

Caratterizzazione della diversità vegetale nei boschi di faggio dell'Italia centro-settentrionale: un approccio metodologico a fini conservazionistici

Matteo Marcantonio*⁽¹⁾, Alessandro Chiarucci⁽¹⁾, Simona Maccherini⁽¹⁾, Daniela Guglietta⁽²⁾,
Giovanni Bacaro⁽¹⁾

(1) BIOCONNET, Biodiversity and Conservation Network, Department of Environmental Science "G.Sarfatti", University of Siena, v. P.A. Mattioli 4, I-53100 Siena (Italy); (2) Istituto sull'Inquinamento Atmosferico, CNR - Area della Ricerca di Roma 1, v. Salaria Km 29.300, I-00015, Monterotondo (RM - Italy) - *Corresponding Author: Matteo Marcantonio (marcantonio4@unisi.it).

Abstract: Plant biodiversity of beech forests in central-northern Italy: a methodological approach for conservation purposes. Forests are reckoned essentials as biodiversity reservoirs and carbon sinks. Current threats to forest ecosystems (e.g., climate changes, habitat loss and fragmentation, management changes) call for monitoring their biodiversity and preserving their ecological functions. In this study, we characterized plants diversity of five beech forests located in central and north Apennines mountain chain, using results by a probabilistic sampling. In order to achieve our goals, we have considered species richness and abundance, taxonomic distinctness and species composition, using both old and new analytical approaches. Results have shown how: (1) the forest type dominated by *Fagus sylvatica* is characterized by high complexity, with marked compositional, structural and biodiversity differences; (2) beech forests of Pigelleto di Piancastagnaio and Valle della Corte show the highest plants diversity values. The ecological characteristics of these areas, which sustain high diversity values, are unique and of great conservation interest; (3) the use of species richness as the only diversity measure have not allowed an efficient differentiation between studied areas. Indeed, the use of different indexes and analytical methods is required to detect multiple characteristics of biological diversity, as well as to carry out efficient biodiversity surveys aimed to develop optimal conservation strategies. In the future, we plan to apply the sampling methodology and the analytical approach used in this paper to characterize plants diversity of similar forest types.

Keywords: Community ecology, Apennine beech forest, Biodiversity monitoring and conservation, Taxonomic diversity, Probability sampling, Species evenness, *Abies alba*

Received: Apr 09, 2012; Accepted: Jun 23, 2012; Published online: Jul 23, 2012

Citation: Marcantonio M, Maccherini S, Chiarucci A, Guglietta D, Bacaro G, 2012. Caratterizzazione della diversità vegetale nei boschi di faggio dell'Italia Centro-Settentrionale: un approccio metodologico a fini conservazionistici. Forest@ 9: 198-216 [online 2012-07-23] URL: <http://www.sisef.it/forest@/contents/?id=efor0698-009>

Introduzione

Le foreste sono sistemi ecologici riconosciuti come fondamentali serbatoi di biodiversità ed efficienti accumulatori di carbonio (Davis et al. 2003, Bautista-Cruz & Del Castillo 2005, Alberti et al. 2006). Esse forniscono servizi ecosistemici fondamentali per la sopravvivenza ed il benessere degli esseri umani (Nasi et al. 2002). Le inequivocabili prospettive in

termini di perdita di biodiversità, frammentazione e cambiamenti climatici (IPCC 2007), unite ai loro effetti sinergici (Sala et al. 2000, Thomas et al. 2004), rendono fondamentale monitorare e preservare le funzioni ecologiche di questo habitat.

Secondo le stime più aggiornate le foreste coprono il 35% della superficie terrestre, contenendo circa il 65% dei *taxa* terrestri conosciuti. L'ampia diffusione

delle foreste, unitamente alle possibilità di sfruttamento delle loro risorse, ha causato negli ultimi due secoli un forte sfruttamento antropico, seguito da una radicale alterazione della loro funzionalità ecosistemica (Gardner 2010). Ciò è particolarmente evidente per il bioma mediterraneo, modellato da lunga e continua pressione umana sulle risorse naturali, e in particolare sulle risorse forestali. Questa prolungata pressione antropica, unita a fenomeni di desertificazione legati al rapido riscaldamento climatico, ha causato un depauperamento diffuso delle risorse forestali (Buse et al. 2010). L'impatto causato dall'uomo si è accelerato nel ventesimo secolo, provocando sia una forte perdita di superficie occupata da foreste, già scarse e frammentate, che radicali cambiamenti strutturali (Thompson et al. 2006).

In Italia la superficie forestale ammonta a circa il 35% (10.5 milioni di ha) della superficie totale dell'intero paese, di cui circa 700 000 ha riferibili a boschi di faggio (INFS 2009). Il faggio è considerato tra le più importanti specie forestali italiane, sia come estensione dell'areale che come incidenza nei consorzi forestali (Pignatti 1998). L'adattamento del faggio ad un clima fresco ed umido colloca i boschi di faggio principalmente lungo l'arco Alpino ed Appenninico, dove rappresenta la specie caratterizzante l'orizzonte montano. Una caratteristica importante dei boschi di faggio presenti lungo la dorsale Appenninica è la loro diversità floristica e strutturale, conseguenza sia della singolare collocazione geografica dell'Appennino, che degli andamenti climatici del Terziario e del Quaternario. Infatti, durante queste ere geologiche l'alternanza di fasi glaciali e postglaciali ha determinato più volte lo spostamento dell'areale del faggio lungo la direttrice Nord-Sud dell'Appennino e ad altitudini minori o maggiori. Queste caratteristiche peculiari differenziano le faggete Appenniniche da quelle Alpine e del resto d'Europa. Tuttavia, anche al loro interno, le faggete dell'Appennino risultano eterogenee ed ulteriormente categorizzabili in tre distretti geografici: settentrionale, centrale e meridionale (Costanza et al. 2006).

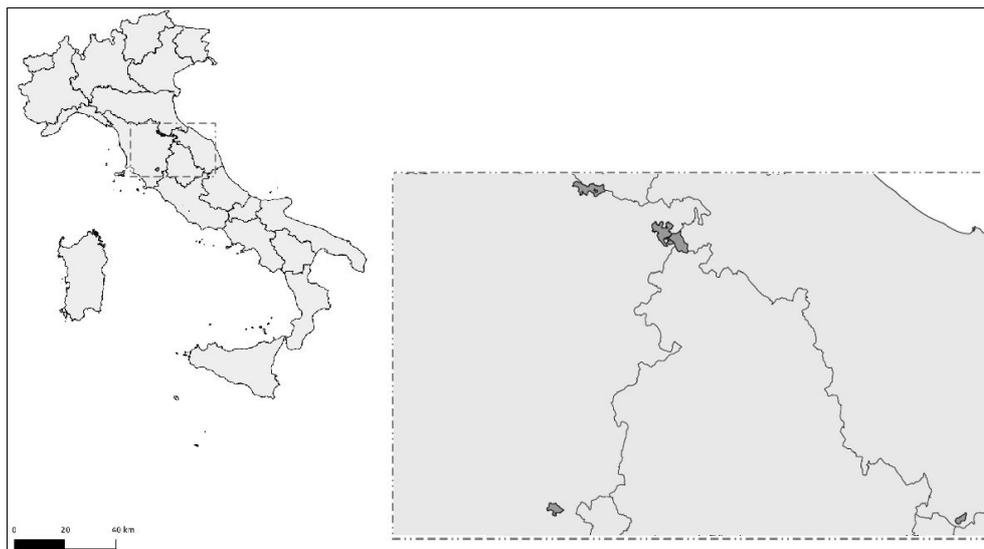
Da un punto di vista conservazionistico, le faggete dell'Appennino centro-settentrionale, che si collocano quasi esclusivamente tra i 900-1800 metri, sono particolarmente interessanti. In questa porzione di Appennino sussistono due tipi principali di boschi di faggio, ben distinti da un punto di vista strutturale e di corredo floristico: (i) boschi puri di faggio con penetrazioni di specie orientali; e (ii) boschi misti di faggio e *Abies alba*. Il primo tipo presenta caratteristiche molto simili alle faggete continentali (Pignatti

1998), trattandosi di boschi in cui il faggio domina incontrastato (condizioni di *optimum* ecologico). Nelle zone in cui si sviluppa questo tipo di biocenosi la presenza delle faggete è recente (Pignatti 1998), lasciando ipotizzare che la dominanza del faggio nello strato arboreo sia anche conseguenza di una fase giovanile di questi boschi (Costanza et al. 2006). Il secondo tipo, i boschi misti di faggio e *Abies alba* dell'Appennino settentrionale, è localizzato nelle zone più fresche, rappresentando una formazione forestale rara e con distribuzione molto frammentata. Da un punto di vista ecologico, la presenza di questo tipo forestale è legata a particolari condizioni climatiche e pedogenetiche. Infatti, la presenza della specie caratterizzante - l'abete bianco - è dovuta ad una ridotta evoluzione del suolo. In tali condizioni, la minore competitività del faggio favorisce l'affermazione dell'abete bianco e la strutturazione di comunità miste. Questi tipi di habitat risultano caratterizzati anche da un ricco contingente di specie orofile, da considerarsi come relitti di una flora orofila terziaria (Pirone et al. 2000). Tale flora, dopo le glaciazioni, non è stata in grado di espandersi verso nord, rimanendo relegata in questo ambito territoriale. Tuttavia, gran parte dell'areale occupato dall'habitat in esame è il risultato di passate azioni selvicolturali, come gli impianti artificiali di abete. Inoltre, l'utilizzo della faggeta, dovuto in passato soprattutto alla produzione di carbone, in alcuni casi ha eliminato la pressione competitiva del faggio sui semenzali di abete e ha favorito la formazione di suolo minerale, adatto alla rinnovazione dell'abete bianco. Successivamente, nel bosco a prevalenza di abete bianco, le condizioni sciafile favoriscono la rinnovazione del faggio, che si trova a costituire uno strato di rinnovazione più o meno denso (Pignatti 1998).

La tutela delle faggete dell'Appennino settentrionale rappresenta un passaggio fondamentale per la conservazione dell'intero ecosistema Appenninico. Questi boschi, pur essendo ben conosciuti da un punto di vista fitosociologico, non sono stati finora studiati con campionamenti probabilistici. Il metodo fitosociologico, pur risultando a volte vantaggioso (Rolecek et al. 2007, Michalcova et al. 2011), spesso non permette di studiare le comunità vegetali in modo rigoroso, a causa del ruolo preponderante del rilevatore sulla scelta delle unità di campionamento (Olsen et al. 1999). Al contrario, il metodo di campionamento probabilistico permette di superare tali problematiche e soddisfa le prerogative necessarie all'utilizzo delle successive analisi statistiche. Recentemente, Michalcova et al. (2011) hanno evidenziato

Fig. 1 - Area di studio.

Nel riquadro sono riportati i 5 SIC studiati, da Nord a Sud: Foreste dell'Alto Bacino dell'Arno, Foreste di Camaldoli e Badia Prataglia, Bocca Trabaria, Foreste del Siele e del Pigelletto, Valle della Corte.



come i risultati ottenuti da rilievi di tipo preferenziale, che in specifiche situazioni possono fornire risultati soddisfacenti, spesso sono fonte di risultati difficilmente oggettivabili, che vanno interpretati con molta prudenza.

Lo scopo generale di questa indagine è lo studio della biodiversità vegetale di 5 faggete dell'Appennino centro-settentrionale, utilizzando i risultati ottenuti attraverso un campionamento di tipo probabilistico. L'indagine ed il relativo campionamento nascono dall'esigenza di effettuare un monitoraggio pre- e post-intervento per il ripristino delle condizioni ottimali relative all'habitat prioritario 9220* "Boschi a dominanza di faggio con *Abies alba*" (progetto RESILFOR - *RE*storing *SIL*ver-*fir* *FOR*est, LIFE08 NAT/IT/000371). In dettaglio, considerando l'elevata specificità vegetazionale e l'ambito territoriale delle aree di studio, si è voluto esplorare da un punto di vista quantitativo, i *pattern* di diversità (specificità, tassonomica e compositiva) dei boschi di faggio, così da renderne una descrizione quantitativa ed utile per confronti futuri. I dati vegetazionali utilizzati sono stati raccolti allo scopo di: (i) caratterizzare e confrontare la biodiversità vegetale delle faggete dell'Italia centro-settentrionale utilizzando ricchezza specifica, *evenness*, diversità tassonomica e compositiva; (ii) fornire la base per la creazione di strumenti di conservazione e monitoraggio standardizzabili ed efficaci in habitat forestale.

