

Analisi della diversità floristica dei boschi lungo un gradiente di frammentazione: un caso studio nelle faggete dell'Appennino molisano

Frate L⁽¹⁾, Carranza ML*⁽¹⁾, Paura B⁽²⁾, Di Biasi N⁽¹⁾

(1) *Environmetrics Lab, Università degli Studi del Molise, c.da Fonte Lappone, I-86090 Pesche (IS - Italy)*; (2) *Dipartimento di Scienze Animali, Vegetali e dell'Ambiente, Università degli Studi del Molise, v. F. De Sanctis, I-86100 Campobasso (Italy)* - *Corresponding Author: *Maria Laura Carranza (carranza@animol.it)*.

Abstract: *Floristic diversity analysis along a fragmentation gradients: a case study of beech forests in the Molisean Apennines (southern Italy).* The process of fragmentation of natural habitats is increasing exponentially worldwide and represents one of the foremost threats to biological diversity. Forest fragmentation is considered to heavily affect the demographic and genetic structure of forest plant populations. Habitat fragmentation is a landscape process occurring when areas of continuous habitat are broken into smaller and discontinuous patches. In this paper we analyzed the effects of fragmentation on vascular plant diversity of *Fagus sylvatica* forest in central Italy (habitat of Community interest -92/43/ECC- "Appenine beech forests with *Taxus* and *Ilex*" - cod. 9210*). First, by integrating five parameters that describe beech forest patches structure (patch area, perimeter, shape index, core area, euclidean nearest neighbor) we identified three levels of fragmentation: high, medium and absent. Then the vascular plants of each level of fragmentation were sampled following a random stratified design. The diversity of vascular plant species was analyzed considering two species groups: all sampled species and "diagnostic" species of the habitat 9210* (*sensu* Directive 92/43/ECC). We compared the biodiversity patterns of the different fragmentation levels by using rarefaction curves and Rényi's profiles. We also tested the significance of the founded differences by a bootstrapping procedure. The diversity pattern of the two species groups (diagnostics and all species) showed two opposite trends. As the diversity of the entire pool of species increased on fragmented beech forests the diversity of the diagnostic group decreased. The differences between diversity values of high and low fragmentation levels resulted significant. Our results emphasize the existence of two diagnostic species: *Cardamine kitaibelii* and *Paris quadrifolia* that are indicators of not fragmented beech forests. Additionally the diversity pattern of the diagnostics species allow us to propose them as "focal species", thus it represent a concrete indicator of the conservation status of the *Fagus sylvatica* with *Taxus* and *Ilex* forest.

Keywords: Rarefaction curves, Habitat Directive (92/43/ECC), Vascular flora, Spatial pattern, Rényi diversity profiles, Diagnostic species

Received: May 13, 2011; Accepted: Sep 08, 2011; Published online: Nov 02, 2011

Citation: Frate L, Carranza ML, Paura B, Di Biasi N, 2011. Analisi della diversità floristica dei boschi lungo un gradiente di frammentazione: un caso studio nelle faggete dell'Appennino molisano. *Forest@* 8: 137-148 [online 2011-11-02] URL: <http://www.sisef.it/forest@/show.php?id=677>

Introduzione

La frammentazione dei paesaggi naturali costituisce una delle principali minacce alla diversità biologica a livello planetario (Wilcove et al. 1986, Wilson 1992, Dobson et al. 1999, Henle et al. 2004, Battisti 2004). La frammentazione è un processo che avviene a scala di paesaggio mediante il quale un habitat na-

turale o seminaturale, che occupa con continuità un'ampia porzione di territorio, viene suddiviso in patch di dimensioni minori (Forman & Gordon 1986, Shafer 1990, Reed et al. 1996, Fahrig 2003). Tale processo (naturale e/o antropico) interviene sull'eterogeneità naturale del territorio determinando un mosaico di ecosistemi, di tipo naturale, seminaturale e arti-

ficiale con strutture e funzioni ben differenziate (Battisti 2004). La frammentazione di un paesaggio viene comunemente misurata come variazione in estensione e configurazione spaziale degli habitat naturali e seminaturali, aspetti che possono essere entrambi estrapolati dalla cartografia digitale (Gustafson 1998). In particolare la frammentazione degli habitat forestali può essere valutata attraverso il calcolo di alcuni parametri di paesaggio, spesso analizzati singolarmente (Rocchini et al. 2006), come la dimensione delle patches (Rosati et al. 2010), la distanza dal vicino più prossimo (Endels et al. 2007), la lunghezza dei bordi (perimetro) e l'estensione della *core area* (Riitters et al. 2002). La frammentazione infatti determina la riduzione dell'estensione delle macchie di bosco, incrementa la distanza tra i lembi relitti che, piccoli ed isolati, sono soggetti a fenomeni di estinzione locale (Gonzalez et al. 1998, Fahrig 2003) e provoca l'aumento dell'habitat di margine (Forman 1995). Queste modifiche del *pattern* spaziale danno luogo a consistenti modifiche delle condizioni ecologiche e strutturali delle foreste, quali il ritardo nelle dinamiche successionali (Simberloff & Abele 1976, Tilman et al. 1994, Terborgh et al. 1997), il cambiamento della struttura demografica e genetica dei popolamenti forestali (Scalfi et al. 2005), la riduzione degli spostamenti delle specie animali (Harrison 1991), l'innesco del fenomeno della deriva genetica e della depressione da *inbreeding* (Liernet 2004, Honnay et al. 2005) e l'ingresso di specie aliene (Brothers & Spingarn 1992). Inoltre, lungo i margini forestali neoformati, si innescano una serie di processi ecologici conosciuti nel loro complesso come "effetto mar-

gine" (Turner et al. 1996, Harrison & Bruna 1999), quali la trasformazione della struttura orizzontale e verticale della vegetazione, le variazioni dei valori di diversità vegetale ed animale (Laurance & Yensen 1991, Schonewald-Cox & Buechner 1992), l'incremento della mortalità degli alberi e l'ingresso di specie ruderali (Lovejoy et al. 1986, Kapos 1989, Laurance et al. 1998).

Una tipologia forestale ampiamente diffusa nei paesaggi montanti italiani ed europei è la faggeta (Bernetti 1995 - Fig. 1A). Tuttavia, lo sfruttamento a cui sono state soggette le faggete in Italia ha comportato una diminuzione delle superfici di questi boschi ed ha portato alla scomparsa quasi completa di *Fagus sylvatica* negli ambienti sotto-ottimali (Bernetti 1995). In particolare i tagli non adeguati, gli incendi ed il sovrapascolo hanno degradato queste foreste (Bergmeier & Dimopoulos 2001) e determinato una semplificazione della struttura e composizione dello strato arboreo con una conseguente riduzione della biodiversità. Il grande valore naturalistico dei boschi di faggio e la presenza di fattori antropici che li minacciano hanno portato all'inserimento della maggior parte delle faggete europee nella direttiva Habitat (92/43/EEC - EEC 1992), che rappresenta uno degli strumenti europei più efficaci in materia di tutela della biodiversità. La suddetta direttiva mira alla conservazione degli habitat di interesse, individuati e caratterizzati sulla base di un elenco di specie caratteristiche (European Commission 2007) e diagnostiche (Biondi et al. 2009) le quali sono delle componenti chiave nella pianificazione e conservazione della biodiversità e richiedono una particolare attenzio-

