

DIVERSITÀ DELLA FLORA VASCOLARE E FRAMMENTAZIONE DELL'HABITAT IN AMBIENTE MEDITERRANEO: LE CERRETE DELLA CAMPAGNA ROMANA

MANUELA FIPALDINI, LEONARDO ROSATI, MICHELA MARIGNANI, CARLO BLASI

Parole chiave – Frammentazione ambientale, Indicator Species, PERMANOVA, querceti di cerro.

Key words – Fragmentation, Indicator Species, PERMANOVA, Turkey oak woods.

Riassunto – Questo lavoro analizza gli effetti della dimensione del frammento sulla ricchezza e sulla composizione floristica di un arcipelago di frammenti di cerrete situate nella provincia di Roma. Sono stati effettuati 96 rilievi floristici in plot di 100m² uniformemente distribuiti nei 18 frammenti forestali selezionati, simili per variabili ambientali e suddivisi in 4 classi dimensionali. È stata testata l'ipotesi che non ci sia correlazione tra la ricchezza e la composizione floristica e la dimensione dei frammenti forestali, analizzata sia a livello di frammento che di classe dimensionale tramite analisi di regressione, Indicator Species analysis e Permutational Multivariate Analysis of Variance. La correlazione tra la ricchezza di specie e l'area è risultata positiva, mostrando una differenza significativa tra la classe dimensionale "grande" e "piccola", mentre l'analisi sulla composizione floristica basata sui dati di presenza/assenza delle specie mostra una differenza significativa tra la classe "grande" e le classi "piccola" e "media". Le specie indicatrici della classe dimensionale "grande" risultano essere specie nemorali, mentre quelle della classe "piccola" risultano essere specie arbustive e di margine. I risultati di questo studio evidenziano il ruolo della dimensione del frammento sulla comunità di specie di piante vascolari in ambiente Mediterraneo e possono supportare la pianificazione e la gestione ambientale.

Abstract – Vascular plant diversity and habitat fragmentation in Mediterranean ecosystem: Turkey oak woods surrounding the metropolitan area of Rome. Few studies focus on the effect of landscape fragmentation on plant species diversity in Mediterranean ecosystems. We analyzed the effects of forest patch area on vascular plant species richness and community composition in an archipelago of Mediterranean *Quercus ceris* woods surrounding the metropolitan area of Rome (Central Italy). We randomly sampled 96 square plots (100m²) within 18 forest patches, homogeneous for environmental variables, divided into four dimensional classes. We tested the hypothesis that there is no correlation among vascular plant richness and community composition vs. forest patch dimension, analyzed at patch and class dimension level using linear regression, Indicator Species analysis and Permutational Multivariate Analysis of Variance. The correlation between species richness and patch area was positive, in particular showing a difference between the dimensional class "large" and "small", while analysis on community composition showed that "large" versus "medium" class and "large" vs. "small" dimensional classes were significantly different using presence/absence data. Indicator species of the "large" class are nemoral species, while in the "small" one we found shrub and edge species. Our results highlighted the area effect on Mediterranean vascular plant communities and may support landscape planning and management.

INTRODUZIONE

La trasformazione e la frammentazione degli habitat naturali rappresentano attualmente una delle maggiori cause di impatto antropico sul paesaggio. In particolare, la frammentazione ambientale costituisce una grave minaccia per la conservazione della diversità biologica (HENLE, 2004; KRAUSS *et al.*, 2004; KOLB & DIEKMANN, 2005; LINDENMAYER & FISCHER, 2007).

Nella letteratura scientifica internazionale numerosi studi si sono incentrati sugli effetti di questi processi sulle popolazioni animali, mentre pochi lavori hanno riguardato specie e comunità vegetali (DZWONKO & LOSTER, 1989; ZACHARIAS & BRANDES, 1990; LAWESSON

et al., 1998; HERMY *et al.*, 1999; HONNAY *et al.*, 1999a, 1999b; HOBBS & YATES, 2003; GODEFROID & KOEDAM, 2003; KOLB & DIEKMANN, 2005). Di questi ultimi la maggior parte sono stati condotti nell'Europa centrale e settentrionale, ciò ha comportato una particolare mancanza di conoscenze per gli ecosistemi mediterranei (GUIRADO *et al.*, 2006).