Materiali e Metodi

Area di studio

L'area di studio comprende i boschi di faggio presenti all'interno di 5 SIC forestali dell'Appennino

centro-settentrionale (Fig. 1):

- Foreste del Siele e del Pigelletto di Piancastagnaio (*PIG*, SIC cod. IT5190013 - 1313 ha);
- Bocca Trabaria e Alpe della Luna (*BOC*, SIC cod. IT5310010 - 2662 ha);
- Foreste di Camaldoli e di Badia Prataglia (*BAD*, SIC cod. IT5180018 - 2927 ha);
- Foreste dell'Alto Bacino dell'Arno (*ARN*, SIC cod. IT5180002, 10391 ha);
- Valle della Corte (*VAL*, SIC cod. IT5340008 - 749 ha).

Si tratta di aree localizzate sul versante Tirrenico della dorsale Appenninica centro-settentrionale, con l'eccezione delle Foreste del Siele e del Pigelletto di Piancastagnaio, collocate in prossimità del cono vulcanico del monte Amiata (porzione meridionale della provincia di Siena). L'altitudine dei boschi di faggio studiati varia tra un minimo di 750 metri, all'interno delle Foreste del Siele e del Pigelletto, ad un massimo di 1600 metri in Valle della Corte. Da un punto di vista climatico, la temperatura media annuale registra i valori più bassi (circa 11 °C) nell'area di Valle della Corte ed i più alti (circa 12 °C) nelle Foreste del Siele e del Pigelletto. La piovosità media mensile è per tutte le aree prossima ai 100 mm, con l'esclusione delle Foreste del Siele e del Pigelletto, dove la piovosità media mensile è di circa 82 mm (dati Laboratorio di Monitoraggio e Modellistica ambientale per lo Sviluppo sostenibile, periodo 1991-2000). Quest'ultima è anche l'unica area dove si registra aridità estiva durante il mese di Luglio, in cui le precipitazioni mensili scendono al di sotto dei 30 mm e la temperatura media è di circa 20 °C.

Il substrato geologico su cui vegetano i boschi studiati è di tipo arenaceo/arenaceo marnoso (Alto bacino

no dell'Arno, Badia Prataglia, Foreste del Siele e del Pigelleto) o argilloso/argilloso-calcareo (Valle della Corte, Badia Prataglia - Portale Cartografico Nazionale 2012). In queste aree, caratterizzate da condizioni ambientali, storiche e gestionali più o meno differenti, il faggio forma sia associazioni a carattere puro, che associazioni miste con altre specie arboree (ad esempio, *Abies alba*, *Acer* spp., *Quercus cerris*, *Ulmus* spp.). Utilizzando come base cartografica il CORINE Land Cover IV° livello (APAT 2005), i boschi di faggio campionati all'interno dei SIC risultano essere inglobati in tre differenti categorie forestali: boschi di faggio (3115 - BOC, ARN, BAD e VAL), boschi misti di latifoglie e conifere a prevalenza di conifere (3132 - PIG e ARN), boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di latifoglie (3131 - VAL).

Disegno di campionamento

L'obiettivo di stimare la biodiversità in aree estese può essere raggiunto attraverso l'utilizzo di una metodologia adeguata, sia da un punto di vista temporale che spaziale. Tale metodologia dovrà basarsi su una raccolta dei dati effettuata attraverso un piano di campionamento appropriato, che consenta di ridurre lo sforzo di campionamento, ottimizzando l'informazione raccolta. Il campionamento di tipo probabilistico possiede queste proprietà, e allo stesso tempo permette di valutare l'accuratezza delle stime di interesse anche per dati relativi alla diversità biologica (Yoccoz et al. 2001, Ferretti & Chiarucci 2003), i quali risentono della complessità propria degli ecosistemi da cui derivano (Maurer 1999).

Al fine di caratterizzare le faggete presenti nei 5 SIC dell'Appennino Centro-Settentrionale si è scelto di utilizzare un campionamento probabilistico che, attraverso la cartografia CORINE Land Cover IV° livello (APAT 2005), permettesse la selezione all'interno di ogni SIC di aree con presenza di *Fagus sylvatica* (corrispondenti per i 5 SIC alle categorie CORINE: 3115, 3131, 3132). Tali aree sono state successivamente campionate con un'intensità proporzionale alla loro superficie attraverso la selezione di *plot* (unità di campionamento) in modo casuale (disegno di tipo casuale stratificato - Elzinga et al. 2001).

L'unità di campionamento utilizzata è stata di tipo multi-scalare annidato con dimensioni crescenti del *plot* (di forma quadrata). Nello specifico, si è proceduto alla costruzione del *plot*, orientato a Nord, partendo dall'angolo in basso a sinistra e localizzando a terra un quadrato di 50 x 50 cm. Una volta raccolte le informazioni all'interno di questa prima area si è proceduto a costruire il secondo *plot* di 1 x 1 m (par-

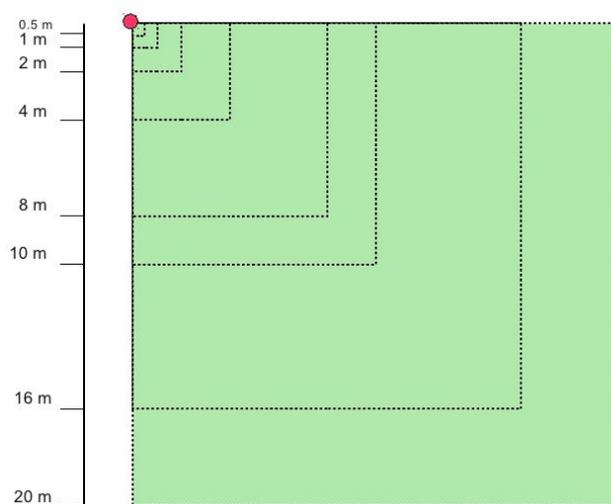


Fig. 2 - Unità di campionamento. Il punto rosso in alto a sinistra rappresenta il punto di campionamento in cui sono state prese le coordinate, mentre, le aree tratteggiate rappresentano le scale spaziali considerate.

tendo sempre dallo stesso vertice) e così via, raddoppiando la dimensione, fino alla dimensione massima di 20 x 20 m (400 m² - Fig. 2). Tuttavia, in questo lavoro è stata utilizzata solo l'unità di campionamento con superficie maggiore (400 m²). Ciascuna unità campionaria è stata individuata a terra utilizzando un GPS ad alta precisione TRIMBLE serie GEOEXPLORER con correzione differenziale, che permette di caratterizzare le coordinate geografiche del punto a terra con precisione di un metro.

La presenza di ciascuna specie vegetale è stata registrata ed assegnata alla superficie in cui è stata individuata e, per la dimensione totale del *plot* (400 m²) è stata stimata l'abbondanza, in termini di copertura percentuale, di ciascuna specie e per ogni strato vegetazionale (erbaceo, arbustivo ed arboreo). Ove possibile, le specie sono state determinate direttamente in campo. Dove la determinazione non è stata direttamente possibile, uno o più campioni di ciascun individuo sono stati prelevati, trasportati in laboratorio ed appropriatamente essiccati per la successiva determinazione. Gli *essiccata* sono stati determinati presso il laboratorio di floristica del Dipartimento di Scienze Ambientali "G. Sarfatti" dell'Università di Siena ove sono disponibili per consultazione e revisione. La nomenclatura è stata standardizzata utilizzando Pignatti (1982).

Le dimensioni dei *plot* di 10 x 10 m e di 20 x 20 m sono state campionate per rendere comparabili, e quindi utilizzabili, i dati raccolti con l'informazione

Tab. 1 - Classe della tipologia forestale presente all'interno di ogni SIC studiato e sua relativa estensione. Dati basati su CORINE Land Cover IV° livello.

SIC	Tipologia Forestale Campionata	Estensione (ha)
ARN	Boschi a prevalenza di faggio	3218
	Boschi misti a prevalenza di conifere	405
BAD	Boschi a prevalenza di faggio	1264
BOC	Boschi a prevalenza di faggio	667
PIG	Boschi misti a prevalenza di conifere	137
	Boschi a prevalenza di faggio	473
VAL	Boschi misti a prevalenza di latifoglie	122

archiviata da campionamenti sviluppati negli anni passati come il progetto "Biodiversity Monitoring in Sites of Community Interest" (MOBISIC - Chiarucci et al. 2012) e "Monitoraggio Intensivo delle foreste Toscane" (TopModel - Chiarucci & Bonini 2005), sviluppati presso il Dipartimento di Scienze Ambientali dell'Università di Siena. Infatti, la necessità di avere a disposizione una quantità crescente di dati relativi alla biodiversità, mirati allo studio dello stato dei sistemi naturali (Bowker 2000, Balmford et al. 2002, Green et al. 2005), rende necessario standardizzare e connettere fonti di dati lontani nello spazio e nel tempo (vedi ad esempio: Clarke et al. 2011).

Analisi dei dati

Per le faggete oggetto di studio, i dati sono stati elaborati in modo da ottenere: (i) il numero di specie; (ii) la loro abbondanza relativa (equitabilità o *evenness* - Magurran 2004); (iii) le relazioni tassonomiche esistenti tra le specie; e (iv) la composizione specifica.

Ricchezza specifica ed equidistribuzione

Inizialmente, diagrammi di tipo *boxplot* sono stati utilizzati al fine di confrontare le distribuzioni della ricchezza specifica tra i SIC studiati. I *boxplot* permettono una semplice visualizzazione della distribuzione dei valori di una variabile, mostrando: (i) i valori compresi tra il primo e il terzo quartile ("scatola"); (ii) i valori compresi in 1.5 volte la distanza interquartile (baffi); (iii) i valori estremi della distribuzione (*outliers*); e (iv) il valore di mediana (linea).

Successivamente, i sistemi ecologici studiati sono stati analizzati sotto il profilo della distribuzione di frequenza delle abbondanze delle specie presenti,

utilizzando la copertura come misura di abbondanza. Questa fase è stata portata a termine utilizzando due approcci quantitativi, che tengono in considerazione il numero di specie e la loro abbondanza relativa. E' necessario sottolineare che gli indici probabilistici utilizzati risultano matematicamente esatti utilizzando la copertura come misura di abbondanza, pur essendo ecologicamente più robusti con misure di abbondanza, quali il numero di individui o la biomassa.