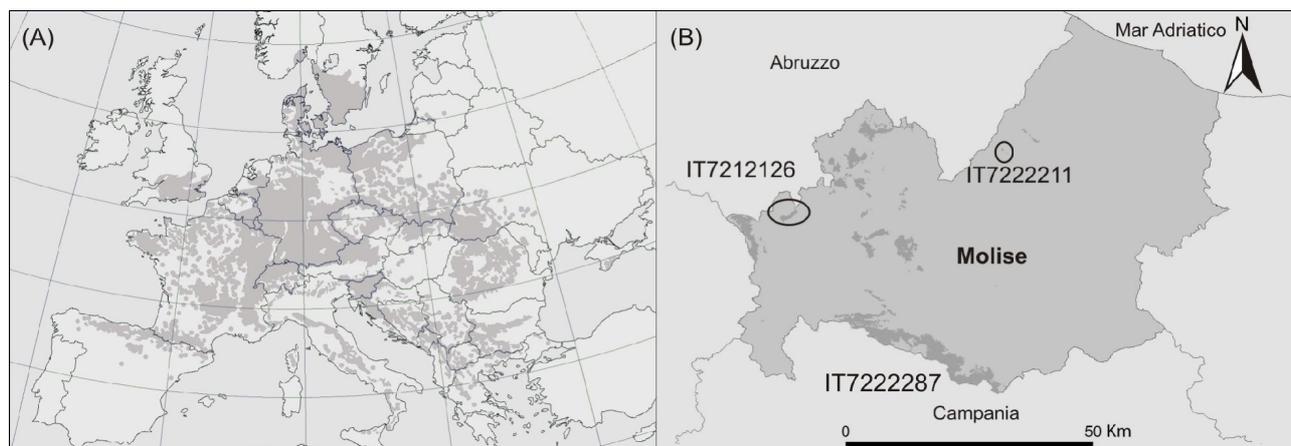


Fig. 1 - (A) Areale di distribuzione delle faggete in Europa (EUFORGEN 2009, modificato). (B) Area studio e localizzazione delle faggete in Regione Molise (dal Piano Forestale Regione Molise 2002, modificato). Codici SIC: (IT7222287) La Gallinola-Monte Miletto-M. del Matese; (IT7212126) Pantano della Zittola-Feudo Valcoccchiara; (IT7222211) Monte Mauro-Selva di Monte falcone.

ne, dato il loro ruolo strutturale e funzionale nelle formazioni vegetali; la loro presenza è la sola garanzia dell'esistenza dell'habitat che identificano.

Ciononostante sono quasi del tutto assenti studi che mettono in relazione il processo della frammentazione alla biodiversità floristica di questi boschi. Per questo motivo, tali aspetti sono stati analizzati nel presente lavoro, relativamente all'habitat forestale di interesse comunitario: "Faggeti degli Appennini con *Taxus* e *Ilex*" (9210* *sensu* Direttiva 92/43/ECC). La nostra ipotesi preliminare è che le specie caratteristiche e le diagnostiche, date le loro peculiarità, siano particolarmente sensibili al fenomeno della frammentazione rispetto a ciò che si può osservare considerando l'intero insieme di specie. Per verificare questa ipotesi sono stati confrontati i valori di diversità tassonomica relativi all'intero *pool* di specie e alle sole specie diagnostiche dell'habitat 9210* tra i diversi livelli di frammentazione che caratterizzano tale habitat. Per analizzare in modo adeguato il grado di frammentazione delle faggete indagate, si è reso necessario integrare una serie di parametri strutturali (O'Neill et al. 1988, Steinhardt et al. 1999, Rocchini et al. 2006) che ne descrivono l'estensione e la configurazione spaziale.

Materiali e metodi

Area di studio

Lo studio è stato condotto sulle faggete dell'Italia centromeridionale ricadenti in tre siti SIC (Siti d'Importanza Comunitaria) molisani (Fig. 1B - La Gallinola-Monte Miletto-M. del Matese - IT7222287, Pantano della Zittola-Feudo Valcocchiara - IT7212126, Monte Mauro-Selva di Monte falcone - IT7222211). Le faggete indagate appartengono a due associazioni vegetali: l'*Aquifolio-Fagetum* (Gentile 1969) e, limitatamente alle quote più elevate, il *Polysticho-Fagetum* (Feoli & Lagonegro 1982). Tali consorzi forestali sono caratterizzati da uno strato arboreo dominato da *Fagus sylvatica*, e da uno strato erbaceo ricco di specie sciafile legate specificamente al faggio (Pignatti 1998).

Analisi della frammentazione

Al fine di valutare il processo di frammentazione, aspetto di fondamentale importanza è stato quello di verificare l'estensione effettiva e la disposizione delle varie tessere del mosaico sul territorio. Si è quindi reso necessario esaminare la cartografia relativa all'habitat 9210*. A questo scopo sono state integrate ed aggiornate in ambiente GIS (ARCVIEW 3.2 - ESRI

2000) alcune cartografie preesistenti, in particolare la Carta degli Habitat di Direttiva Regione Molise (AA.VV. 2008a, 2008b, 2008c) e la Carta Forestale su basi Tipologiche della Regione Molise in scala 1:10000 (AA.VV. 2009). L'aggiornamento è stato svolto attraverso fotointerpretazione a video di ortofoto digitali ad alta risoluzione (1 pixel = 1 metro) relative all'anno 2007. Una successiva valutazione della accuratezza cartografica è stata attuata attraverso verifica in campo di una serie di 50 punti casuali. Dal confronto tra la carta dell'habitat e le rilevazioni a terra su punti casuali, è stato costruito un vettore di errore E (Congalton & Green 1999). Il vettore contiene un unico rigo n_c (tutti i *plot* attribuiti sulla carta all'habitat) e due colonne n_{tf} (*plot* riscontrati a terra appartenenti all'habitat) ed n_{mf} (*plot* cartograficamente attribuiti all'habitat ma che a terra non lo sono). L'accuratezza totale è stata calcolata come rapporto tra il totale dei *plot* correttamente classificati e il numero totale di *plot*, ed è risultata pari allo 0.86. Sulla cartografia aggiornata, sono state scelte 10 *patches* di faggeta distribuite su tutto il territorio indagato e rappresentative dell'eterogeneità spaziale presente, che coprono in totale circa 7200 ha di territorio (94% dell'estensione totale dell'habitat). Per ciascuno di queste *patches* sono stati calcolati i seguenti parametri strutturali di frammentazione (McGarigal & Marks 1994, Riitters et al. 1995, McGarigal 2002) utilizzando il software FRAGSTATS 3.3 (McGarigal 2002): *Patch Area*, *Perimeter*, *Shape Index* (come suggerito da McGarigal & Marks 1994), *Euclidean Nearest Neighbor*, *Core Area* (area centrale, in ettari). Per il calcolo di quest'ultimo parametro, è stata utilizzata una distanza dal margine o area *buffer* di 20 m. Infatti nelle foreste temperate, molti autori (Palik & Murphy 1990, Matlack 1993, Williams-Linera et al. 1998, Honnay et al. 2002) riportano una zona di transizione tra il margine forestale e la *core area* compresa tra 20 e 50 metri.

I livelli di frammentazione sono stati individuati attraverso l'analisi di una matrice *patch* di faggeta x indici strutturali, mediante tecniche di analisi multivariate di classificazione e ordinamento. Il metodo di classificazione applicato, di tipo gerarchico, sfrutta una matrice di similarità (distanza euclidea) fra gli oggetti (*patch*) come base di aggregazione di quest'ultimi. Per la definizione dei gruppi e la successiva costruzione del dendrogramma si è seguito il criterio della varianza minima (*Ward's method*) che si basa sul minimo aumento di varianza interna ai gruppi per ogni fusione (Ward 1963). I risultati sono stati rappresentati in un dendrogramma che sintetizza

za le distanze tra le singole macchie e tra i gruppi. Successivamente, i gruppi individuati sono stati proiettati nello spazio di ordinamento (Analisi delle Componenti Principali - *PCA analysis*) in modo da evidenziare la presenza di eventuali gradienti strutturali e di ordinare i gruppi in "livelli di frammentazione". Entrambe le analisi sono state eseguite mediante l'impiego del *software* PAST (Hummer et al. 2001).