Scopo di questo lavoro è stato dunque quello di indagare gli effetti della frammentazione ambientale in ambito floristico-vegetazionale mediterraneo; in particolare sono stati esaminati gli effetti della dimensione dei frammenti forestali residui su ricchezza specifica e composizione della flora vascolare in un "arcipelago" di boschi a dominanza di cerro, idonei allo scopo, individuati nella campagna romana.

AREA DI STUDIO

L'area di studio si estende per circa 200 km² ed è situata a circa 20 km a nord-est della provincia di Roma (Lazio). E' compresa tra la valle del fiume Tevere, la Campagna romana e l'area dei Monti Cornicolani, con quote comprese tra i 40 m e i 416 m s.l.m. (Fig. 1).

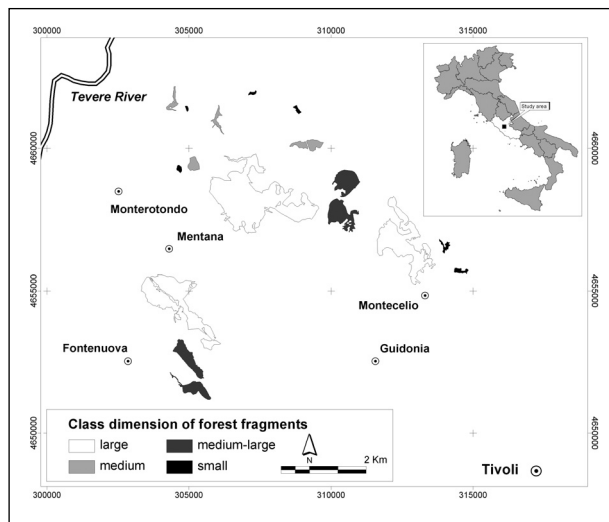


Fig. 1 - area di studio

L'area di studio appartiene alla tipologia bioclimatica Mediterranea oceanica sub-umida e si colloca al confine fitoclimatico tra la regione temperata di transizione e la regione mediterranea di transizione (BLASI, 1994; BLASI e MICHETTI, 2007). Il paesaggio dell'area di studio risulta piuttosto frammentato a seguito dell'azione antropica ed è composto da una matrice paesistica di tipo agricolo (seminativi e colture agrarie, prevalentemente oliveti) e di tipo urbano, nella quale sono immersi numerosi frammenti forestali residui.

La vegetazione forestale naturale prevalente è costituita da querceti caducifogli, con *Quercus cerris* (BLASI *et al.*, 2003) come specie fisionomicamente dominante, accompagnata da *Quercus frainetto*, *Fraxinus ornus*, *Acer campestre*, *Sorbus domestica*, *Carpinus orientalis* e *Sorbus torminalis*. Fitosociologicamente, la vegetazione forestale si può ricondurre all'associazione *Carpino orientalis-Quercetum cerridis* (BLASI, 1984).

METODI

I frammenti forestali sono stati selezionati sulla base dei seguenti criteri: dominanza di cerro (*Carpino orientalis-Quercetum cerridis*), omogeneità delle va-

riabili ambientali (clima, litologia, morfologia) al fine di ridurre l'influenza sugli esiti dello studio ed accessibilità.

Sono stati selezionati complessivamente 18 frammenti forestali di dimensioni variabili tra 1,4 ha e 424,5 ha. Al fine di ottimizzare lo sforzo di campionamento e di bilanciare il numero di plot campionati, i frammenti selezionati sono stati suddivisi in 4 classi dimensionali, individuate attraverso una classificazione per "natural breaks" (SLOCUM, 1999): "piccola" (1-6 ha); "media" (7-15 ha); "medio-grande" (16-64); "grande" (>65 ha). Per minimizzare l'effetto margine è stata inoltre eliminata un'area buffer di 10 metri intorno a ciascun frammento forestale (GUIRADO *et al.* 2006).

Successivamente in ciascun frammento selezionato è stato eseguito un campionamento casuale in plot quadrati di 10m di lato, per un totale di 96 plot uniformemente distribuiti nelle 4 classi dimensionali (24 plot per 4 classi dimensionali, balanced design).

Il campionamento eseguito tra maggio e luglio 2006, ha registrato all'interno di ogni plot i dati di presenza e copertura delle specie della flora vascolare.

E' stata testata l'ipotesi che non vi fosse correlazione tra diversità, composizione floristica e dimensione dei frammenti forestali.