Il primo indice utilizzato è un indice geometrico di diversità (eqn. 1), che sfrutta le proprietà geometriche dell'indice di Simpson (D - Simpson 1949). Tale approccio, proposto da Campos & Isaza (2009), è riassumibile nell'eqn. 1:

$$\beta_k(P, r) = \frac{\alpha_k(N)}{[r(P, q)]^k}$$

dove P è la funzione di distribuzione di probabilità dell'abbondanza delle specie all'interno del sito, N è la ricchezza specifica descritta da P , mentre α_k è espresso come segue (eqn. 2):

$$\alpha_k(N) = \frac{\Gamma[(N+k+2)/2]}{\pi^{k/2} \Gamma[(N+2)/2]}$$

dove k è una costante non negativa e $\Gamma(x)$ è la funzione Gamma (per una completa spiegazione di questa funzione vedi Abramowitz & Stegun 1972). Inoltre il denominatore $r(P, q)^k$ è definito come segue (eqn. 3):

$$r(P, q)^k = \frac{\left[\sum_{n=1}^N (P_n)^{2q} \right]^{1/2}}{\sum_{n=1}^N (P_n)^q}$$

in cui il parametro entropico q è un numero reale non negativo, $q \geq 0$ (Tsallis 2009). Il principale vantaggio di questo indice (eqn. 1) sta nella sua scomponibilità come prodotto di due termini distinti: (i) la funzione $\alpha_k(N)$, dipendente dalla ricchezza specifica N (eqn. 2); e (ii) la funzione $r(P, q)^k$, dipendente dall'indice di Simpson e quindi dalla distribuzione di probabilità delle abbondanze delle specie. Inoltre, utilizzando un piano cartesiano bidimensionale con r nell'asse delle ascisse e l'indice di biodiversità $B_k(P, r)$ nell'asse delle ordinate, è possibile ottenere una visualizzazione grafica della biodiversità (*biodiversity plane*) delle comunità studiate. Questo grafico risulterà organizzato in strati di "iso-numeri" di curve di specie (*S-curves*), ognuna relativa ad un valore

di ricchezza specifica, e assumerà una struttura a “cipolla”. Tali iso-curve di ricchezza specifica saranno dipendenti dalla funzione $\alpha_k(N)$, mentre i punti ricadenti sulle curve, saranno legati alla distribuzione di abbondanza delle specie, rappresentata dalla funzione $B_k(S,r)$. Questa struttura permette di effettuare confronti diretti tra comunità, per esempio: se si pone che due aree di campionamento presentano lo stesso numero di specie, allora tutti i possibili valori di $B_k(P,r)$, relativi alla distribuzione di abbondanza delle specie all’interno delle comunità, ricadranno sulla stessa *S-curve* relativa al numero di specie caratterizzante le due comunità. Ciò rende la diversità di due o più aree direttamente confrontabile, permettendo di studiare la variazione della diversità nello spazio e nel tempo. Questo indice risulta alternativo rispetto ad altri indici di diversità utilizzati classicamente nell’ecologia di comunità, come gli indici di Shannon e Simpson. Tali indici combinano il numero di specie e la distribuzione delle loro abbondanze in un solo valore, portando spesso a risultati difficilmente interpretabili da un punto di vista ecologico e determinando una netta perdita di informazione rispetto al dato iniziale utilizzato. Al contrario, l’indice geometrico definito da Campos & Isaza (2009) è sempre connesso ad una precisa e ben definita curva di ricchezza specifica (iso-curva) e conserva le informazioni relative alla distribuzione delle abbondanze all’interno della comunità (Campos & Isaza 2009, Campos & Campos 2012).

Successivamente, al fine di fornire un confronto delle aree analizzate considerando gli indici di diversità comunemente utilizzati in ecologia, è stato adottato l’approccio proposto da Jost (2006) e Tuomisto (2010). Tale approccio permette di unificare in un’unica formulazione basata sul numero di specie equivalenti la ricchezza specifica, l’indice di Shannon-Weiner e l’indice di Simpson (Chiarucci et al. 2011 - eqn. 4):

$$D = \left(\sum_{i=1}^s p_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

dove D rappresenta il numero di specie, p_i è la frequenza della i -esima specie e q il parametro entropico (anche detto “numero di Hill” - Hill 1973) che determina il modo in cui le abbondanze delle specie verranno pesate. Quando $q=0$, allora $D=S$, quindi D sarà uguale al numero di specie, quando $q=1$ allora D assumerà il valore dell’esponentiale dell’indice di Shannon-Weiner, e quando $q=2$ allora D sarà uguale all’inverso dell’indice di Simpson (Chiarucci et al. 2011).

Nel presente lavoro, D è stato calcolato per tutti i valori di q compresi tra 0 e 2 e per ogni SIC studiato. I valori ottenuti per ogni *plot* sono stati riportati sul piano cartesiano, ottenendo un profilo di diversità per ogni SIC. Tale profilo può essere inteso come una visualizzazione grafica della diversità di una comunità al cambiare del peso assegnato alle abbondanze delle specie presenti.

Diversità tassonomica

Le misure di diversità tassonomica permettono di caratterizzare una componente della biodiversità complementare rispetto al semplice numero di specie (Warwick & Clarke 1995). Ad esempio, è noto che la diversità di una comunità sarà più elevata se le specie sono divise tra più generi, piuttosto che raggruppate in uno o pochi generi (Pielou 1975). Per considerare questo importante aspetto della biodiversità è necessario tenere in considerazione anche l’informazione tassonomica delle specie.

Ad oggi, la tassonomia della quasi totalità delle specie vegetali è nota, di conseguenza è possibile misurare la diversità tassonomica in maniera realistica (Whittaker 1972, Magurran 2004). Clarke & Warwick (1998, 1999) hanno sviluppato una misura di diversità tassonomica, la “distintività tassonomica”, che ingloba le informazioni relative a tassonomia, ricchezza specifica ed *evenness* della comunità, e allo stesso tempo rimane apparentemente indipendente rispetto alla numerosità campionaria (Clarke & Warwick 1998, Magurran 2004). Questa misura, che descrive la distanza tassonomica media presente tra le specie di una comunità, può assumere due forme: la prima, la “diversità tassonomica” (Δ), è definita come la distanza tassonomica media tra due individui presi a caso all’interno di una comunità, mentre la seconda, chiamata “distintività tassonomica” (Δ^*), rappresenta il caso speciale per cui ogni individuo scelto a caso appartenga ad una specie diversa. In questo studio è stato scelto di utilizzare la “distintività tassonomica”, poiché è un indice puro di relazionalità tassonomica tra gli individui, e di conseguenza permette di studiare le relazioni funzionali nella comunità, indipendentemente da numero di specie e distribuzione delle abbondanze (Clarke & Warwick 1998).

La costruzione dell’albero tassonomico, necessario per il calcolo della distintività tassonomica, è stata effettuata utilizzando il database *Catalogue of Life: 2012 Annual Checklist* (Bisby et al. 2012), disponibile online sul sito del progetto *Encyclopedia of Life* (EOL - Wilson 2003).

Successivamente, dopo aver raccolto le informazio-

ni sulla classificazione tassonomica di ogni specie (riguardanti i seguenti livelli tassonomici: Divisione, Classe, Ordine, Famiglia e Genere), è stata costruita una matrice di distanze tassonomiche per ogni SIC. Partendo da questa matrice è stata calcolata la distintività tassonomica per ogni *plot*, attraverso la seguente formula (eqn. 5):

$$\Delta^* = \frac{\left(\sum \sum_{i < j} \omega_{ij} x_i x_j \right)}{\left(\sum \sum_{i=j} x_i x_j \right)}$$

dove ω_{ij} rappresenta la distanza tassonomica tra i taxa i e j , mentre x_i e x_j rappresentano rispettivamente l'abbondanza delle specie i e j .

Infine, per verificare dal punto di vista statistico le differenze esistenti tra i SIC studiati, è stato utilizzata una ANOVA non-parametrica (*Wilcoxon pairwise test*) per ogni indicatore studiato, nello specifico: distintività tassonomica (Δ^*), ricchezza specifica (N), indice di Shannon-Weiner (H'), indice di Simpson (D) ed indice di diversità geometrico (B_{kr}).

Analisi della composizione specifica

Al fine di studiare la composizione specifica dei boschi di faggio analizzati e allo scopo di analizzare le somiglianze e gli elementi caratterizzanti ogni area, è stato utilizzato l'NMDS (*Non-Metric Multidimensional Scaling*) con i dati di copertura delle specie. Questa analisi permette di produrre ordinamenti (mappe) bidimensionali delle similarità tra campioni a carattere multivariato. L'NMDS è considerato il più robusto metodo di ordinamento per l'ecologia di comunità ad oggi disponibile (Minchin 1987). L'ordinamento è stato eseguito utilizzando la funzione METAMDS, disponibile nel pacchetto VEGAN (Oksanen et al. 2011) del software R (R Development Core Team 2012). Questa funzione trasforma i dati nella loro radice quadrata e successivamente costruisce una matrice di dissimilarità utilizzando l'indice di Bray-Curtis. Quindi cerca il migliore ordinamento possibile dei siti campionati, partendo da ordinamenti iniziali casuali, utilizzando una misura di bontà dell'ordinamento detta "stress". Lo stress rappresenta la somma delle differenze quadratiche esistenti tra le distanze iniziali in composizione specifica e le distanze predette dalla regressione costruita sull'ordinamento. Il valore di stress riflette, quindi, quanto bene l'ordinamento riassume le distanze composizionali iniziali tra i campioni. Infine, i risultati vengono scalati e gli assi orientati in modo da assegnare la massima varianza spiegata possibile al primo asse, al secondo asse e così via.

Per rendere l'analisi più facilmente interpretabile sono stati utilizzati alcuni espedienti grafici. La visualizzazione della disposizione dei siti e delle specie è stata suddivisa in due diagrammi separati. In un primo diagramma sono stati riportati i siti e sono state disegnate delle ellissi che, partendo dal centroide di ogni SIC, delimitano uno spazio pari al 95 % della deviazione standard dello spazio occupato dai siti di quel SIC. Inoltre, sono state indicate con delle linee tratteggiate le connessioni del centroide di ogni SIC con il punto in cui ricadeva ogni suo *plot*. In un secondo diagramma è stata riportata la disposizione dei punteggi assegnati alle specie.

Distance decay della similarità

Lo studio dell'ordinamento multivariato dei campioni raccolti ci permette di individuare eventuali differenze composizionali nelle comunità studiate, ma non permette di capire se queste differenze siano legate o meno alle distanze spaziali che separano i siti tra di loro. Dato che la relazione esistente tra similarità delle comunità e distanze geografiche è fondamentale per capire molti *pattern* ecologici, è necessaria una sua formalizzazione. L'analisi di come la similarità in composizione specifica decade in funzione della distanza spaziale (*Distance decay* - Nekola & White 1999) descrive un *pattern* generale determinato da più fenomeni ecologici, come ad esempio: (i) la decrescita di similarità composizionale legata alle crescenti differenze ambientali; (ii) l'influenza delle barriere geografiche sulla capacità di dispersione delle specie; e (iii) la teoria neutrale (Hubbell), per la quale la similarità decade anche in ambienti completamente omogenei, a causa della limitata capacità degli organismi di disperdersi.

Al fine di verificare il grado di decadimento nella similarità della composizione specifica con la distanza geografica è stato utilizzato l'approccio formalizzato da Nekola & White (1999 - vedi Soininen et al. 2007), basato su regressioni quantili (con percentile $t=0.95$) e dei minimi quadrati (*Ordinary Least Squares*). Le regressioni quantili permettono di superare le problematiche connesse con la presenza degli zero nelle matrici biologiche, che creano rumore nelle regressioni basate sui minimi quadrati, le quali risultano fortemente dipendenti dai valori medi della distribuzione. Inoltre, non necessitando di assunzioni sulla distribuzione delle variabili, le regressioni quantili non risentono della presenza di *outliers* e di eventuali trasformazioni monotoniche.

La similarità nella composizione specifica vegetale è stata valutata utilizzando l'indice di dissimilarità

Tab. 2 - Numero di campioni e statistiche descrittive per la ricchezza specifica campionata nei 5 SIC studiati.

SIC	n° rilievi	minimo	mediana	media	massimo	totale
ARN	17	6	17	18.3	44	122
BAD	10	17	31.5	31.9	62	123
BOC	10	20	42	43.4	77	182
PIG	20	16	35	38.9	70	235
VAL	8	18	30.5	31.5	50	86

di Bray-Curtis (1957), basato su dati di abbondanza.

La distanza geografica è stata quantificata attraverso una matrice di distanza Euclidea, utilizzando le coordinate geografiche di ogni *plot*.

Le regressioni quantili e la loro significatività, verificata utilizzando un test di tipo *bootstrap* (con 9999 iterazioni casuali - per informazioni dettagliate vedi Koenker 1994 e Bose & Chatterjee 2003), sono state calcolate utilizzando il pacchetto QUANTREG (Koenker 2009), disponibile nel *software* statistico R (R Development Core Team 2012).

Risultati

Ricchezza specifica, indici di diversità e distintività tassonomica

La mediana del numero di specie raccolte all'interno delle unità di campionamento varia da un minimo di 18 (ARN), ad un massimo di 43 (BOC), mentre BAD, VAL e PIG presentano valori intermedi (Tab. 2, Fig. 3). La variabilità dei valori di ricchezza specifica riscontrati all'interno di ciascuna area è alta in PIG e bassa in VAL e ARN (Fig. 3). Quest'ultima mostra un valore mediano di ricchezza specifica significativamente inferiore a tutti gli altri (Tab. 3).