Campionamento floristico

Il campionamento floristico si è svolto secondo uno schema di tipo *random* stratificato, utilizzando come strati di indagine i diversi livelli frammentazione precedentemente definiti. Sulla carta aggiornata dell'habitat 9210*, è stata sovrapposta, in ambiente GIS, una griglia numerata a maglia quadrata (quadrati 50 x 50). Successivamente si sono estratte delle unità campionarie, per un totale di 37 (quadrati), distribuite nei diversi livelli di frammentazione. Sono stati esclusi i quadrati di bordo, che includevano oltre alla faggeta altre tipologie di uso del suolo contigue. Al centro di ogni quadrato è stato tracciato in campo un *plot* di 10 m di lato (suddiviso a sua volta in 4 quadranti), all'interno del quale è stata rilevata la flora vascolare. Ad ogni specie censita è stato attribuito un valore di abbondanza variabile tra 1 (presente in un solo quadrante) a 4 (presente nei 4 quadranti). Il riconoscimento dei campioni è stato effettuato utilizzando le chiavi dicotomiche presenti nella "Flora d'Italia" (Pignatti 1998) mentre la nomenclatura segue quanto riportato nella "Checklist della Flora Italiana" (Conti et al. 2005).

Analisi della diversità

Le analisi effettuate per lo studio delle relazioni esistenti tra diversità tassonomica e livelli di frammentazione si sono svolte considerando l'intero elenco floristico e l'elenco delle specie caratteristiche e diagnostiche dell'habitat 9210*, come descritte rispettivamente nell'*Interpretation Manual of European Union Habitats* (European Commission 2007) e nell'*Italian Interpretation Manual of the 92/43/EEC* (Biondi et al. 2009). Tenendo conto che tutte le specie caratteristiche sono incluse nel più vasto elenco di specie diagnostiche, di seguito si fa riferimento a quest'ultime.

Per ogni livello di frammentazione sono state costruite delle curve di rarefazione (ESTIMATES v. 8.2 - Colwell 2007) relativamente ai due *set* di specie considerati. La significatività delle differenze tra i livelli di frammentazione è stata valutata considerando gli intervalli di confidenza al 95% delle curve di rarefa-

zione a dimensione campionaria standardizzata (S_{MaoTao} - Colwell 2007). Inoltre, è stato calcolato il rapporto tra la curva di rarefazione ottenuta per la ricchezza totale e la curva risultante dalle sole specie diagnostiche (Chiarucci et al. 2008, Stanisci et al. 2010). Da tale rapporto è stato possibile confrontare i due *pattern* di accumulazione.

Sono state inoltre calcolate le funzioni generalizzate di Rényi (Hill 1973, Tóthmérész 1995) sui valori di abbondanza specifica per ciascun livello di frammentazione. La funzione generalizzata di Rényi permette di descrivere in un'unica curva, chiamata "profilo di diversità", i diversi aspetti della biodiversità quali ricchezza, equipartizione e dominanza.

Dato un vettore di probabilità $p = (p_1, p_2, p_3, \dots, p_N)$, Rényi (1970) ha proposto un'estensione parametrica dell'indice di Shannon detta entropia generalizzata di ordine α (eqn. 1):

$$H_\alpha = \frac{1}{1-\alpha} \cdot \log \sum_{i=1}^N p_i^\alpha$$

dove $0 \leq \alpha \leq \infty$ e p_i denota l'abbondanza relativa dell' i -esimo elemento del vettore p ($i=1, 2, \dots, N$), tale che $0 \leq p_i \leq \infty$, e (eqn. 2):

$$\sum_{i=1}^N p_i = 1$$

Hill (1973) ha dimostrato che numerosi indici di diversità ampiamente utilizzati in ecologia sono casi particolari dell'entropia generalizzata H_α . Ad esempio, per $\alpha = 0$, $H_\alpha = \log N$, dove N è il numero di elementi costituenti il sistema; per $\alpha = 1$, H_1 è pari all'indice di Shannon (Shannon & Weaver 1949); per $\alpha = 2$, $H_2 = \log(1/D)$, dove D è l'indice di dominanza di Simpson (1949), e per $\alpha = \infty$, $H_\alpha = \log(1/d) = 1/p_{\max}$, dove d è l'indice di Berger-Parker (1970) e p_{\max} è l'abbondanza relativa dell'elemento più abbondante del sistema. Quindi mentre gli indici tradizionali forniscono una descrizione puntuale della struttura del sistema, seguendo la formulazione di Rényi, si ottiene un *continuum* di misure di diversità che pesano in maniera differenziata la presenza di elementi più o meno abbondanti in funzione del valore assunto dal parametro α (Patil & Tallie 1979, 1982). Per un sistema biologico, come ad esempio una formazione forestale, H_α è una funzione decrescente di α . In altre parole, variando il valore di α , è possibile ottenere una descrizione vettoriale della struttura floristica del bosco che può essere rappresentata attraverso il suo profilo di diversità H_α vs. α .

Per confrontare i livelli di frammentazione sono stati calcolati e rappresentati graficamente i profili di

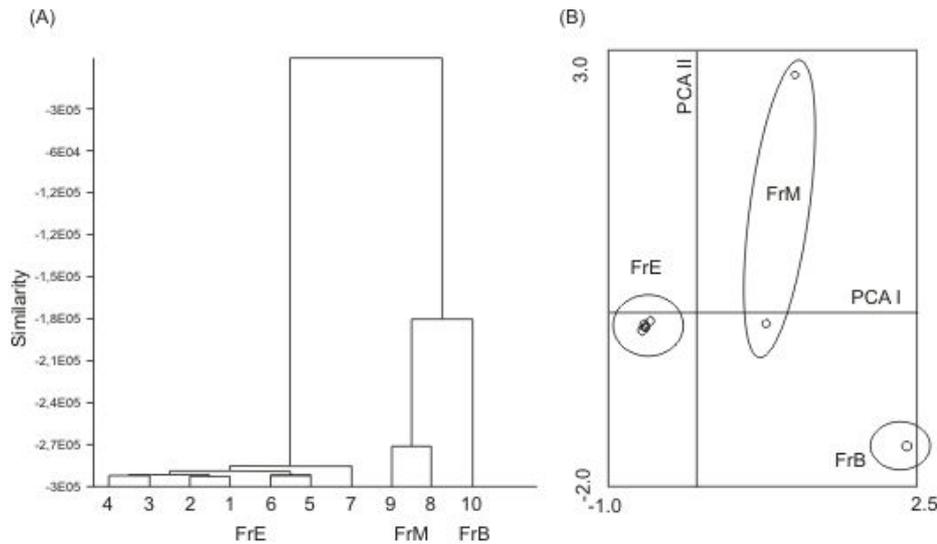


Fig. 2 - Risultato della classificazione attraverso *cluster analysis* gerarchico (A) e dell'analisi di ordinamento PCA (*Principal Components Analysis*). La percentuale di varianza spiegata dai primi due assi della PCA corrisponde al 83.54 % per il primo (PCA I) e al 11.14 % per il secondo (PCA II). (B) delle *patch* in base ai loro indici di struttura. Il taglio del dendrogramma ad un livello di dissimilarità pari a 2 permette di individuare tre livelli di frammentazione: (FrE) frammentazione elevata; (FrM) frammentazione media; (FrN) frammentazione nulla.

diversità di Rényi per valori di α che variano da 0 a 4. Quando due profili non si sovrappongono vengono considerati confrontabili. Inoltre è stata calcolata la significatività delle differenze tra i valori di diversità (Ricchezza, Shannon, Simpson e Berger-Parker), nei differenti livelli di frammentazione utilizzando la procedura di ricampionamento numerico con rimpiazzo (*bootstrapping* - Efron 1979).

Risultati

Analisi della frammentazione

L'analisi degli indici strutturali delle *patches* di faggeta attraverso classificazione e ordinamento multivariato (PCA) ha messo in evidenza la presenza di tre gruppi (Fig. 2, Tab. 1) riconducibili a tre livelli di frammentazione: elevato (FrE), medio (FrM) e nullo (FrN - Tab. 2). Il livello di frammentazione elevato è costituito da *patches* piccole, con forme regolari, distanti tra loro e con *core area* di estensione modesta; il livello di frammentazione medio, è caratterizzato da *patches* di dimensioni medie, relativamente vicine tra loro e con una *core area* di dimensioni intermedie; il livello di frammentazione nullo è rappresentato da una *patch* molto estesa, di forma irregolare, con una *core area* molto grande e che dista molto poco da un'altra *patch* di faggeta (Tab. 2). Per ogni livello di frammentazione il campionamento è stato distribuito

nel seguente modo: 15 campioni per il livello nullo, 12 campioni per il livello medio e 10 campioni per il livello elevato.