A livello di frammento, è stata analizzata la correlazione tra il numero di specie e la variabile indipendente area del frammento, tramite analisi di regressione. L'area dei frammenti è stata trasformata in \log_{10} .

A livello di classe dimensionale, è stata analizzata l'influenza della dimensione del frammento sulla ricchezza di specie attraverso un'analisi della varianza (ANOVA). E' stato poi valutato l'effetto a livello di comunità utilizzando la Permutational Multivariate Analysis of variance (PERMANOVA, ANDERSON 2005). Attraverso l'Indicator Species Analysis (DUFRENE e LEGENDRE, 1997), si è cercato di determinare la significatività statistica della presenza e abbondanza di ogni specie nelle diverse classi dimensionali al fine di individuare specie indicatrici o maggiormente sensibili al processo di frammentazione ambientale. Inoltre, per valutarne il contributo ecologico, le specie rilevate sono state analizzate anche raggruppate per forme biologiche e per corotipi. Infine, per valutare il vantaggio per la conservazione della biodiversità nel selezionare più aree di piccole dimensioni o un'unica area di grandi dimensioni, è stata confrontata la correlazione tra il numero di specie e l'area dei frammenti, cumulati dai frammenti grandi a piccoli e dai frammenti piccoli a grandi (HONNAY *et al.*, 1999a).

RISULTATI

Sono state rilevate in totale 146 specie di piante vascolari, appartenenti a 51 famiglie e 111 generi; analizzando il numero medio di specie per classe dimensionale si evidenzia un aumento delle specie all'aumentare della dimensione delle classi. Tuttavia, dalla comparazione delle classi dimensionali in base al numero di specie eseguita con ANOVA, risulta una differenza statisticamente significativa solo tra la classe "grande" e la classe "piccola" (ANOVA, $F_{3,91}=4,342$; $p=0,006$). La correlazione tra il numero di specie e l'area dei frammenti forestali è risultata positiva e significativa ($r^2=0,60$; $p<0,001$). Lo stesso risultato è stato ottenuto dalla regressione lineare della diversità (Shannon index, $r^2=0,76$; $p<0,001$) e dell'equiripartizione (Shannon index, $r^2=0,68$; $p<0,001$) con il logaritmo dell'area dei frammenti (Fig. 2 e 3).

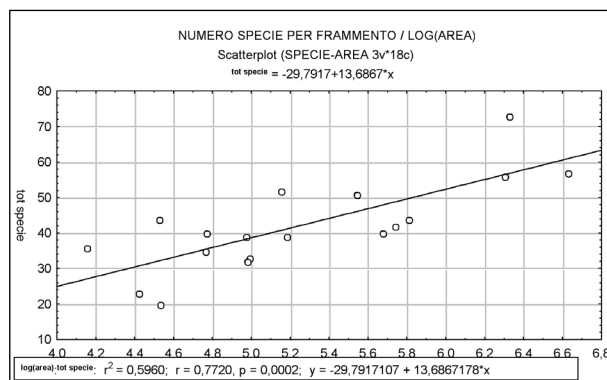


Fig. 2 - relazione tra numero di specie e area (\log_{10}) per frammento

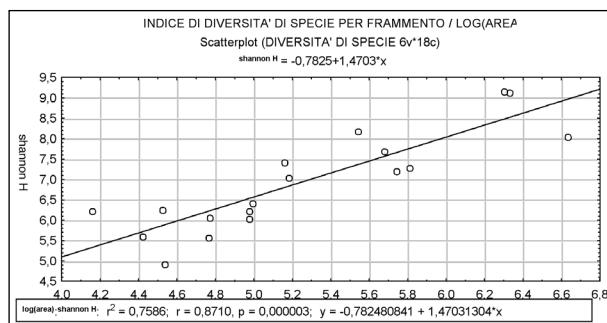


Fig. 3 - relazione tra diversità di specie (Shannon index) e area (\log_{10}) per frammento

Dalla Permutational Multivariate Analysis of variance (PERMANOVA) sulla composizione floristica, basata sui dati percentuali della copertura delle specie, risulta che le classi dimensionali sono significativamente differenti ($F_{3,91}=1,37$; $p=0,033$); ma applicando la correzione di Bonferroni per le comparazioni a coppie ($\alpha^1=0,008$) la differenza tra le classi risulta non significativa.