Gli indici di diversità utilizzati in questo studio

mostrano una differenziazione più dettagliata dei boschi di faggio studiati rispetto a quella mostrata dall'analisi della ricchezza specifica. In Fig. 4a sono state riportate le curve relative alla ricchezza specifica per ogni *plot* campionato (*S-curves*) e il valore dell'indice di diversità $B_k(P,r)$ relativo ad ogni singolo *plot* (cerchi neri). Utilizzando questo tipo di rappresentazione è possibile visualizzare e confrontare la biodiversità di aree diverse, tenendo separata la componente relativa alla ricchezza specifica (curva) e all'abbondanza relativa delle specie (cerchi neri). Si nota come le aree campionate si dispongono in un *continuum*, che va dai valori più bassi di *evenness* e ricchezza specifica riferibili ad ARN (in basso a destra) ai valori più alti riferibili a PIG. In particolare, si nota come per ARN i valori dell'indice siano localizzati in un ristretta regione di bassa ricchezza specifica, ma allo stesso tempo mostrino un intervallo di valori di *evenness* molto ampio. Al contrario, i punti relativi a PIG mostrano valori molto alti di ricchezza specifica e *evenness*. Inoltre, quest'ultima area presenta valori mediani significativamente diversi dalle altre aree di studio, ad eccezione di BOC che mostra una distribuzione dei punti spostata verso l'alto - ad indicare ricchezza specifica alta - e verso la parte sinistra del piano di biodiversità, mostrando buoni va-

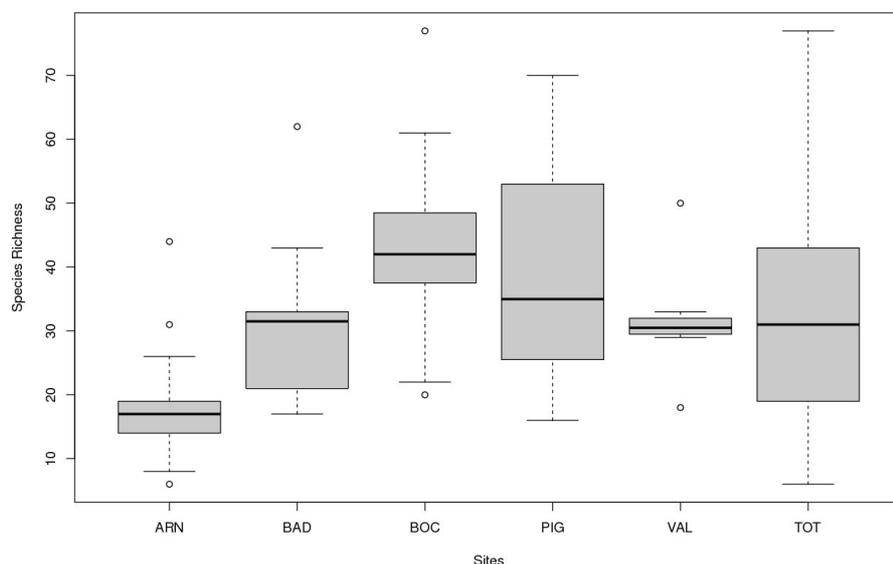


Fig. 3 - Raffronto tra le distribuzioni della ricchezza specifica attraverso diagrammi di tipo *boxplot* per tutte le aree analizzate e per l'intero *data set*. La linea nera indica il valore di mediana, la scatola include i valori tra il 1° ed il 3° quartile, mentre i valori puntiformi sono quelli compresi in un intervallo pari ad 1.5 la distanza inter-quartile.

Tab. 3 - Valori medi e differenze statisticamente significative tra i SIC studiati per: SR (Ricchezza Specifica), Δ^* (Distintività tassonomica), H' (Indice di Shannon), D' (Indice di Simpson), B_{kr} (Indice geometrico di diversità). Per ottenere i valori di significatività è stata utilizzata una ANOVA non parametrica (*Wilcoxon pairwise test*). Le lettere indicano l'esistenza di una differenza significativa o meno tra i SIC.

Indice	ARN	BAD	BOC	PIG	VAL
SR	18.35 ^a	31.90 ^b	43.50 ^b	38.90 ^b	31.50 ^b
Δ^*	69.13 ^a	75.65 ^{ab}	67.68 ^{ab}	77.89 ^b	91.60 ^c
H'	0.41 ^a	0.95 ^a	1.59 ^b	1.73 ^b	0.89 ^a
D'	0.84 ^{ab}	0.59 ^a	0.37 ^{bc}	0.26 ^c	0.59 ^a
B_{kr}	1.91 ^a	2.63 ^{bd}	4.24 ^c	5.23 ^c	3.12 ^d

lori di equidistribuzione delle specie (Tab. 1). VAL e ARN sono localizzati nella parte inferiore destra del grafico, a testimonianza di valori bassi di ricchezza specifica e *evenness*, significativamente inferiori agli

altri siti studiati (Tab. 3).

Mentre in Fig. 4a sono stati riportati i valori dell'indice di diversità geometrico calcolati a livello di *plot*, in Fig. 4b il *biodiversity plane* riporta l'indice di diver-

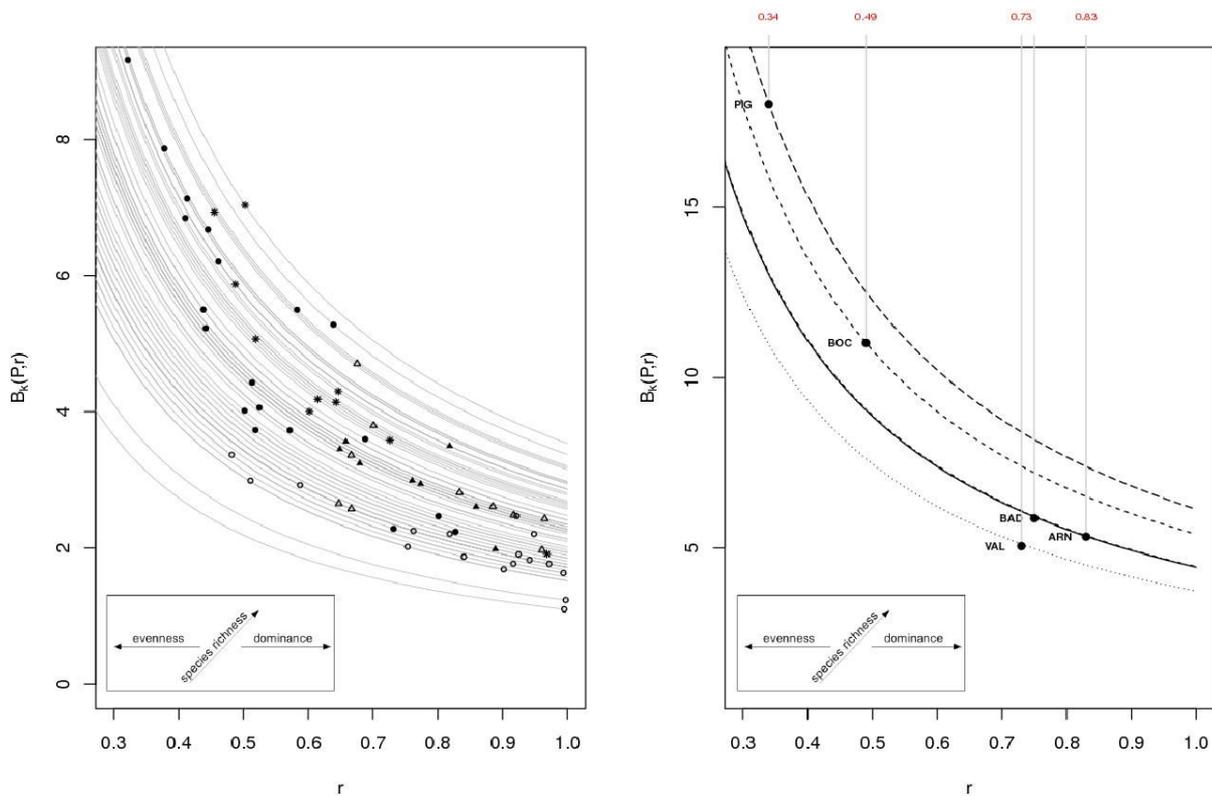


Fig. 4 - Biodiversity plane. Il piano bidimensionale $r-B_k(P,r)$ è formato da strati di "isonumeri" di curve di specie (*S-curve*) che creano una struttura "a cipolla". Le *S-curve* corrispondono quindi a diversi valori di ricchezza specifica. Nel diagramma a sinistra sono state utilizzate considerando singolarmente ogni area di campionamento, mentre il diagramma a destra mostra i diversi SIC campionati. Ogni area di campionamento (sinistra) e SIC (destra) è caratterizzata dalla radice quadrata dell'indice di Simpson (r) e dal valore dell'indice di diversità $B_k(S,r)$. Questo valore è rappresentato dal punto nero collocato sulle *S-curves*. In questo modo è possibile confrontare su un piano cartesiano diverse comunità, tenendo in considerazione sia la ricchezza specifica che la loro abbondanza relativa. Spostandosi da sinistra verso destra diminuisce l'equidistribuzione delle specie all'interno della comunità, mentre spostandosi dal basso verso l'alto aumenta la ricchezza specifica della comunità.

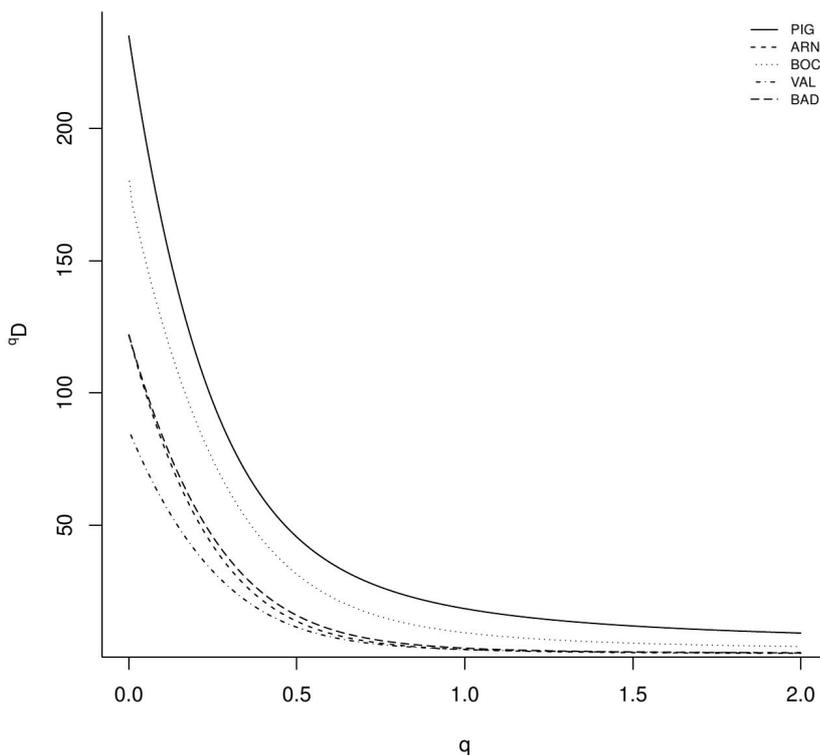


Fig. 5 - Profili di biodiversità costruiti utilizzando i numeri di Hill per i 5 SIC campionati. Cambiando il valore del parametro q cambia l'indice di diversità considerato. Con $q=0$ osserviamo la ricchezza specifica, con $q=1$ l'esponenziale dell'indice di Shannon-Wiever (e^H) e con $q=2$ l'inverso dell'indice di Simpson ($1/D$).

sità geometrico calcolato a livello di intero SIC. Si nota come PIG e BOC, che presentano in assoluto il maggior numero di specie (Tab. 2), siano caratterizzati anche da un'alta equidistribuzione delle specie al loro interno; al contrario, gli altri tre SIC campionati risultano raggruppati in una regione a bassa diversità e *evenness* (alto grado di dominanza). E' interessante notare come VAL, pur presentando un numero di specie totali inferiore a BAD e ARN, risulta avere una equidistribuzione maggiore delle specie presenti.