Frammentazione e diversità floristica

Il campionamento floristico ha permesso di rilevare 158 *taxa* che rappresentano circa l'80% della flora vascolare descritta per le faggete dell'Italia centro-meridionale (Bianchini 1987, Abbate et al. 2003). Le specie diagnostiche rinvenute sono 33 (Tab. 3) e rappresentano il 21% della flora vascolare totale. Tra le specie diagnostiche 19 sono presenti in tutti i livelli di frammentazione e alcune di loro con valori di frequenza elevati: *Fagus sylvatica*, *Viola reichenbachiana*, *Cardamine bulbifera*, *Sanicula europaea*, *Rubus hirtus*,

Tab. 1 - Valori di correlazione tra i parametri strutturali ed i primi due assi di PCA (PCA I e PCA II). PA: *Patch Area* (Ha); P: *Perimetro* (m); SI: *Shape Index*; CA: *Core Area* (m); ENN: *Euclidean Nearest Neighbor* (m).

Parametro	PCA I	PCA II
PA	0.956	0.252
P	0.99	0.094
SI	0.898	-0.133
CA	0.946	0.268
ENN	-0.755	0.62

Tab. 2 - Valori medi degli indici strutturali calcolati per le *patches* di faggeta indagate. PA: Patch Area (ha); P: Perimetro (m); SI: Shape Index; ENN: Euclidean Nearest Neighbor (m); CA: Core Area (m); ES: errore standard.

Classe	N <i>patches</i>	PA		P		SI		ENN		CA	
		Media	ES	Media	ES	Media	ES	Media	ES	Media	ES
Elevato	7	23	10.27	3260	1142	1.83	0.19	18.29	8.79	259.41	53.27
Medio	2	1364	358.12	149290	15550	10.52	2.46	1160.73	379.12	23.46	16.11
Nulla	1	4249	-	284740	-	10.92	-	3865.6	-	7.46	-

Galium odoratum, *Aremonia agrimonoides*, *Mycelis muralis*, mentre altre, quali *Cardamine kitaibelii*, *Paris quadrifolia* e *Potentilla micrantha* sono esclusive del livello di frammentazione nullo, mentre non esiste alcuna specie focale esclusiva del livello di frammentazione elevato (Tab. 3). E' da notare che *Taxus baccata*, la cui distribuzione nelle faggete meridionali risulta essere molto ridotta e discontinua (Spada 2006), è assente nelle faggete molto frammentate. *Ilex aquifolium*, che caratterizza oltre alle faggete molte altre foreste come i boschi montani di leccio e di latifoglie decidue (Cutini & Di Pietro 2006), risulta presente in tutte le categorie di frammentazione con una tendenza ad incrementare nelle faggete frammentate.

L'analisi delle curve di accumulazione ha messo in evidenza dei *pattern* di diversità distinti nei tre livelli di frammentazione (alto, medio e nullo - Fig. 3). Il confronto delle curve di rarefazione per l'intero pool di specie (Fig. 3A) mostra valori di diversità maggio-

ri nelle faggete a frammentazione elevata e media rispetto alle faggete poco frammentate. Le curve di rarefazione calcolate sulle specie diagnostiche (Fig. 3B) invece, presentano un *pattern* di accumulazione opposto a quello delle specie totali. Infatti, le curve dei livelli di frammentazione medio e nullo sono al di sopra (più ricche in specie diagnostiche) della curva del livello di frammentazione elevato. Di conseguenza, il rapporto tra le curve di rarefazione delle specie diagnostiche e delle specie totali (Fig. 4) ha messo in evidenza un contributo delle specie diagnostiche, sull'intero *pool* di specie, più cospicuo nel livello di frammentazione nullo ed invece minore nei livelli di frammentazione elevato. In particolare osservando la pendenza della curva del livello di frammentazione elevato (FrE foc/tot) emerge che le specie diagnostiche mostrano sostanzialmente lo stesso tasso di accumulazione delle specie totali, quindi il loro contributo alla diversità specifica è costante. Al contrario, l'e-

Tab. 3 - Distribuzione delle specie diagnostiche nei tre livelli di frammentazione (FrN: frammentazione nulla; FrM: frammentazione media; FrE: Frammentazione elevata). I valori sono espressi come percentuale dei quadranti campionati. Tra parentesi viene riportato il numero di quadranti per classe di frammentazione. (*): specie comuni nei tre livelli di frammentazione; (**): specie esclusive del livello di frammentazione nullo.

Specie	FrN (60)	FrM (48)	FrE (40)	Specie	FrN (60)	FrM (48)	FrE (40)
<i>Abies alba</i>	13.30	0.00	5.00	* <i>Galium odoratum</i>	55.00	54.17	12.50
<i>Acer platanoides</i>	0.00	2.10	0.00	<i>Ilex aquifolium</i>	1.67	14.58	17.50
<i>Acer pseudoplatanus</i>	3.30	2.10	7.50	<i>Lathyrus venetus</i>	0.00	10.42	0.00
<i>Actaea spicata</i>	5.00	4.20	0.00	<i>Lathyrus vernus</i>	16.67	16.67	7.50
<i>Anemone apennina</i>	20.00	22.90	20.00	<i>Melica uniflora</i>	11.67	14.58	32.50
<i>Anemone nemorosa</i>	5.00	0.00	17.00	* <i>Mycelis muralis</i>	40.00	41.67	27.50
* <i>Aremonia agrimonoides</i>	46.70	52.10	27.50	<i>Oxalis acetosella</i>	23.33	8.33	0.00
* <i>Cardamine bulbifera</i>	70.00	39.60	67.50	** <i>Paris quadrifolia</i>	3.33	0.00	0.00
<i>Cardamine chelidonia</i>	1.70	2.10	2.50	<i>Polygonatum multiflorum</i>	10.00	14.58	15.00
** <i>Cardamine kitaibelii</i>	30.00	0.00	0.00	<i>Polystichum aculeatum</i>	6.67	8.33	0.00
<i>Cephalanthera damasonium</i>	18.30	47.92	20.00	** <i>Potentilla micrantha</i>	1.67	0.00	0.00
<i>Corydalis cava</i>	6.70	0.00	5.00	<i>Ranunculus lanuginosus</i>	40.00	10.42	20.00
<i>Doronicum orientale</i>	6.70	10.42	0.00	* <i>Rubus hirtus</i>	56.67	68.75	75.00
<i>Dryopteris filix-mas</i>	6.70	10.42	12.50	* <i>Sanicula europaea</i>	58.33	33.33	20.00
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	23.30	10.42	17.50	<i>Taxus baccata</i>	5.00	2.08	0.00
* <i>Fagus sylvatica</i>	91.70	95.83	87.50	* <i>Viola reichenbachiana</i>	86.67	70.83	55.00
<i>Galanthus nivalis</i>	0.00	2.08	5.00	-	-	-	-

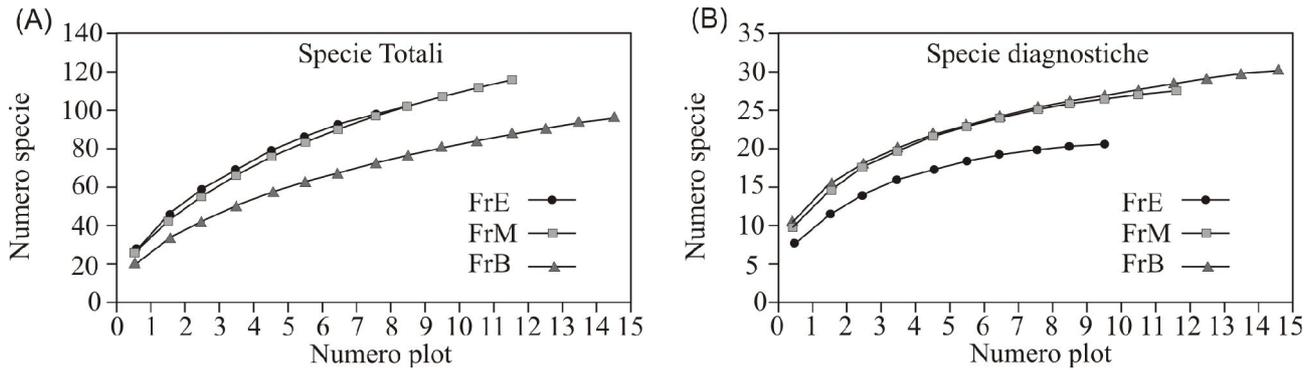


Fig. 3 - Curve di rarefazione generate tramite il software ESTIMATES 9.2 costruita sulle specie totali (A) e sulle specie diagnostiche (B). (FrE): livello di frammentazione elevato; (FrM): livello di frammentazione medio; (FrN): livello di frammentazione nullo.

levata pendenza della curva relativa al livello di frammentazione nullo (FrN foc/tot) denota che le specie diagnostiche all'interno dei plot sono molto comuni e che sono sufficienti pochi rilievi per intercettarne la maggior parte.