Al contrario, usando i dati di presenza/assenza si ottiene un risultato leggermente diverso ($F_{3,91}=1,5215$; $p=0,011$), risultando significativamente differenti le classi "grande" e "media" ($p=0,003$) e le classi "grande" e "piccola" ($p=0,005$), anche applicando la correzione di Bonferroni (CABIN e MITCHELL, 2000).

L'Indicator Species analysis evidenzia come le specie indicatrici della classe dimensionale "grande" siano specie tipicamente nemorali, come ad esempio *Lathyrus venetus* e *Viola alba*, mentre nella classi dimensionali più piccole le specie indicatrici sono specie arbustive o di margine (Tab. 1).

Nessun risultato statisticamente significativo è invece emerso dall'analisi compiuta sui dati delle specie raggruppate per forme biologiche e per corotipi.

Infine, dalla correlazione tra il numero di specie e la dimensione dei frammenti, cumulata dai frammenti grandi ai frammenti piccoli e dai frammenti piccoli ai frammenti grandi, emerge che a parità di area più frammenti di piccole dimensioni contengono più specie di un unico frammento di grandi dimensioni della stessa area totale (Fig. 4).

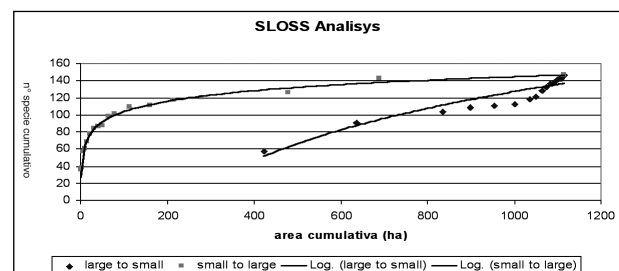


Fig. 4 - curva cumulativa specie-area per frammento

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

La correlazione tra dimensione del frammento e numero di specie, sottolineata da molti autori dell'Europa centrale e settentrionale (KOLB & DIEKMANN, 2005; PIESSEN *et al.*, 2005), viene confermata in questo lavoro svolto in ambiente Mediterraneo. Si evidenzia infatti che, mediamente, nei frammenti di grandi dimensioni è presente un maggior numero di specie. In particolare, dalla comparazione (ANOVA) tra il numero di specie e la dimensione delle 4 classi dimensionali è risultata una significativa differenza tra le classi "grande" e "piccola". In letteratura questo fenomeno viene spesso attribuito alla bassa diversità ambientale presente nei frammenti di piccole dimensioni e alla maggiore diversità geomorfologica, pedologica e di specie arboree che caratterizza i frammenti di grandi dimensioni e che offre un maggior numero di microhabitat per le

specie vegetali (HONNAY *et al.*, 2005).

D'altra parte, il disegno di campionamento adottato in questo lavoro limita l'influenza delle variabili ambientali, quindi le differenze individuate nella composizione floristica dei vari frammenti possono essere attribuite principalmente all'effetto dell'area.

E' importante sottolineare che nei frammenti residui le comunità possono essere composte sia da specie sensibili al processo di frammentazione, che da specie generaliste, provenienti dalla matrice. In questi frammenti, quindi, il numero totale di specie può mantenersi inalterato, grazie a questo "turnover", o addirittura aumentare, mascherando la reale diminuzione delle specie sensibili (SAUNDERS *et al.*, 1991).

Le analisi effettuate hanno però evidenziato oltre all'aumento del numero di specie all'aumentare dell'area del frammento indagato anche un significativo cambiamento nella composizione floristica della cenosi forestale. Mentre i frammenti della classe dimensionale "grande" risultano caratterizzati dall'abbondanza di specie quali *Lathyrus venetus* e *Viola alba*, specie tipicamente nemorali e legate alle foreste dei *Quercetalia pubescenti-petraeae* (BLASI *et al.*, 2004), i frammenti della classe dimensionale "piccola" risultano, invece, caratterizzati da specie della classe *Rhamno-Prunetea* (BLASI *et al.*, 2002), quali ad esempio il *Ligustrum vulgare*, specie maggiormente generalista, tipica di siepi e di mantelli, che attesta un impoverimento del sottobosco dovuto a maggior disturbo.

Inoltre, l'analisi compiuta sulle specie raggruppate per corotipi, anche se non statisticamente significativa, ha mostrato un leggero incremento all'aumentare della dimensione del frammento delle specie Orientali, quali *Lathyrus venetus*, *Carpinus orientalis*, *Quercus frainetto* e *Styrax officinalis*, ritenute caratterizzanti le comunità forestali dell'area di studio (*Carpino orientalis-Quercetum cerridis*).