Il profilo di diversità riportato in Fig. 5 consente di visualizzare in un unico grafico i valori di: ricchezza

di specie ($q=0$), l'esponenziale dell'indice di Shannon ($q=1$) e l'inverso dell'indice di Simpson ($q=2$). Si nota come, anche caratterizzando la diversità delle aree studiate con un approccio differente, PIG e BOC si isolano nella parte alta della distribuzione (valori più alti di ricchezza specifica e *evenness* e valori più bassi di dominanza), mentre i profili degli altri tre SIC si raggruppano nella parte bassa del piano cartesiano. Nonostante le marcate differenze osservate tra le aree di studio, esaminando la Tab. 3 si osserva come le differenze statisticamente significative siano più scarse. Infatti, l'analisi della varianza ha restituito differenze significative solo per le aree di PIG e BOC,

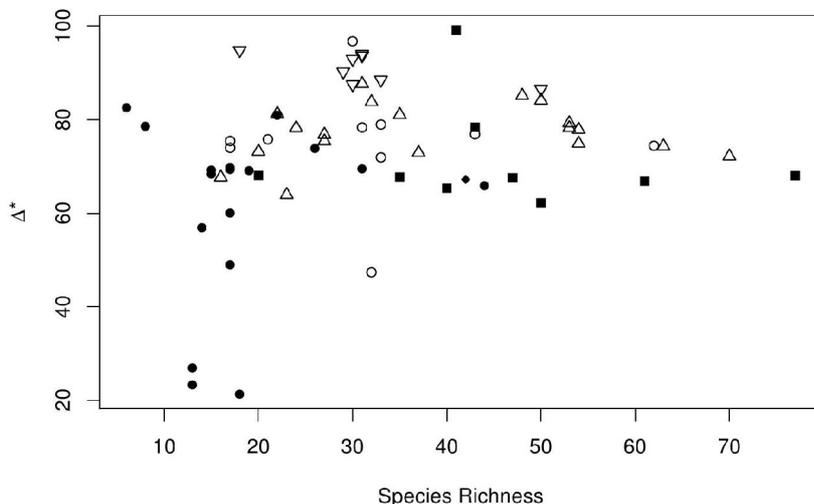
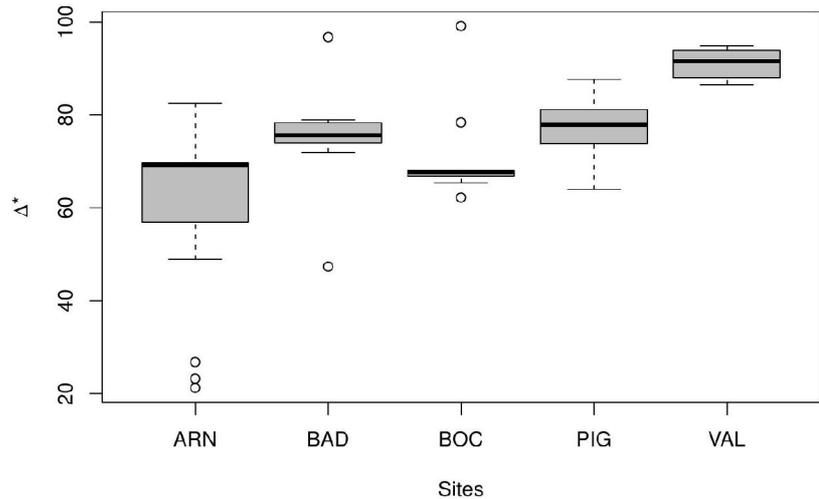


Fig. 6 - Scatterplot del valore di distinctività tassonomica di ogni unità di campionamento in relazione alla sua ricchezza specifica. Plot relativi ad aree di studio diverse sono indicati con simboli diversi: cerchi pieni (ARN), cerchi vuoti (BAD), quadrati pieni (BOC), triangoli vuoti rivolti verso l'alto (PIG), triangoli vuoti rivolti verso il basso (VAL).

Fig. 7 - Boxplot raffigurante le distribuzioni della distintività tassonomica per ogni SIC studiato.



le quali mostrano valori di diversità (H') sempre più alti delle altre aree di studio, e valori di dominanza (D) sempre più bassi.

Dal punto di vista delle relazioni tassonomiche, la diversità dei boschi di faggio studiati rivela caratteri-

stiche diverse rispetto a quelle finora individuate. Nelle Fig. 6 e Fig. 7 sono riportati rispettivamente i valori di distintività tassonomica, rappresentati in relazione ai valori di ricchezza specifica per ogni singolo *plot*, e la distribuzione di frequenza dei suoi va-

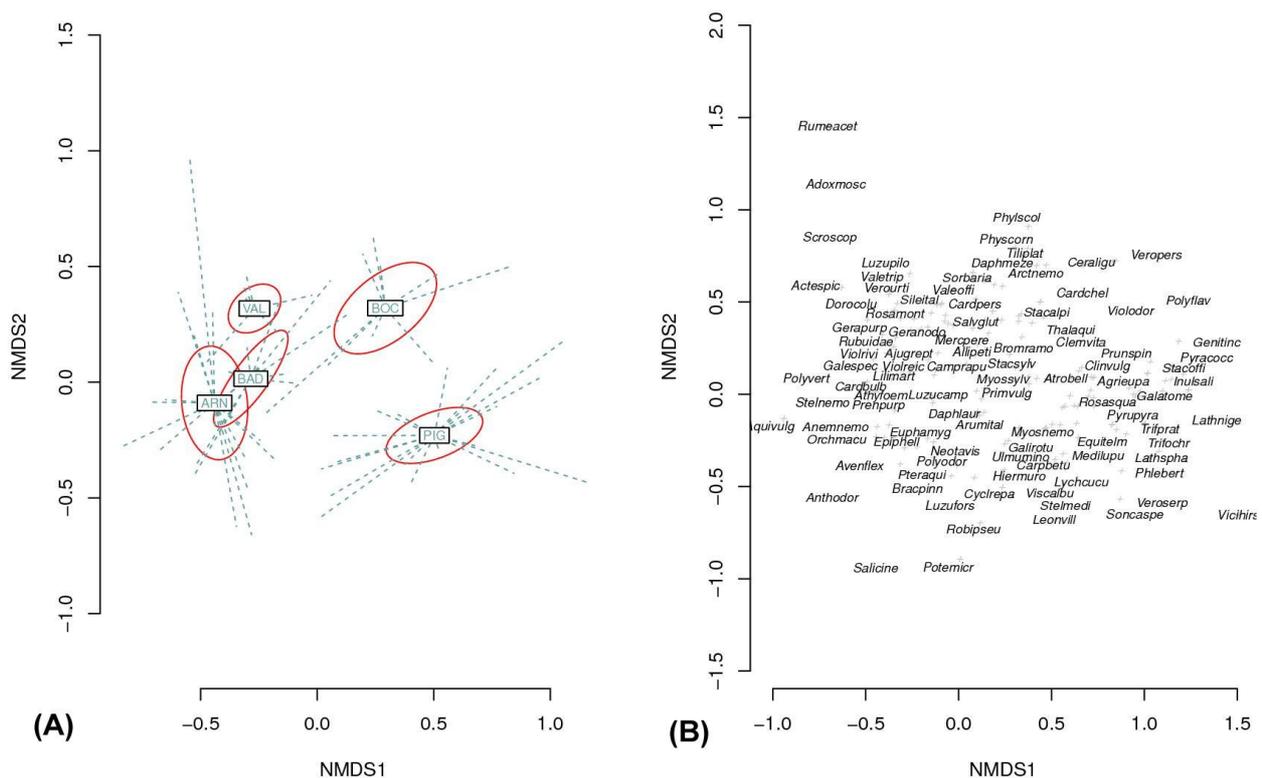


Fig. 8 - Diagramma di ordinamento relativo al *Non Metric Multidimensional Scaling* costruito sui 5 SIC campionati utilizzando i valori di copertura. (A): sono mostrati: (i) i centroidi dei SIC; (ii) l'area pari all'intervallo di confidenza al 95 % (ellissi rosse) occupata da ogni SIC all'interno dello spazio multivariato; (iii) le connessioni tra il centroide di ogni SIC e la posizione di ogni suo *plot* (linea tratteggiata celeste). (B): disposizione delle specie nello spazio multivariato (simbolo + grigio). Le specie con i valori di copertura maggiori sono riportate con il loro nome scientifico abbreviato.

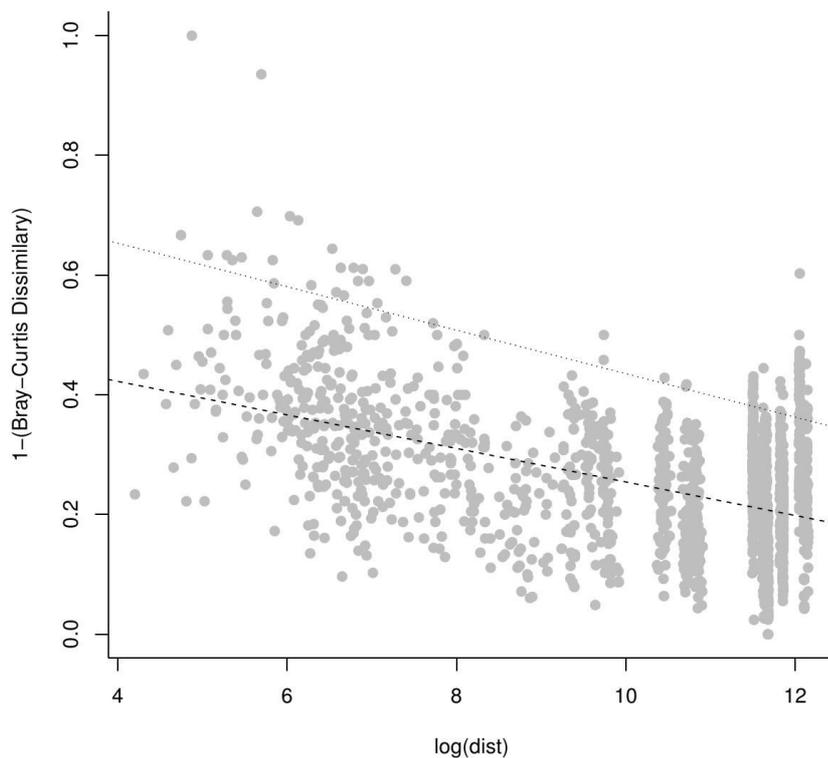


Fig. 9 - Distance decay della similarità in composizione specifica (in ordinate) in funzione del logaritmo della distanza geografica (in ascisse). Le linee continue rappresentano il modello OLS ($R^2=0.24$, $p<0.001$), mentre la linea tratteggiata la regressione quantile con $t=0.90$ ($p<0.001$).

lori in ogni SIC, rappresentata attraverso i *boxplot*. Si osserva che i boschi presenti all'interno di ARN denotano la presenza di un basso numero di specie tassonomicamente molto simili tra di loro. Al contrario, i rilievi effettuati all'interno di VAL sono caratterizzati da valori molto alti di distintività tassonomica. Le altre aree di studio assumono valori intermedi, con la bassissima ma interessante variabilità dei valori di distintività tassonomica mostrata dai *plot* di BOC.

Composizione specifica e distance decay

L'ordinamento multivariato dei rilievi ottenuto tramite NMDS mostra un valore di stress di 0.21. Osservando Fig. 8a si nota come la composizione specifica dei siti studiati risulti ben differenziata, anche se ARN e BAD appaiono parzialmente sovrapposti. In particolare, si evince come PIG e BOC siano raggruppati in aree con alti valori dell'asse 1, mentre ARN è localizzato in un ristretto intervallo di bassi valori sul primo asse e un più ampio intervallo di valori del secondo asse.

Le specie mostrano una distribuzione regolare nello spazio multivariato dell'NMDS (Fig. 8b). Confrontando la localizzazione delle specie (Fig. 8b) con quella dei poligoni, che racchiudono il 95% dello spazio multidimensionale occupato dai rilievi di ogni sito studiato (Fig. 8a), è possibile capire quali

specie caratterizzino i boschi di faggio in ogni area. BOC risulta caratterizzato da *Stachys alpina*, *Thalictrum aquilegifolium*, *Cardamine chelidonia*, *Bromus ramosus*; PIG presenta *Myosotis nemorosum*, *Galium rotundifolium*, *Ulmus minor*, *Carpinus betulus*; VAL è caratterizzato da *Rubus idaeus*, *Geranium nodosum*, *Geranium purpureum*; per ARN si riportano *Prenanthes purpurea*, *Anemone nemorosa*, *Orchis maculata*, *Stellaria nemorum*; mentre per BAD *Prenanthes purpurea*, *Cardamine bulbifera*, *Athyrium filix-foemina*, *Lilium martagon*.