Esaminando i profili di diversità floristica di Rényi (Fig. 5) risulta che le curve sono confrontabili, non essendoci sovrapposizioni tra le stesse. I profili di Rényi in contesti più frammentati confermano la co-presenza di elevati valori di diversità totale e di bassi valori di diversità di specie diagnostiche. Al contrario, le medesime curve relative alle faggete a frammentazione bassa, evidenziano una maggiore diversità di specie diagnostiche e una minore diversità di specie totali. Per quanto riguarda le specie totali (Fig.

5A), si osservano differenze significative ($p < 0.05$) tra i profili relativi ai livelli di frammentazione elevato e nullo per $\alpha=0$ (ricchezza), per $\alpha=1$ (indice di Simpson) e $\alpha=2$ (indice di Shannon), mentre non si riscontrano differenze significative ($p > 0.05$) per $\alpha=4$ (indice di Berger-Parker). Tra i livelli di frammentazione elevato e medio sono emerse differenze significative ($p < 0.05$) per gli indici di Simpson e di Shannon, mentre differenze non significative ($p > 0.05$) sono state registrate per la ricchezza e per l'indice di Berger-Parker. Stessi valori di significatività sono stati riscontrati tra frammentazione media e frammentazione bassa. Confrontando le sole specie diagnostiche (Fig. 5B) tra frammentazione elevata e bassa, sono emerse differenze significative per tutti gli indici di diversità

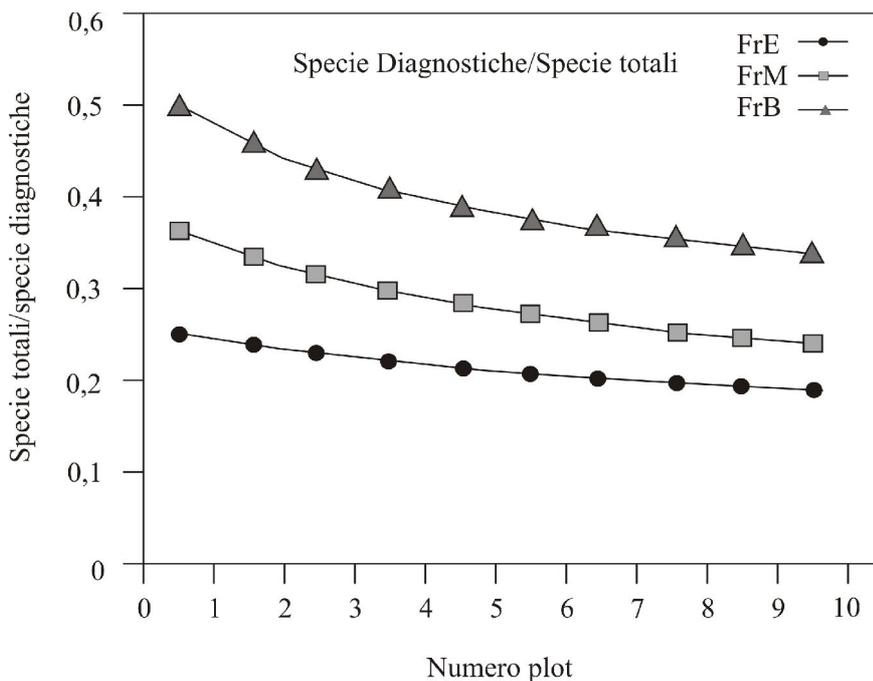


Fig. 4 - Rapporto tra le curve di rarefazione costruite per le specie diagnostiche e per le specie totali, nei tre livelli di frammentazione. (FrE): livello di frammentazione elevato; (FrM): livello di frammentazione medio; (FrN): livello di frammentazione nullo.

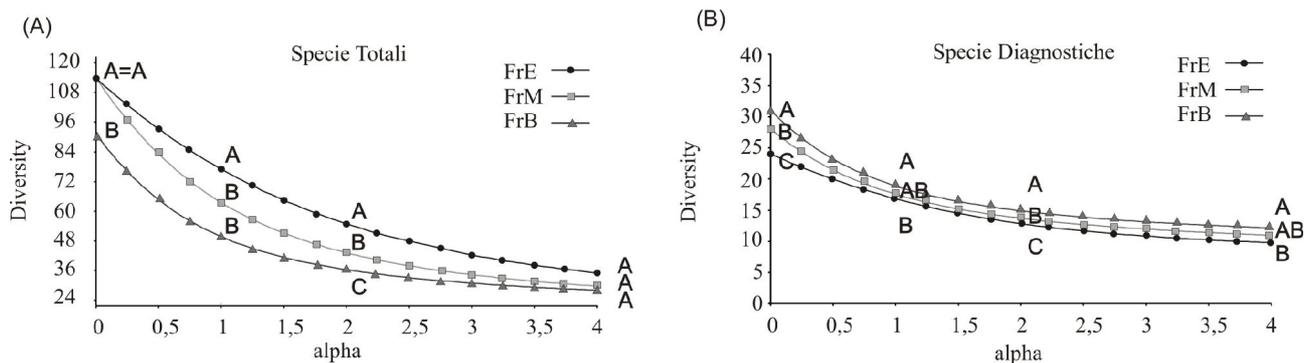


Fig. 5 - Profili di diversità di Rényi costruiti per le specie totali (A) e per le specie diagnostiche (B), nei tre livelli di frammentazione: FrE = livello di frammentazione elevata; FrM = livello di frammentazione media; FrN = livello di frammentazione nullo. Indici di diversità: α (alpha) = 0: ricchezza; α = 1: Indice di Simpson; α = 2: Indice di Shannon; α = 4: Indice di Berger-Parker. Le lettere A, B, C all'interno dei diagrammi indicano differenze significative (*boot*: $p < 0.05$).

considerati ($p < 0.05$). Le differenze negli indici di diversità relative alle specie diagnostiche tra livelli di frammentazione elevato e medio e tra medio e nullo risultano solo parzialmente significative. Tra il livello elevato e medio le differenze sono significative per la ricchezza e per l'indice di Simpson mentre tra medio e nullo lo sono per Shannon e Simpson.

Discussione e conclusioni

L'analisi della diversità floristica totale e delle specie diagnostiche dell'habitat nei diversi livelli di frammentazione ha messo in evidenza consistenti differenze ecologico-funzionali associate a questo gradiente di disturbo.

