa nel suolo, la disponibilità di nutrienti, il tasso di evapotraspirazione, l'uso dell'acqua.

- Cedui

Lo stesso principio di "conservazione" può trovare soluzioni diverse nel caso dei boschi di origine cedua, che esprimono una fase consolidata di post-coltivazione. Dove la tessitura originale del bosco non era interrotta e la fertilità del sito non compromessa, il periodo

successivo alla cessazione dell'uso è risultato in una fase positiva di accrescimento di complesso; nella formazione di una componente dominante che ha determinato lo spontaneo avviamento ad alto fusto attraverso un processo di competizione fortemente asimmetrica. Questo ha prodotto a età di 60-70 anni, boschi dotati di biomasse e necromasse elevate in rapporto alle età. Analisi recenti condotte in cedui di 50-60 anni in evoluzione naturale di buona fertilità a prevalenza di querce sempreverdi (leccio), caducifoglie (cerro) e di faggio, hanno stimato biomasse (s.s.) comprese tra 233 e 325 Mg ha⁻¹, necromasse in piedi di 6-20 Mg ha⁻¹ e a terra di 7-20 Mg ha⁻¹ (Bertini *et al.* 2010; Bertini *et al.* 2012).

Questi soprassuoli rappresentano oggi serbatoi naturali di C importanti, diffusi su superfici vaste e, soprattutto negli ambienti insulari, le tipologie seminaturali quasi esclusive e i corpi di foresta residuali che assicurano la molteplicità delle funzioni associate alla presenza della copertura forestale. La distribuzione, nella fase di sviluppo corrente, di quantità elevate di *stock* di C complessivo in necromassa legnosa, rende il fuoco il disturbo più prevedibile e di maggiore impatto, particolarmente in aree sensibili come quelle mediterranee.

A fronte della capacità naturale di queste tipologie di acquisire una maggiore complessità fisionomico-strutturale (evidenza di un adattamento reattivo positivo), l'obiettivo prioritario può essere quello della conservazione della capacità di sequestro attraverso la difesa dagli incendi. La sua realizzazione può concentrarsi nelle aree di contatto maggiormente permeabili al disturbo piuttosto che sul complesso della superficie boscata. La prevenzione può essere condotta quindi per gran parte esternamente, sul territorio di interfaccia in cui la risorsa è inserita.

La ricerca e definizione delle strategie utili a ottimizzare la capacità di sequestro e accumulo del C nei sistemi forestali, senza penalizzarne le funzioni economiche, è nelle raccomandazioni finali della Conferenza di Durban appena conclusa (Perugini *et al.* 2011).

Bibliografia citata

Andersson FO (2003). Pathways to the wise management of forests in Europe: trends in research for sustainability. *Informatore Botanico Italiano*, 345 suppl. 1: 51-63.

Badeck FW, Bondeau A, Bottcher K, Doktor D, Lucht W, Schaber J, Sitch S (2004). Responses of spring phenology to climate change. *New Phytologist* 162: 295-309

Bertini G, Fabbio G, Piovosi M, Calderisi M (2010). Densità di biomassa e necromassa legnosa in cedui di cerro in evoluzione naturale in Toscana. *Forest@* 7: 88-103.

Bertini G, Piovosi M, Fabbio G (2011). Long term forest monitoring: evidences of sensitivity to climate change coupled with management shift in Italy. How to handle this dynamics? Presentazione alla Summer School on "Adaptation to climate change in forest management", BOKU, Vienna, 12-16 Settembre 2011

- Bertini G, Fabbio G, Piovosi M, Calderisi M (2012). Densità di biomassa e necromassa legnosa in due cedui di leccio (Sardegna) e faggio (Toscana). *Forest@: (accettato)*
- Cleland EE, Chuine I, Menzel A, Mooney HA, Schwartz D (2007). Shifting plant phenology in response to global change. *TRENDS in Ecology and Evolution* 22 (7): 357-365
- Furstenau C, Badeck FW, Lasch P, Lexer MJ, Lindner M, Mohr P, Suckow F (2007). Multiple-use forest management in consideration of climate change and interests of stakeholder groups. *European Journal of Forest Research* 126: 225-239
- Harris JA, Hobbs RG, Higgs E, Aronson J (2006). Ecological restoration and global climate change. *Restoration Ecology* 14: 170-176.
- Innes JL (1994). Climatic sensitivity of temperate forests. *Environmental Pollution* 83: 237-243.
- Kolström M, Lindner M, Vilén T, Maroschek M, Seidl R, Lexer MJ, Netherer S, Kremer A, Delzon S, Barbati A, Marchetti M, Corona P (2011). Reviewing the Science and Implementation of Climate Change Adaptation Measures in European Forestry. *Forests* 2: 961-982.
- Kramer K, Leinonen I, Loustau D (2000). The importance of phenology for the evaluation of impact of climate change on growth of boreal, temperate and Mediterranean forests ecosystems: an overview. *International Journal of Biometeorology* 44: 67-75.
- Marell A, Laroussinie O, Krauchi N, Matteucci G, Andersson F, Leitgeb E (2003). Scientific Issues Related to Sustainable Forest Management in an Ecosystem and Landscape Perspective. Technical Report 1, COST Action E25. ECOFOR, Paris.
- Millar CI, Stephenson NL, Stephens S (2007). Climate change and forest of the future: managing in the face of uncertainty. *Ecological Applications* 17 (8): 2145-2151.
- Perugini L, Vespertino D, Valentini R (2012). Conferenza di Durban sul clima: nuove prospettive per il mondo forestale. *Forest@* 9: 1-7.
- Spittlehouse DL, Stewart RB (2003). Adaptation to climate change in forest management. *BC Journal of Ecosystems and Management* 4 (1): 1-11.
- Stephens SL, Ruth LW (2005). Federal forest fire policy in the United States. *Ecological Applications* 15: 532-542.