L'analisi di *distance decay* effettuata attraverso l'utilizzo di modelli regressivi (Fig. 9) mostra un moderato effetto della componente spaziale nelle differenze composizionali osservate tra i siti studiati. L' R^2 della regressione costruita sui minimi quadrati è pari a 0.24, ed è risultato significativo ($p<0.001$). Le pendenze delle rette dei modelli regressivi quantile e ordinario sono entrambe significative ($p<0.001$) e non mostrano differenze tra di loro.

Discussione

In questo lavoro è stata analizzata la biodiversità vegetale di 5 faggete dell'Appennino Centro-Settentrionale, considerando il numero di specie vegetali presenti, la loro abbondanza e composizione specifica e le loro relazioni tassonomiche.

In generale, i risultati ottenuti rivelano che i boschi

di faggio presenti nell'Alto Bacino dell'Arno sono caratterizzati da valori di diversità inferiori rispetto alle altre aree analizzate, mentre le Foreste del Siele e del Pigelleto ed i boschi di Valle della Corte si caratterizzano per una più alta biodiversità vegetale. Le faggete di Badia Prataglia e Bocca Trabaria assumono condizioni di diversità intermedie. L'utilizzo di tecniche di analisi NMDS ha permesso di evidenziare una buona separazione in termini di composizione specifica tra i boschi di faggio studiati. La successiva analisi di *distance decay* ha permesso di attribuire una parte delle differenze composizionali alla distanza geografica che separa le aree di studio. Infine, l'analisi dei rapporti tassonomici tra le specie presenti in ogni comunità ha rivelato un alto grado di distintività tassonomica nei boschi di Valle della Corte e una forte similarità nei boschi di faggio dell'Alto Bacino dell'Arno, mentre le altre aree di studio riportano valori intermedi.

La mole di studi prodotti sui boschi di faggio dell'Italia centro-settentrionale si basa principalmente su un approccio di tipo fitosociologico, tenendo in considerazione composizione floristica, caratteristiche strutturali e distribuzione spaziale delle comunità. L'inquadramento delle faggete Appenniniche centro-settentrionali, sotto questo punto di vista, risulta particolarmente complesso essendo state individuate circa 35 associazioni differenti (Costanza et al. 2006). Più in dettaglio, considerando le aree studiate in questo lavoro:

- la carta della vegetazione del Parco delle Foreste Casentinesi (Viciani & Agostini 2008) individua tre associazioni fitosociologiche, relative ai boschi di faggio, collocabili all'interno dei due SIC Badia Prataglia e Alto Bacino dell'Arno: (i) faggete della fascia montana superiore, caratterizzate da dominanza di faggio, con presenza sporadica di *Acer pseudoplatanus*, *Abies alba*, *Sorbus aucuparia* e *Ulmus glabra*, dall'assenza dello strato arbustivo e con strato erbaceo composto da specie microterme; (ii) faggete dell'orizzonte montano inferiore, dove il faggio costituisce ancora popolamenti di tipo eutrofico, ma è più frequentemente accompagnato da *Acer pseudoplatanus* e *Abies alba*; (iii) faggete azonali acidofile (*Luzulo pedemontanae-Fagion*), caratterizzate dalla presenza del faggio come dominante, non legata direttamente a fattori climatici ma a fattori edafici.
- Catorci et al. (2006) classificano le faggete di Valle della Corte nell'associazione *Solidagini-Fagetum sylvaticae* (Longhitano & Ronsisvalle 1974), a carattere microtermo, legata a suoli acidi del piano montano

dell'Italia centro-settentrionale.

- Gabellini & Angiolini (2007), categorizzano i boschi di faggio presenti nelle Foreste del Siele e del Pigelleto di Piancastagnaio nell'associazione *Aceri-Platanoidis-Fagetum sylvaticae*, spiegando come tali boschi si sviluppino su suoli umidi e con buon contenuto di argilla, in condizioni climatiche non essenzialmente rigide. Il piano arboreo risulta caratterizzato essenzialmente da un numero elevato di specie, dominato da *Fagus sylvatica*. Lo strato arbustivo è praticamente assente, mentre quello erbaceo è ricco di elementi mesofili, quali *Cardamine heptaphylla*, e termofili, quali *Cyclamen repandum* e *Ruscus aculeatus*.
- Infine, Bocca Trabaria presenta boschi di faggio inclusi da Biondi et al. (2006) in due tipi: (i) bosco di faggio puro (associazione *Cardamino heptaphyllae-Fagetum sylvaticae*); e (ii) bosco di faggio con *A. alba*. Le classificazioni sopra elencate sono strettamente legate alle capacità del rilevatore e alla scelta dell'insieme vegetazionale che viene caratterizzato. Difficilmente i dati e le classificazioni derivate da studi improntati su criteri soggettivi potranno essere utilizzate per il monitoraggio e, di conseguenza, per la conservazione del patrimonio naturale rappresentato dai boschi di faggio (vedi Michalcova et al. 2011). Al contrario, utilizzando un approccio quantitativo basato su un campionamento probabilistico, in questo studio è stato possibile ottenere risultati comprensibili, ripetibili, e quindi utilizzabili per piani di monitoraggio futuri.

E' interessante notare come il solo numero di specie, considerato come proprietà fondamentale delle comunità e classico indicatore di diversità (Whittaker 1972, Magurran 2004), abbia permesso di mettere a fuoco solo parzialmente le differenze esistenti tra le aree, con il rischio di caratterizzare erroneamente la diversità dei boschi studiati. Difatti, quando è stata considerata la sola ricchezza specifica come criterio di valutazione della biodiversità, l'unica area con differenze statisticamente significative è risultata l'Alto Bacino dell'Arno, che presenta un valore mediano di ricchezza specifica inferiore rispetto alle altre aree. L'assenza di ulteriori differenze deve essere attribuita alla forte variabilità del numero di specie riscontrato all'interno delle unità di campionamento (Fig. 3). Risulta evidente la necessità di considerare, assieme alla ricchezza specifica, altri aspetti della diversità vegetale, al fine di avere un quadro completo della biodiversità e della sua variazione all'interno delle comunità. Studi recenti hanno sottolineato come la ricchezza di specie e la loro equidistribuzio-

ne rispondano diversamente rispetto ai fattori ambientali (Ma 2005, Wilsey & Stirling 2007), suggerendo come queste due caratteristiche possano essere influenzate da fattori ecologici differenti (Wilsey & Stirling 2007). L'utilizzo di indici di diversità che considerano anche l'informazione complementare relativa all'*evenness* permettono quindi di studiare una maggiore quantità di informazione sulla diversità delle comunità.

Le Foreste dell'Alto Bacino dell'Arno presentano boschi di faggio con un numero di specie significativamente inferiore alle altre aree. In quest'area sono presenti faggete microterme dell'orizzonte montano superiore che si sviluppano in condizioni di marcata oceanicità e che presentano una radicale diminuzione del numero di specie, poiché sono prive del corredo floristico che caratterizza i boschi mesofili inferiori (Costanza et al. 2006). Inoltre, le poche specie presenti hanno un alto grado di dominanza. Ciò può essere spiegato dalle condizioni climatiche rigide in cui il faggio trova il suo *optimum* ecologico, dominando lo strato arboreo (Pignatti 1998) e non consentendo allo strato arbustivo ed erbaceo di strutturarsi. Le faggete presenti nelle Foreste del Pigelletto e in Bocca Trabaria mostrano un andamento dei valori di diversità simili tra di loro. Si tratta di faggete ricche in specie, in cui si riscontra la più alta diversità per tutti gli indici utilizzati. Queste caratteristiche sono attribuibili all'orizzonte altitudinale, inferiore o di poco superiore ai 1000 metri, in cui si collocano questi boschi e che li pone a contatto con i boschi mesofili sottostanti. Questo contatto con la vegetazione del piano montano inferiore provoca l'aggiunta di specie più termofile alle specie normalmente caratterizzanti le faggete. Inoltre, la faggeta presente nelle Foreste del Siele e del Pigelletto, vegetando tra i 700-900 metri di quota, scende al di sotto dei limiti inferiori dell'*optimum* ecologico del faggio lungo la catena Appenninica principale (Bernetti 1987, Hofmann 1991, Arrigoni 1998, Scoppola & Caporali 1998). La presenza eterotopica del faggio può essere causa delle marcate differenze di quest'area rispetto alle altre aree di studio, particolarmente evidenti nell'analisi della composizione specifica attraverso l'NMDS. Si nota come quest'area risulti notevolmente isolata rispetto alle altre, ad indicare una composizione specifica peculiare. Le caratteristiche di eterotopicità del faggio rendono questi boschi notevoli da un punto di vista conservazionistico, ma allo stesso tempo molto vulnerabili ai cambiamenti climatici e allo sfruttamento antropico. Tali elementi di disturbo rischiano di accelerare il dinamismo naturale verso comunità

forestali più termofile (Sabbatini et al. 2011).

Le due restanti aree di studio, Valle della Corte e Badia Prataglia, pur non mostrando differenze significative rispetto alle altre aree studiate, hanno condizioni di ricchezza specifica e diversità intermedie. Si tratta tuttavia di faggete strutturalmente differenti tra di loro. I boschi di faggio presenti nell'area di Badia Prataglia sono in buona parte di tipo eutrofico, caratterizzati dalla presenza di un alto strato di lettiera e da specie quali *Salix caprea*, *Prunus domestica*, *Acer pseudoplatanus* e *Quercus cerris*. Lo strato erbaceo è caratterizzato da specie a foglia larga (appartenente al genere *Cardamine*). Inoltre, le faggete ivi presenti derivano da un recente governo a ceduo del bosco e i segni di questo passato governo sono ancora ben evidenti, grazie alla presenza di soprassuoli transitori derivanti da avviamento a fustaia (D.R.E.Am 2008). Al contrario, le faggete presenti nella Valle della Corte sono collocate a quote superiori ai 1500 metri e sono di tipo acidofilo, con buona presenza di *Abies alba* e *Taxus baccata* (IPLA 2001). Le arenarie su cui vegetano queste faggete, essendo scarsamente permeabili, consentono condizioni di elevata umidità, grazie a cui il corredo specifico si arricchisce di pteridofite. Tali condizioni ecologiche, dovute sia a fattori storici che climatici, spiegano perché le faggete presenti in queste due aree, pur essendo da un punto di vista strutturale e compositiva molto diverse tra di loro (vedi Fig. 8a), sono caratterizzate da valori di ricchezza specifica e diversità simili, ma intermedie rispetto alle altre aree di studio (Tab. 3).

Il *distance decay* della similarità con l'aumento delle distanze geografiche tra le comunità è studiato da lungo tempo da parte degli ecologi (Soininen et al. 2007). Questo classico *pattern* ecologico è il risultato di molti fattori ecologici, non mutualmente esclusivi tra loro. Il significativo decadimento della similarità della composizione specifica all'aumentare della distanza geografica riscontrato in questo studio, seppur moderato (Fig. 9), può essere spiegato considerando le barriere ecologiche e geografiche esistenti tra le aree considerate. D'altra parte, deve essere tenuto in considerazione che la moderata pendenza delle rette di regressione, nonostante le elevate distanze spaziali, può essere l'effetto di una contenuta omogenizzazione floristica, dovuta alla capacità di dispersione delle specie presenti nelle comunità studiate. È necessario sottolineare che questi due fattori giocano un ruolo centrale nel determinare: (i) la distribuzione delle specie; (ii) il grado di successo della colonizzazione; e (iii) le dinamiche di meta-popolazione e comunità (Nekola & White 1999, Michels et

al. 2001). In funzione di ciò è possibile interpretare l'ordinamento in Fig. 8a in cui le due aree di studio di Badia Prataglia e dell'Alto Bacino dell'Arno, geograficamente confinanti tra di loro, mostrano una composizione specifica sovrapponibile, mentre al contrario aree geograficamente lontane come Bocca Trabaria e le Foreste del Siele e del Pigelletto si isolano dalle altre. Tuttavia, il decadimento della similarità con la distanza geografica non può essere utilizzato come unico criterio per spiegare le distanze in composizione specifica riscontrate tra i boschi di faggio. Ad esempio, è interessante notare come aree molto lontane tra di loro, come l'Alto Bacino dell'Arno e Valle della Corte, presentino un tasso di similarità molto alto. E' verosimile che un ruolo importante nella diversificazione composizionale delle faggete sia svolto dalle caratteristiche ambientali delle aree sottoposte ad analisi, spesso più importanti nel determinare i *pattern* di diversità delle semplici distanze geografiche (Nekola & White 1999, Tuomisto & Ruokolainen 2006, Gioria et al. 2012). Per capire in dettaglio i fattori che determinano la differenziazione in composizione specifica tra le aree studiate sarà quindi necessario includere nell'analisi di decadimento della similarità composizionale tra i boschi di faggio anche altri fattori, quali ad esempio caratteristiche chimiche del suolo, quota e caratteristiche climatiche (Bacaro et al. 2012).