La distribuzione delle specie diagnostiche nei campioni relativi ai diversi livelli di frammentazione non è omogenea. Tra queste esiste un gruppo di specie sempre presenti, tipiche di faggeta come *Fagus sylvatica*, *Viola reichenbachiana*, *Cardamine bulbifera*, *Sanicula europaea*, *Rubus hirtus*, *Galium odoratum*, *Auremonia agrimonoides*, *Mycelis muralis* (Pignatti 1998). La fedeltà di questo gruppo di specie permette di confermare l'identità dell'habitat "Faggeti degli Appennini con *Taxus* e *Ilex*" (*sensu* Direttiva 92/43/EEC). Esiste inoltre un insieme di specie diagnostiche presenti esclusivamente nei boschi a bassa frammentazione tra cui *Cardamine kitaibelii*, *Paris quadrifolia* e *Potentilla micrantha*. Questi risultati sono in linea con quanto riportato da Honnay & Hermy (2000) che definiscono *Paris quadrifolia* come una specie indicatrice dei boschi temperati maturi (*true forest species*) e con Pignatti (1998) che descrive questa specie insieme a *Cardamine kitaibelii* come caratteristica delle faggete centromeridionali ben strutturate e mature. Alla luce di tali considerazioni e dei risultati ottenuti possia-

mo proporre queste due specie come indicatrici di faggete integre e con un livello di frammentazione nullo.

L'analisi delle curve di rarefazione e dei profili di Rényi relative alle specie diagnostiche ha messo in evidenza una significativa riduzione dei valori di diversità all'aumentare della frammentazione. Queste tendenze, che risultano opposte a quelle riscontrate nell'intero *pool* di specie, sottolineano l'importante ruolo della diversità delle specie diagnostiche come bioindicatore di disturbo dell'habitat. Le caratteristiche ecologiche di alcune specie diagnostiche, quali *Cardamine kitaibelii*, *Paris quadrifolia*, e la loro sensibilità al disturbo, ci permettono di proporle come specie "focali" (*focal species*), concetto ampiamente utilizzato ed applicato in ecologia della conservazione della fauna (Lambeck 1997, Caro 2000), ma ancora poco diffuso in ecologia vegetale e forestale (Chiarucci et al. 2008).

L'analisi della diversità floristica attraverso le curve di rarefazione (Gotelli & Colwell 2001) ha messo in evidenza una ricchezza totale superiore nelle aree maggiormente frammentate ($S_{MAO-TAO}$ per $n=1$ e per $n=10$). Questa tendenza dell'intero *pool* di specie viene confermata dall'analisi dei profili di diversità di Rényi, dove le situazioni molto frammentate presentano valori di diversità significativamente maggiori rispetto a quelle non frammentate. Questi risultati confermano, come riportato da Kerr et al. (2001) e Fairbanks & McGwire (2004), che la frammentazione, porta ad un aumento della ricchezza specifica. L'incremento della diversità tassonomica all'interno del bosco frammentato potrebbe essere in parte interpretato alla luce della teoria del disturbo intermedio (Connell 1978), la quale postula l'esistenza di valori

di diversità floristica massimi negli ambienti moderatamente perturbati. E' tuttavia da sottolineare che i risultati ottenuti non concordano con alcuni lavori precedenti che descrivono una diminuzione della diversità floristica in foreste molto frammentate (Kolb & Diekman 2005, Piessen et al. 2005, Rosati et al. 2010). Le discordanze riscontrate sono da ricondurre principalmente alla differente modalità adoperata in questi lavori per definire i livelli di frammentazione. I lavori sopracitati descrivono la frammentazione solo in base all'estensione delle macchie (*patches*) ed alla distanza tra di loro. Secondo questo schema le macchie grandi ospitano una maggiore biodiversità dovuta alla loro elevata eterogeneità di condizioni pedologiche e geomorfologiche, la maggiore diversificazione della struttura arborea e la maggiore disponibilità di microambienti (Honnay et al. 2005). Inoltre, nelle *patches* lontane ed isolate si verifica una probabilità di estinzione locale maggiore. A differenza dei lavori appena descritti, i livelli di frammentazione da noi definiti tengono conto anche dei parametri di estensione dei contatti, forma e *core area*. In questo modo abbiamo aggiunto ai due aspetti importanti della frammentazione come l'estensione e l'isolamento un terzo elemento altrettanto importante come l'effetto margine. L'introduzione di nuovi bordi nelle faggete, ha dato luogo a valori di biodiversità complessiva elevati dovuti in parte all'ingresso di specie che colonizzano nuovi microambienti e in parte a condizioni microclimatiche particolari (Forman 1995, Lovejoy et al. 1986, Kapos 1989, Laurance et al. 1998, Farina 2001).

Ringraziamenti

Si ringraziano i due revisori anonimi della rivista che con i loro preziosi suggerimenti hanno contribuito a migliorare la prima versione del manoscritto. Un ringraziamento speciale al Dott. Celestino Rigoletti ed alla Dott.ssa Carmen Giancola per il loro prezioso contributo nel lavoro di campo e nella identificazione dei campioni di flora.

Bibliografia

AA.VV. (2008a). Sito d'interesse comunitario "La Gallinola-Monte Miletto Monti del Matese" (IT7222287). Convenzione stipulata tra la Regione Molise e la Società Botanica Italiana per la realizzazione del "Progetto di ricerca per la cartografia CORINE Land Cover e la distribuzione dei siti Natura 2000 del Molise degli habitat e delle specie vegetali ed animali di interesse comunitario". [online] URL: <http://www.regione.molise.it/web/grm/ambiente.nsf/0/4A4D333C181C6E63C125757C003EFE54?OpenDocument>.

AA.VV. (2008b). Sito d'interesse comunitario "Pantano della Zittola-Feudo Valcocchiara" (IT7212126). Convenzione stipulata tra la Regione Molise e la Società Botanica Italiana per la realizzazione del "Progetto di ricerca per la cartografia CORINE Land Cover e la distribuzione dei siti Natura 2000 del Molise degli habitat e delle specie vegetali ed animali di interesse comunitario". [online] URL: <http://www.regione.molise.it/web/grm/ambiente.nsf/0/4A4D333C181C6E63C125757C003EFE54?OpenDocument>.

AA.VV. (2008c). Sito d'interesse comunitario "Monte Mauro-Selva di Montefalcone" (IT7222211). Convenzione stipulata tra la Regione Molise e la Società Botanica Italiana per la realizzazione del "Progetto di ricerca per la cartografia CORINE Land Cover e la distribuzione dei siti Natura 2000 del Molise degli habitat e delle specie vegetali ed animali di interesse comunitario". [online] URL: <http://www.regione.molise.it/web/grm/ambiente.nsf/0/4A4D333C181C6E63C125757C003EFE54?OpenDocument>.

AA.VV. (2009). Carta forestale su basi tipologiche Regione Molise in scala 1:10000. [online] URL: <http://www.regione.molise.it>

Abbate G, Pirone G, Ciaschetti G, Bonacquisti S, Giovi E, Luzzi D, Scassellati E (2003). Considerazioni preliminari sui boschi di *Fagus sylvatica* e *Taxus baccata* dell'Italia peninsulare e siciliana. *Fitosociologia* 40 (1): 97-108.

Battisti C (2004). Frammentazione ambientale, connettività reti, ecologiche. Un contributo teorico e metodologico con particolare riferimento alla fauna selvatica. Assessorato alle Politiche agricole, ambientali e Protezione civile, Provincia di Roma, Roma, pp. 248.

Berger WH, Parker FL (1970). Diversity of planktonic foraminifera in deep-sea sediments. *Science* 168: 1345-134. - doi: [10.1126/science.168.3937.1345](https://doi.org/10.1126/science.168.3937.1345)

Bergmeier E, Dimopoulos P (2001). *Fagus sylvatica* forest vegetation in Greece: syntaxonomy and gradient analysis. *Journal of Vegetation Science* 12: 109-126. - doi: [10.1111/j.1654-1103.2001.tb02622.x](https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2001.tb02622.x)

Bernetti G (1995). *Selvicoltura Speciale*. UTET, Torino, pp. 416.

Bianchini F (1987). Contributo alla conoscenza della flora del Matese (Appennino Molisano-Campano) Centrale. Metodi di rilevamento, risultati e analisi di una caratterizzazione fitogeografica. *Annali Museo Rovereto, Supplemento* 14: 113-145.