Inoltre i frammenti più grandi includono alcune specie rare a scala regionale, quali *Carex grioletii* e *Oryzopsis virescens*, che non risultano statisticamente significative nell'analisi delle specie indicatrici, ma che testimoniano chiaramente il valore conservazionistico di questi frammenti. Allo stesso modo nei frammenti più piccoli, la presenza, occasionale di specie esotiche, quali *Robinia pseudoacacia*, *Conyza bonariensis* e *Xanthium spinosum*, conferma come i

frammenti di dimensioni minori siano maggiormente sensibili ai disturbi provenienti dall'esterno.

Alcuni studi, condotti sugli effetti della frammentazione, hanno evidenziato che frammenti di grandi dimensioni sono dunque da preferire a quelli di piccole dimensioni per la conservazione delle specie forestali (DIAMOND, 1975; TERBORGH, 1976; HONNAY *et al.*, 1999b).

Tuttavia molti altri autori ritengono che si abbia un maggior vantaggio conservando un certo numero di aree di piccole dimensioni (SIMBERLOFF e ABELLE 1976; HONNAY *et al.*, 1999a; OERTLI *et al.*, 2002; GODEFROID e KOEDAM 2003). Questo lavoro conferma che più frammenti di piccole dimensioni contengono più specie di un frammento di grandi dimensioni della stessa area totale. Tuttavia, non è certo sufficiente contare il numero di specie per determinare la maggiore o minore qualità di un frammento rispetto ad un altro, ma è necessario considerare anche quali sono le specie presenti (DIAMOND, 1975). E' possibile infatti che una maggiore ricchezza specifica in frammenti di piccole dimensioni sia dovuta ad una maggiore presenza di specie generaliste provenienti dalla matrice. Quindi, nell'ambito della pianificazione per la conservazione di un elevato numero di specie, risulta importante proteggere un arcipelago di frammenti di dimensioni diverse, come anche di diversa forma e diverso grado di isolamento, mantenendo differenti tipologie di uso del suolo tra essi (SMIRAGLIA *et al.*, 2007) e ristabilendo, se necessario, corridoi ecologici.

E' importante sottolineare la mancanza, nel contesto Mediterraneo, di un dataset riguardante le foreste vetuste e indisturbate, fondamentale come riferimento per l'analisi del grado di alterazione delle cenosi di aree frammentate (WHITE e WALKER, 1997; BURRASCA-NO *et al.*, 2009). Infatti, per il loro chiaro profilo ecologico e per la loro debole capacità di colonizzazione, le specie forestali possono essere considerate importanti indicatori di biodiversità (HERMY *et al.*, 1999).

Anche se non esaustivo, questo lavoro contribuisce ad evidenziare il ruolo dell'area sulle comunità di piante vascolari in ambiente Mediterraneo e può supportare la pianificazione ambientale, la selezione e la gestione delle aree protette e la definizione di reti ecologiche a scala locale.