E' noto che per stimare correttamente la biodiversità di una determinata area è importante considerare anche i dati relativi ai rapporti tassonomici esistenti tra le specie (Harper & Hawksworth 1994, Clarke & Warwick 1998). Le misure di distintività tassonomica sono sempre più utilizzate in ecologia, in quanto permettono di integrare la storia evolutiva delle specie con l'ecologia di comunità (vedi per esempio Cavender-Bares et al. 2009). Tuttavia, le applicazioni di queste misure per lo studio della diversità in comunità vegetali sono poche e recenti (Da Silva & Batalha 2006, Campbell et al. 2010). I risultati forniti dall'analisi di distintività tassonomica hanno in parte confermato i rapporti tra le aree di studio ottenuti attraverso l'utilizzo degli indici di diversità e NMDS. Tuttavia, una differenza notevole è il valore di diversità tassonomica riscontrato nell'area di studio di Valle della Corte, significativamente superiore a quello di tutti gli altri SIC studiati. Quest'area pur presentando valori di ricchezza specifica e diversità intermedi rispetto alle altre aree, risulta caratterizzata da una marcata distanza tassonomica tra le specie che compongono le faggete. Tale ricchezza è attribuibile alla presenza diffusa di *Abies alba* e *Taxus baccata*, ma so-

prattutto alla presenza di molte pteridofite, tassonomicamente distanti rispetto sia alle angiosperme che alle gimnosperme, e favorite dalle condizioni di forte umidità presenti nell'area. Inoltre, è importante sottolineare che in aree fortemente disturbate vegetano specie tassonomicamente molto vicine, mentre aree con alti valori di naturalità e basso disturbo sono caratterizzate da specie provenienti da un più ampio intervallo di gruppi tassonomici (Clarke & Warwick 1999, 2001, Prinzing et al. 2008, Campbell et al. 2010). Al fine di conservare l'alto valore naturalistico di quest'area, in futuro saranno necessari interventi che favoriscano la rinnovazione del tasso e dell'abete, attualmente in diffuso stato di sofferenza (Santini & Gallucci 2010), e allo stesso tempo il mantenimento delle attuali condizioni di naturalità. Inoltre, vista la bassa diversità vegetale riscontrata in alcune delle faggete considerate, sarà necessario studiare piani di gestione futuri basati su evidenze scientifiche, allo scopo di ripristinare o conservare condizioni ecologiche ottimali.

Conclusioni

In conclusione, i risultati ottenuti in questo studio hanno permesso di verificare che: (i) la fisionomia forestale dominata da *Fagus sylvatica* rappresenta un habitat con marcate differenze composizionali, strutturali, e in generale di diversità biologica, relativamente alla dorsale centrale e settentrionale dell'Appennino; (ii) l'impiego di differenti indici e metodologie analitiche è indispensabile per mettere in evidenza caratteristiche differenti della diversità biologica, permettendo una più attenta strategia per la conservazione della biodiversità. Ne consegue che lo studio della biodiversità dei boschi di faggio, e più in generale delle comunità vegetali, deve essere necessariamente effettuato attraverso strumenti che considerino correttamente informazioni di diversa natura, così da studiare la diversità vegetale in modo capillare. Inoltre, vista la notevole complessità delle comunità vegetali, l'unico metodo utilizzabile per caratterizzarle, monitorarle e conservarle è un metodo oggettivo, che contempli una corretta fase di campionamento e che sia statisticamente corretto. Infine, in futuro sarà fondamentale utilizzare ulteriori misure di diversità (ad esempio diversità filogenetica, funzionale, strutturale; per quest'ultima vedi Motta et al. 2008, Bianchi et al. 2011) connesse ad altri gruppi tassonomici forestali (ad esempio uccelli, insetti del suolo e saproxilici), e si renderà necessario considerare anche il ruolo dei fattori ambientali. Ciò al fine di una caratterizzazione esauriente della biodiversità.

tà, fondamentale per la conservazione delle faggete dell'Appennino centro-settentrionale.

Ringraziamenti

Questo progetto è supportato con finanziamenti resi disponibili dalla Comunità Europea tramite il progetto RESILFOR (*REstoring SILver-fir FORest*), LIFE08 NAT/IT/000371. Si ringraziano Elisa Santi, Francesco Geri, la guardia Forestale di Badia Prataglia e la comunità Montana del Casentino per l'aiuto fornito durante l'individuazione, il raggiungimento e il campionamento delle aree studiate.

Bibliografia

- Abramowitz M, Stegun IA (1972). Handbook of mathematical functions. Chapter 6: Gamma and related functions. Dover, New York, USA. [online] URL: <http://mintaka.sdsu.edu/faculty/wfw/ABRAMOWITZ-STEGUN/frameindex.htm>
- Alberti G, Marelli A, Piovesana D, Peressotti A, Zerbi G, Gottardo E, Bidese F (2006). Accumulo di carbonio e produttività delle piantagioni legnose (*Kyoto forests*) del Friuli Venezia Giulia. *Forest@* 3: 488-495. - doi: [10.3832/efor0414-0030488](https://doi.org/10.3832/efor0414-0030488)
- APAT (2005). La realizzazione in Italia del progetto europeo Corine Land Cover 2000. APAT, Roma.
- Arrigoni PV (1998). La vegetazione forestale. Serie Boschi e macchie di Toscana. Regione Toscana, Firenze.
- Bacaro G, Rocchini D, Duprè C, Diekmann M, Carnesecci F, Gori V, Chiarucci A (2012). Absence of distance decay in the similarity of plots at small extent in an urban brownfield. *Community Ecology* [in press]. - doi: [10.1556/ComEc.13.2012.1.5](https://doi.org/10.1556/ComEc.13.2012.1.5)
- Balmford A, Bruner A, Cooper P, Costanza R, Farber S, Green RE, Jenkins M, Jefferiss P, Jessamy V, Madden J, Munro K, Myers N, Naeem S, Paavola J, Rayment M, Rosendo S, Roughgarden J, Trumper K, Turner RK (2002). Economic reasons for conserving wild nature. *Science* 297: 950-953. - doi: [10.1126/science.1073947](https://doi.org/10.1126/science.1073947)
- Bautista-Cruz A, Del Castillo RF (2005). Soil changes during secondary succession in a tropical Mountain Cloud forest area. *Soil Science Society of America Journal* 69: 906-914. - doi: [10.2136/sssaj2004.0130](https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0130)
- Bernetti G (1987). I boschi della Toscana. Giunta Regionale Toscana, Edagricole, Bologna.
- Bianchi L, Bottacci A, Calamini G, Maltoni A, Mariotti B, Quilghini G, Salbitano F, Tani A, Zoccola A, Paci M (2011). Structure and dynamics of a beech forest in a fully protected area in the northern Apennines (Sasso Fratino, Italy). *iForest* 4: 136-144. - doi: [10.3832/ifor0564-004](https://doi.org/10.3832/ifor0564-004)
- Biondi E, Casavecchia S, Paradisi L, Pesaresi S (2006). Carta della vegetazione (fitosociologica). SIC Alpe della Luna - Bocca Trabaria. In: "Progetto di rete ecologica (R.E.M.)" (Biondi E ed). Regione Marche, Ancona.
- Bisby F, Roskov Y, Culham A, Orrell T, Nicolson D, Paglinawan L, Bailly N, Appeltans W, Kirk P, Bourgoin T, Baillargeon G, Ovrard D (2012). Species 2000 & ITIS Catalogue of Life. [online] URL: <http://www.catalogueoflife.org/col/>.
- Bose A, Chatterjee S (2003). Generalized bootstrap for estimators of minimizers of convex functions. *Journal of Statistical Planning and Inference* 117: 225-239. - doi: [10.1016/S0378-3758\(02\)00386-5](https://doi.org/10.1016/S0378-3758(02)00386-5)
- Bowker CG (2000). Biodiversity datadiversity. *Social studies of science* 30 (5): 643-683. - doi: [10.1177/030631200030005001](https://doi.org/10.1177/030631200030005001)
- Bray JR, Curtis JT (1957). An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27: 325-349. - doi: [10.2307/1942268](https://doi.org/10.2307/1942268)
- Buse J, Levanony T, Timm A, Dayan T, Assmann T (2010). Saproxyllic beetle assemblages in the Mediterranean region: impact of forest management on richness and structure. *Forest Ecology and Management* 259: 1376-1384. - doi: [10.1016/j.foreco.2010.01.004](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.01.004)
- Campbell WB, Freeman DC, Emlen JM, Ortiz SL (2010). Correlations between plant phylogenetic and functional diversity in a high altitude cold salt desert depend on sheep grazing season: implications for range recovery. *Ecological Indicators* 10: 676-686. - doi: [10.1016/j.ecolind.2009.11.007](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.11.007)
- Campos D, Campos MR (2012). Underlying thermodynamic relations of a species diversity index: freshwater crabs from Colombia. *Ecological Indicators* 15: 198-207. - doi: [10.1016/j.ecolind.2011.09.020](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.020)
- Campos D, Isaza JF (2009). A geometrical index for measuring species diversity. *Ecological Indicators* 9: 651. - doi: [10.1016/j.ecolind.2008.07.007](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.07.007)
- Catorci A, Gatti R, Foglia M, Vitanzi A (2006). Carta della vegetazione (fitosociologica). Foglio 338 - Acquasanta Terme. In: "Progetto di rete ecologica (R.E.M.)" (Biondi E ed). Regione Marche, Ancona.
- Cavender-Bares J, Kozak K, Fine P, Kembel S (2009). The merging of community ecology and phylogenetic biology. *Ecology Letters* 12 (7): 693-715. - doi: [10.1111/j.1461-0248.2009.01314.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01314.x)
- Chiarucci A, Bonini I (2005). Quantitative floristics as a tool for the assessment of plant diversity in Tuscan forests. *Forest Ecology and Management* 212: 160-170. - doi: [10.1016/j.foreco.2005.03.041](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.041)
- Chiarucci A, Bacaro G, Scheiner SM (2011). Old and new challenges in using species diversity for assessing biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 366: 2426-2437. - doi: [10.1098/rstb.2011.0065](https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0065)
- Chiarucci A, Bacaro G, Filibeck G, Landi S, Maccherini S,