Biondi E, Blasi C, Burrascano S, Casavecchia S, Copiz R, Del Vico E, Galdenzi D, Gigante D, Lasen C, Spampinato G, Venanzoni R, Zivkovic L (2009). Italian interpretation manual of the 92/43/EEC directive habitats. Ministero dell' Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma. [online] URL: <http://vnr.unipg.it/habitat>

Brothers TX, Spingarn A (1992). Forest fragmentation and alien plant invasion of central Indiana old-growth forests.

- Conservation Biology 6: 91-100. - doi: [10.1046/j.1523-1739.1992.610091.x](https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1992.610091.x)
- Caro T (2000). Focal species. Conservation Biology 14 (6): 1569-1570. - doi: [10.1046/j.1523-1739.2000.01462-3.x](https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.01462-3.x)
- Chiarucci A, Bacaro G, Rocchini D (2008). Quantifying plant species diversity in a Natura 2000 network: old ideas and new proposals. Biological Conservation 141: 2608-2615. - doi: [10.1016/j.biocon.2008.07.024](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.024)
- Colwell RK (2007). ESTIMATE5: statistical estimation of species richness and shared species from samples (v. 8.2). User Guide and Application. [online] URL: <http://purl.org/estimates>.
- Congalton R, Green K (1999). Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices. Lewis Publisher, Boca Raton, FL, USA. - doi: [10.1201/9781420048568](https://doi.org/10.1201/9781420048568)
- Connell JH (1978). Diversity in tropical rain forest and coral reefs. Science 199: 1302-1310. - doi: [10.1126/science.199.4335.1302](https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302)
- Conti F, Abbate G, Alessandrini A, Blasi C (2005). An annotated checklist of Italian vascular flora. Palombi Editore, Roma, pp. 428.
- Cutini M, Di Pietro R (2006). Agrifoglio (*Ilex aquifolium*). In: "Le faggete appenniniche. Avanguardie e relitti di foresta continentale" (Minelli A ed). Collana Quaderni habitat, Museo Friulano di Storia Naturale, Udine, pp. 160. [online] URL: http://www.minambiente.it/home_it/showitem.html?lang=&item=/documenti/biblioteca/biblioteca_0027_a.html
- Dobson A, Ralls K, Foster M, Soulé ME, Simberloff D, Doak D, Estes JA, Mills LS, Mattson D, Dirzo R, Arita H, Ryan S, Norse EA, Noss RF, Johns D (1999). Corridors: re-connecting fragmented landscapes. In: "Continental Conservation. The Wildland Project" (Soulé ME, Terborgh J eds). Island Press, Washington, DC, USA, pp. 129-170.
- EEC (1992). Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Official Journal L 206, 22/07/1992, 7-50 and its amending acts.
- Efron B (1979). Bootstrap methods: another look at the jackknife. The Annals of Statistics 7 (1): 1-26. - doi: [10.1214/aos/1176344552](https://doi.org/10.1214/aos/1176344552)
- Endels P, Adriaens D, Bekker, RM, Knevel IC, Decocq G, Hermy M (2007). Groupings of life-history traits are associated with distribution of forest plant species in a fragmented landscape. Journal of Vegetation Science 18: 499-508. - doi: [10.1111/j.1654-1103.2007.tb02564.x](https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2007.tb02564.x)
- ESRI (2000). ArcViewGis 3.2. ESRI Ltd., Redlands, California, USA.
- EUFORGEN (2009). Distribution map of beech (*Fagus sylvatica*). Web Site. [online] URL: <http://www.euforgen.org>
- European Commission (2007). Interpretation manual of European Union habitats. Eur 27, DG Environment, European Commission, Strasbourg, France, pp. 142. [online] URL: http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/2007_07_im.pdf
- Fahrig L (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 34: 487-515. - doi: [10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419](https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419)
- Fairbanks DHK, McGwire KC (2004). Patterns of floristic richness in vegetation communities of California: regional scale analysis with multi-temporal NDVI. Global Ecology and Biogeography 13: 221-235. - doi: [10.1111/j.1466-822X.2004.00092.x](https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2004.00092.x)
- Farina A (2001). Ecologia del paesaggio, principi, metodi e applicazioni. UTET, Torino, pp. 673.
- Feoli E, Lagonegro M (1982). Syntaxonomical analysis of beech woods in the Apennines (Italy) using the program package IAHOPE. Plant Ecology 50 (3): 129-190. - doi: [10.1007/BF00364109](https://doi.org/10.1007/BF00364109)
- Forman RT, Gordon M (1986). Landscape ecology. Wiley & Sons, New York, USA, pp. 640.
- Forman RT (1995). Land mosaics: the ecology of landscape and regions. Cambridge University Press, New York, USA, pp. 610.
- Gentile S (1969). Sui faggeti dell'Italia Meridionale. Atti dell'Istituto Botanico dell'Università di Pavia 65: 207-306.
- Gonzalez A, Lawton JH, Gilbert FS, Blackburn TM, Evans-Freke I (1998). Metapopulation dynamics, abundance and distribution in a microecosystem. Science 281: 2045-2047. - doi: [10.1126/science.281.5385.2045](https://doi.org/10.1126/science.281.5385.2045)
- Gotelli NJ, Colwell RK (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecology Letters 4: 379-391. - doi: [10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x](https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x)
- Gustafson EJ (1998). Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art. Ecosystems 1: 143-156. - doi: [10.1007/s100219900011](https://doi.org/10.1007/s100219900011)
- Harrison S, Bruna E (1999). Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? Ecology 22: 225-232. - doi: [10.1111/eco.1999.22.issue-3](https://doi.org/10.1111/eco.1999.22.issue-3)
- Harrison S (1991). Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. Biological Journal of the Linnean Society 42: 73-88. - doi: [10.1111/bij.1991.42.issue-1-2](https://doi.org/10.1111/bij.1991.42.issue-1-2)
- Henle K, Davies KF, Kleyer M, Margules C, Settele J (2004). Predictors of species sensitivity to fragmentation. Biodiversity and Conservation 13: 207-251. - doi: [10.1023/B:BIOC.0000004319.91643.9e](https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000004319.91643.9e)
- Hill MO (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. Ecology 54: 427-431. - doi: [10.2307/1934352](https://doi.org/10.2307/1934352)
- Honnay O, Hermy M (2000). Nested subset analysis as a tool for characterizing plant community composition in

- Flemish woodlands. In: Proceedings of the "IAVS Symposium", Nagano (Japan) July 2000. Opulus Press, Uppsala, Sweden, pp. 357-360.
- Honnay O, Verheyen K, Hermy M (2002). Permeability of ancient forest edges for weedy plant species invasion. *Forest Ecology and Management* 161: 109-122. - doi: [10.1016/S0378-1127\(01\)00490-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00490-X)
- Honnay O, Jacquemyn H, Bossuyt BE, Hermy M (2005). Forest fragmentation effects on patch occupancy and population viability of herbaceous plant species. *New Phytologist* 166 (3): 723-736. - doi: [10.1111/j.1469-8137.2005.01352.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01352.x)
- Hummer O, Harper DAT, Ryan PD (2001). PAST Paleontological Statistics. Reference manual. [online] URL: <http://folk.uio.no/ohammer/past>
- Kapos V (1989). Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5: 173-185. - doi: [10.1017/S0266467400003448](https://doi.org/10.1017/S0266467400003448)
- Kerr JT, Southwood TRE, Cihlar J (2001). Remotely sensed habitat diversity predicts butterfly species richness and community similarity in Canada. *Proceedings of the National Academy of Science USA* 98: 11365-11370. - doi: [10.1073/pnas.201398398](https://doi.org/10.1073/pnas.201398398)
- Kolb A, Diekman M (2005). Effects of life-history traits on responses of plant species to forest fragmentation. *Conservation Biology* 19 (3): 929-938. - doi: [10.1111/j.1523-1739.2005.00065.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00065.x)
- Lambeck RJ (1997). Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* 11: 849-856. - doi: [10.1046/j.1523-1739.1997.96319.x](https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96319.x)
- Laurance WF, Ferreira LV, Rankin-de-Merona JM, Laurance SG (1998). Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79: 2032-2040. - doi: [10.1890/0012-9658\(1998\)079\[2032:RFFATD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1998)079[2032:RFFATD]2.0.CO;2)
- Laurance WF, Yensen E (1991). Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitat. *Biological Conservation* 55: 77-92. - doi: [10.1016/0006-3207\(91\)90006-U](https://doi.org/10.1016/0006-3207(91)90006-U)
- Liernet J (2004). Habitat fragmentation effects on fitness of plant populations: a review. *Journal of Nature Conservation* 12: 53-72. - doi: [10.1016/j.jnc.2003.07.002](https://doi.org/10.1016/j.jnc.2003.07.002)
- Lovejoy TE, Bierregaard RO Jr, Rylands AB, Malcolm JR, Quintela CE, Harper LH, Brown KS Jr, Powell AH, Powell GVN, Schubart HOR, Hays M (1986). Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: "Conservation biology: the science of scarcity and diversity" (Soulé ME ed). Sinauer Associates Inc, Sunderland, MA, USA, pp. 257-285.
- Matlack RM (1993). Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation* 66: 185-194. - doi: [10.1016/0006-3207\(93\)90004-K](https://doi.org/10.1016/0006-3207(93)90004-K)
- McGarigal K, Marks BJ (1994). FRAGSTATS. Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure (v. 2.0). General Technical Report PNW-GTR-351, USDA Forest service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR, USA.
- McGarigal K (2002). FRAGSTATS. Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure (v. 3.3). Fragstats user guidelines, University of Massachusetts, Amherst, MS, USA.
- O'Neill RV, Krummel JR, Gardner RH, Sugihara G, Jackson, DeAngelis DL, Milne BT, Turner MG, Zygmunt B, Christensen SW, Dale VH, Graham RL (1988). Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology* 1: 153-162. - doi: [10.1007/BF00162741](https://doi.org/10.1007/BF00162741)
- Palik BJ, Murphy PG (1990). Disturbance versus edge effects in sugar maple/beech forest fragments. *Forest Ecology and Management* 32: 187-202. - doi: [10.1016/0378-1127\(90\)90170-G](https://doi.org/10.1016/0378-1127(90)90170-G)
- Patil GP, Tallie C (1979). An overview of diversity. In: "Ecological diversity in theory and practice" (Grassle JF, Patil GP, Smith W, Tallie C eds). International Cooperative Publishing House, Fairland, MD, USA, pp. 3-27.
- Patil GP, Tallie C (1982). Diversity as a concept and its measurement. *Journal of the American Statistical Association* 77: 548-567. - doi: [10.2307/2287709](https://doi.org/10.2307/2287709)
- Piessen K, Honnay O, Hermy M (2005). The role of fragment area and isolation in the conservation of heathland species. *Biological Conservation* 122: 61-69. - doi: [10.1016/j.biocon.2004.05.023](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.05.023)
- Pignatti S (1998). I boschi d'Italia. UTET, Torino, pp. 680.
- Reed RA, Johnson-Barnard J, Baker WL (1996). Fragmentation of a forested Rocky mountain landscape, 1953-1993. *Biological Conservation* 75: 267-277. - doi: [10.1016/0006-3207\(95\)00069-0](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00069-0)
- Riitters KH, O'Neil RV, Hunsaker CT, Wickham JD, Yankee DH, Timmins SP, Jones KB, Jackson BL (1995). A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology* 10: 23-40. - doi: [10.1007/BF00158551](https://doi.org/10.1007/BF00158551)
- Riitters KH, Wickham JD, O'Neill RV, Jones KB, Smith ER, Coulston JW, Wade TG, Smith JH (2002). Fragmentation of continental United States forests. *Ecosystems* 5: 815-822. - doi: [10.1007/s10021-002-0209-2](https://doi.org/10.1007/s10021-002-0209-2)
- Rocchini D, Perry G LW, Salerno M, Maccherini S, Chiarucci A (2006). Landscape change and the dynamics of open formations in a natural reserve. *Landscape and Urban Planning* 77: 167-177. - doi: [10.1016/j.landurbplan.2005.02.008](https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.02.008)
- Rosati L, Fipaldini M, Marignani M, Blasi C (2010). Effects of fragmentation on vascular plant diversity in a Mediterranean forest archipelago. *Plant Biosystems* 144 (1): 38-46. - doi: [10.1080/11263500903429213](https://doi.org/10.1080/11263500903429213)
- Rényi A (1970). Probability theory. North Holland Publishing Company, Amsterdam, The Netherlands.

- Scalfi M, Leonardi S, Piovani P, Piotti A, Menozzi P (2005). Effetti della frammentazione sulla struttura genetica del faggio. *L'Italia Forestale e Montana* 60 (4): 352-365.
- Schonewald-Cox C, Buechner M (1992). Park protection and public roads. In "Conservation biology: the theory and practice of nature conservation, preservation and management" (Fiedler PL, Jain SK eds). Chapman and Hall, New York, USA and London, UK, pp. 373-395.
- Shafer CL (1990). Nature reserves: island theory and conservation practice. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, USA, pp. 208.
- Shannon CE, Weaver W (1949). The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana, IL, USA, pp. 144.
- Simberloff DS, Abele LG (1976). Island biogeography theory and conservation practice. *Science* 191: 285-286. - doi: [10.1126/science.191.4224.285](https://doi.org/10.1126/science.191.4224.285)
- Simpson EH (1949). Measurement of diversity. *Nature* 163: 688. - doi: [10.1038/163688a0](https://doi.org/10.1038/163688a0)
- Spada F (2006). Tasso (*Taxus baccata*). In: "Le faggete appenniniche. Avanguardie e relitti di foresta continentale" (Minelli A ed). Collana Quaderni habitat, Museo Friulano di Storia Naturale, Udine, pp. 160. [online] URL: http://www.minambiente.it/home_it/showitem.html?lang=&item=/documenti/biblioteca/biblioteca_0027_a.-html
- Stanisci A, Carranza ML, Chiarucci A, Pelino G (2010). Assessing the diversity pattern of endangered cryophilic plant species in high elevation habitat. *Plant Ecology* 212: 595-600. - doi: [10.1007/s11258-010-9849-z](https://doi.org/10.1007/s11258-010-9849-z)
- Steinhardt U, Herzog F, Lausch A, Muller E, Lehmann S (1999). Hemeroby index for landscape monitoring and evaluation. In: "Environmental indices-systems analysis approach" (Pykh YA, Hyatt DE, Lenz RJ eds). EOLSS Publications, Oxford, UK, pp. 237-254.
- Terborgh J, Lopez L, Tello J, Yu D, Bruni AR (1997). Transitory states in relaxing ecosystems of land bridge islands. In: "Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities" (Laurance WF, Bierregaard RO eds). University of Chicago Press, Chicago, USA, pp. 256-274.
- Tilman D, May RM, Lehman CL, Nowak MA (1994). Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65-66. - doi: [10.1038/371065a0](https://doi.org/10.1038/371065a0)
- Turner IM, Chua KS, Ong JSY, Soong BC, Tan HTW (1996). A century of plant species loss from an isolated fragment of lowland tropical rain forest. *Conservation Biology* 10: 1229-1244. - doi: [10.1046/j.1523-1739.1996.10041229.x](https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10041229.x)
- Tóthmérész B (1995). Comparisons of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetation Science* 6: 283-290. - doi: [10.2307/3236223](https://doi.org/10.2307/3236223)
- Ward JH (1963). Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American Statistical Association* 58: 236-244. - doi: [10.2307/2282967](https://doi.org/10.2307/2282967)
- Wilcove DS, McLellan CH, Dobson AP (1986). Habitat fragmentation in the temperate zone. In: "Conservation biology. The science of scarcity and diversity" (Soulé ME ed). Sinauer Associates Inc., Sunderland, MS, USA, pp. 237-256.
- Williams-Linera G, Dominguez-Gastelu V, Garcia-Zurita ME (1998). Microenvironment and floristics of different edges in a fragmented tropical rainforest. *Conservation Biology* 12: 1091-1102. - doi: [10.1046/j.1523-1739.1998.97262.x](https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1998.97262.x)
- Wilson EO (1992). The diversity of life. The Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, MS, USA, pp. 432.