- Scoppola A (2012). Scale dependence of plant species richness in a network of protected areas. *Biodiversity and Conservation* 1-14. - doi: [10.1007/s10531-011-0196-8](https://doi.org/10.1007/s10531-011-0196-8)
- Clarke KR, Warwick RM (1998). A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology* 35: 523-531. - doi: [10.1046/j.1365-2664.1998.3540523.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.3540523.x)
- Clarke KR, Warwick RM (1999). The taxonomic distinctness measure of biodiversity: weighting of step lengths between hierarchical levels. *Marine Ecology Progress Series* 184: 21-29. - doi: [10.3354/meps184021](https://doi.org/10.3354/meps184021)
- Clarke KR, Warwick RM (2001). A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series* 216: 265-278. - doi: [10.3354/meps216265](https://doi.org/10.3354/meps216265)
- Clarke N, Fischer R, de Vries W, Lundin L, Papale D, Vesala T, Merilä P, Matteucci G, Mirtl M, Simpson D, Paoletti E (2011). Availability, accessibility, quality and comparability of monitoring data for European forests for use in air pollution and climate change science. *iForest* 4: 162-166. - doi: [10.3832/ifer0582-004](https://doi.org/10.3832/ifer0582-004)
- Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Naeem S, Limburg K, Cutini M, Di Pietro R (2006). Aspetti vegetazionali. In: "Le faggete appenniniche. Avanguardie e relitti di foresta continentale" (Minelli A ed). Collana Quaderni habitat, Museo friulano di Storia Naturale, Udine. [online] URL: http://www.minambiente.it/home_it/showitem.html?lang=&item=/documenti/biblioteca/biblioteca_0027_a.html
- D.R.E.Am (2008). Piano di gestione del complesso forestale regionale "Foreste Casentinesi". Relazione tecnica generale, Arezzo.
- Da Silva IA, Batalha MA (2006). Taxonomic distinctness and diversity of a hyperseasonal savanna in central Brazil. *Diversity and Distribution* 12: 725-730. - doi: [10.1111/j.1472-4642.2006.00264.x](https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2006.00264.x)
- Davis MR, Allen RB, Clinton PW (2003). Carbon storage along a stand development sequence in a New Zealand *Nothofagus* forest. *Forest Ecology and Management* 177: 313-321. - doi: [10.1016/S0378-1127\(02\)00333-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00333-X)
- Elzinga CL, Salzer DW, Willoughby JW, Gibbs JP (2001). Monitoring plant and animal population. Blackwell Science, Malden, Massachusetts, USA.
- Ferretti M, Chiarucci A (2003). Design concepts adopted in long-term forest monitoring programs in Europe - problems for the future? *The Science of Total Environment* 310 (1-3): 171-178. - doi: [10.1016/S0048-9697\(02\)00637-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00637-X)
- Gabellini A, Angiolini C (2007). La vegetazione. In: "Conservazione di *Abies alba* in faggeta abetina nel Pigelleto, Monte Amiata" (Miozzo M, Montini P eds). LIFE04NAT/000191 - TUCAP, Arti Grafiche Cianferoni, Stia, Arezzo.
- Gardner TA (2010). Monitoring forest biodiversity: improving conservation through ecologically responsible management. Earthscan, London, UK.
- Gioria M, Bacaro G, Marcantonio M (2012). Distance: an important multifaceted concept in the conservation of freshwater biodiversity. *Biodiversity and Conservation*. [in press]
- Green RE, Balmford A, Crane PR, Mace GM, Reynolds JD, Turner RK (2005). A framework for improved monitoring of biodiversity: responses to the World Summit on Sustainable Development. *Conservation Biology* 19 (1): 56-65. - doi: [10.1111/j.1523-1739.2005.00289.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00289.x)
- Harper JL, Hawksworth DL (1994). Biodiversity: measurement and estimation. Preface. *Philosophical Transactions the Royal Society of London Series B* 345: 5-12. - doi: [10.1098/rstb.1994.0081](https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0081)
- Hill M (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54: 427-432.
- Hofmann A (1991). Il faggio e le faggete in Italia. Collana verde, Corpo Forestale dello Stato, Roma.
- INFS (2009). 2° Inventario nazionale delle foreste e dei serbatoi forestali di carbonio. Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali, Ispettorato Generale - Corpo Forestale dello Stato, CRA - Istituto Sperimentale per l'Assesamento Forestale e per l'Alpicoltura, Trento.
- IPCC (2007). Contribution of working groups I, II and III to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change: synthesis report. [online] URL: http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr.pdf
- IPLA (2001). I tipi forestali delle Marche. Regione Marche, Ancona.
- Jost L (2006). Entropy and diversity. *Oikos* 113: 363-375. - doi: [10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x](https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x)
- Koenker R (2009). Quantreg: quantile regression. R package, version 4.44. [online] URL: <http://www.r-project.org>
- Koenker RW (1994). Confidence intervals for regression quantiles. *Asymptotic statistics*, Springer-Verlag, New York, USA.
- Longhitano N, Ronsisvalle GA (1974). Osservazioni sulle faggete dei monti della Laga (Appennino Centrale). *Not. Fitosoc.* 9: 55-82.
- Ma M (2005). Species richness *vs.* evenness: independent relationship and different responses to edaphic factors. *Oikos* 111: 192-198. - doi: [10.1111/j.0030-1299.2005.13049.x](https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13049.x)
- Magurran AE (2004). Measuring biological diversity. Blackwell Publishing, Sheffield, UK.
- Maurer BA (1999). Untangling ecological complexity. University of Chicago Press, Chicago, IL, USA.
- Michalčova D, Lvončík S, Chytrý M, Hajek O (2011). Bias in vegetation databases? A comparison of stratified-random and preferential sampling. *Journal of Vegetation Science* 22: 281-291. - doi: [10.1111/j.1654-1103.2010.](https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.)

- 01249.x
- Michels E, Cottenie K, Neys L, De Gelas K, Coppin P, De Meester L (2001). Geographical and genetic distances among zooplankton populations in a set of interconnected ponds: a plea for using GIS modelling of the effective geographical distance. *Molecular Ecology* 10: 1929-1938. - doi: [10.1046/j.1365-294X.2001.01340.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-294X.2001.01340.x)
- Minchin PR (1987). An evaluation of relative robustness of techniques for ecological ordinations. *Vegetatio* 69: 89-107. - doi: [10.1007/BF00038690](https://doi.org/10.1007/BF00038690)
- Motta R, Maunaga Z, Berretti R, Castagneri D, Lingua E, Meloni F (2008). La riserva forestale di Lom (Repubblica di Bosnia Erzegovina): descrizione, caratteristiche, struttura di un popolamento vetusto e confronto con popolamenti stramaturi delle Alpi italiane. *Forest@* 5: 100-111 - doi: [10.3832/efor0512-0050100](https://doi.org/10.3832/efor0512-0050100)
- Nekola JC, White PS (1999). The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography* 26: 867-878. - doi: [10.1046/j.1365-2699.1999.00305.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.1999.00305.x)
- Nasi R, Wunder S, Campos Arce J (2002). Forest ecosystem services: can they pay our way out of deforestation? Discussion paper, GEF - UNFF II (11 March 2002), Costa Rica.
- Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Wagner H (2011). *Vegan*: community ecology R package. [online] URL: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Olsen AR, Sedransk J, Edwards D, Gotway CA, Liggert W, Rathbun S, Reckhow KH, Young LJ (1999). Statistical issues for monitoring ecological and natural resources in the United States. *Environmental Monitoring and Assessment* 54: 1-45. - doi: [10.1023/A:1005823911258](https://doi.org/10.1023/A:1005823911258)
- Pielou EC (1975). *Ecological Diversity*. Wiley, New York, USA.
- Pignatti S (1982). *Flora d'Italia*. Edagricole, Bologna.
- Pignatti S (1998). *I boschi d'Italia*. Sinecologia e biodiversità. UTET, Milano.
- Pirone G, Abbate G, Cisaschetti G, Corbetta F, Frattaroli AR (2000). Gli Abieti-Faggeti del comprensorio di confine tra Abruzzo e Molise (Italia centro- meridionale). *Archivio geobotanico* 6(1): 31-43.
- Portale Cartografico Nazionale (2012). Carta geologica d'Italia. [online] URL: <http://www.pcn.minambiente.it/viewer/>
- Prinzing A, Reiffers R, Braakhekke WG, Hennekens SM, Tackenberg O, Ozinga WA, Schaminee JHJ, van Groenendael JM (2008). Less lineages-more trait variation: phylogenetically clustered plant communities are functionally more diverse. *Ecology Letters* 11: 809-819. - doi: [10.1111/j.1461-0248.2008.01189.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01189.x)
- R Development Core Team (2012). *R: a language and environment for statistical computing*, reference index version 2.2.1. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [online] URL: <http://www.R-project.org>
- Rolecek J, Chytry M, Hajek M, Lvonicik S, Tichy L (2007). Sampling design in large-scale vegetation studies: do not sacrifice ecological thinking to statistical purism! *Folia Geobotanica* 42: 199-208.
- Sabbatini S, Selvi F, Viciani D (2011). Le faggete extrazonali dell'anti-Appennino tirrenico Toscano: aspetti strutturali, diversità e caratteristiche sinecologiche. *Forest@* 8: 88-102. - doi: [10.3832/efor0659-008](https://doi.org/10.3832/efor0659-008)
- Sala OE, Chapin III FS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge RM, Mooney HA, Oesterheld M, LeRoy Poff M, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287 (5459): 1770-1774. - doi: [10.1126/science.287.5459.1770](https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770)
- Santini E, Gallucci V (2010). Le faggete con abete bianco dei Monti della Laga. In: "LIFE NAT/IT/000371 - RESILFOR: ricostituzione di boschi a dominanza di faggio con *Abies alba* nell'Appennino Tosco-Marchigiano". Acquasanta Terme (AN), 9-10 luglio 2010. [online] URL: http://www.liferesilfor.eu/index.php?option=com_jdownloads&Itemid=58&task=view.download&catid=5&cid=8&lang=it
- Scoppola A, Caporali C (1998). Mesophilous woods with *Fagus sylvatica* L. of northern Latium (Tyrrhenian Central Italy): synecology and syntaxonomy. *Fitosociologia* 38 (1): 77-89.
- Simpson EH (1949). Measurement of diversity. *Nature* 163 (1949): 688. - doi: [10.1038/163688a0](https://doi.org/10.1038/163688a0)
- Soininen J, McDonald R, Hillebrand H (2007). The distance decay of similarity in ecological communities. *Ecography* 30: 3-12.
- Thomas CD, Cameron A, Green RE, Bakkenes M, Beaumont LJ, Collingham YC, Erasmus BFN, Ferreira de Siqueira M, Grainger A, Hannah L, Hughes L, Huntley B, van Jaarsveld AS, Midgley GF, Miles L, Ortega-Huerta MA, Peterson AT, Phillips OL, Williams SE (2004). Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145-148. - doi: [10.1038/nature02121](https://doi.org/10.1038/nature02121)
- Thompson JR, Johnson KN, Lennette M, Spies TA, Bettinger P (2006). Historical disturbance regimes as a reference for forest policy in a multiowner province: a simulation experiment. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 401-417. - doi: [10.1139/x05-247](https://doi.org/10.1139/x05-247)
- Tsallis C (2009). *Introduction to nonextensive statistical mechanics*. Springer, New York, USA.
- Tuomisto H (2010). A consistent terminology for quantifying species diversity? Yes, it does exist. *Oecologia* 164: 853-860. - doi: [10.1007/s00442-010-1812-0](https://doi.org/10.1007/s00442-010-1812-0)
- Tuomisto H, Ruokolainen K (2006). Analyzing or explain-

- ning beta diversity? Understanding the targets of different methods of analysis. *Ecology* 11: 2697-2708. - doi: [10.1890/0012-9658\(2006\)87\[2697:AOEBDU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[2697:AOEBDU]2.0.CO;2)
- Viciani D, Agostini N (2008). La carta della vegetazione del parco nazionale delle Foreste Casentinesi, monte Falterona e Campigna (Appennino tosco-romagnolo): note illustrative. *Quaderno di Studi e Notizie di Storia Naturale della Romagna* 27: 97-134.
- Warwick RM, Clarke KR (1995). New "biodiversity" with distinctness reveal a decrease in taxonomic measures increasing stress. *Marine Ecology Progress Series* 129: 301-305. - doi: [10.3354/meps129301](https://doi.org/10.3354/meps129301)
- Whittaker RH (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251. - doi: [10.2307/1218190](https://doi.org/10.2307/1218190)
- Wilsey B, Stirling G (2007). Species richness and evenness respond in a different manner to propagule density in developing prairie microcosm communities. *Plant Ecology* 190: 259-273. - doi: [10.1007/s11258-006-9206-4](https://doi.org/10.1007/s11258-006-9206-4)
- Wilson EO (2003). The encyclopedia of life. *Trends in Ecology and Evolution* 18 (2): 77-80. - doi: [10.1016/S0169-5347\(02\)00040-X](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)00040-X)
- Yoccoz NG, Nichols JD, Boulinier T (2001). Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 446-453. - doi: [10.1016/S0169-5347\(01\)02205-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02205-4)