Specie	Classe dimensionale	Indicator Value (I.V.)	p-value
<i>Lathyrus venetus</i> (Miller) Wohlf.	grande	63,2	0,001
<i>Viola alba</i> Besser	grande	35,1	0,022
<i>Fraxinus ornus</i> L.	grande	29,9	0,007
<i>Styrax officinalis</i> L.	grande	28,1	0,007
<i>Rumex sanguineus</i> L.	grande	25,9	0,014
<i>Euphorbia amygdaloides</i> L.	grande	23,9	0,005
<i>Anemone apennina</i> L.	grande	23,9	0,007
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Hudson) Beauv.	grande	22,7	0,029
<i>Crataegus oxyacantha</i> L.	grande	21,5	0,071
<i>Ajuga reptans</i> L.	grande	20,8	0,052
<i>Melica uniflora</i> Retz.	grande	19,7	0,252
<i>Tamus communis</i> L.	grande	18,8	0,96
<i>Poa sylvicola</i> Guss.	grande	16,7	0,018
<i>Quercus frainetto</i> Ten.	grande	16,7	0,019
<i>Luzula forsteri</i> (Sm.) Dc.	grande	16,4	0,031
<i>Arum italicum</i> Miller	grande	15,8	0,075
<i>Torilis arvensis</i> (Hudson) Link	grande	14,9	0,07
<i>Carex divulsa</i> Stokes	grande	12,5	0,052
<i>Sorbus torminalis</i> (L.) Crantz	grande	12,2	0,081
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	grande	11,6	0,079
<i>Buglossoides purpureocaerulea</i> (L.) Johnston	grande	11,6	0,635
<i>Melittis melissophyllum</i> L.	grande	9,6	0,17
<i>Vicia grandiflora</i> Scop.	grande	8,3	0,218
<i>Astragalus glycyphyllos</i> L.	grande	8,3	0,242
<i>Catapodium rigidum</i> (L.) Hubbard	grande	8,3	0,244
<i>Trifolium pratense</i> L.	grande	8,3	0,254
<i>Silene viridiflora</i> L.	grande	7,9	0,184
<i>Carex distachya</i> Desf.	grande	7,4	0,213
<i>Geum urbanum</i> L.	grande	6,6	0,98
<i>Cardamine impatiens</i> L.	grande	6,2	0,465
<i>Sedum cepaea</i> L.	grande	5,6	0,461
<i>Sorbus domestica</i> L.	grande	4,7	0,473
<i>Anacamptis pyramidalis</i> (L.) L.C. Rich.	grande	4,2	1
<i>Asperula laevigata</i> L.	grande	4,2	1
<i>Bellis perennis</i> L.	grande	4,2	1
<i>Carex grioletii</i> Roemer	grande	4,2	1
<i>Crepis foetida</i> L.	grande	4,2	1
<i>Cynoglossum creticum</i> Miller	grande	4,2	1
<i>Cynosurus echinatus</i> L.	grande	4,2	1
<i>Euphorbia peplus</i> L.	grande	4,2	1
<i>Genista tinctoria</i> L.	grande	4,2	1
<i>Gladiolus italicus</i> Miller	grande	4,2	1
<i>Lychnis coronaria</i> (L.) Desr.	grande	4,2	1
<i>Oryzopsis virescens</i> (Trin.) Beck	grande	4,2	1
<i>Oxalis corniculata</i> L.	grande	4,2	1
<i>Ranunculus ficaria</i> L.	grande	4,2	1
<i>Veronica cymbalaria</i> Bodard	grande	4,2	1

Specie	Classe dimensionale	Indicator Value (I.V.)	p-value
<i>Veronica montana L.</i>	grande	4,2	1
<i>Viburnum tinus L.</i>	grande	4,2	1
<i>Geranium purpureum Vill.</i>	grande	3,9	0,932
<i>Clinopodium vulgare L.</i>	grande	3,4	1
<i>Lathyrus clymenum L.</i>	grande	3,1	0,834
<i>Lilium bulbiferum L.</i>	grande	1,8	0,894
<i>Lonicera etrusca Santi</i>	medio-grande	50,3	0,001
<i>Rubia peregrina L.</i>	medio-grande	43	0,098
<i>Ruscus aculeatus L.</i>	medio-grande	35,8	0,031
<i>Cornus mas L.</i>	medio-grande	34,3	0,004
<i>Lonicera caprifolium L.</i>	medio-grande	31,2	0,103
<i>Smilax aspera L.</i>	medio-grande	28,7	0,152
<i>Rosa sempervirens L.</i>	medio-grande	25,3	0,669
<i>Carpinus orientalis Miller</i>	medio-grande	24,7	0,361
<i>Acer campestre L.</i>	medio-grande	21,6	0,876
<i>Ranunculus lanuginosus L.</i>	medio-grande	19,2	0,047
<i>Galium aparine L.</i>	medio-grande	16,3	0,122
<i>Quercus pubescens Willd.</i>	medio-grande	15	0,012
<i>Lamium maculatum L.</i>	medio-grande	14,4	0,088
<i>Cyclamen repandum S. et S.</i>	medio-grande	13,7	0,427
<i>Stachys sylvatica L.</i>	medio-grande	12,9	0,136
<i>Rosa arvensis Hudson</i>	medio-grande	12,5	0,057
<i>Iris foetidissima L.</i>	medio-grande	9	0,327
<i>Laurus nobilis L.</i>	medio-grande	8,8	0,851
<i>Acer monspessulanum L.</i>	medio-grande	8,3	0,241
<i>Anthriscus sylvestris (L.) Hoffm.</i>	medio-grande	8,3	0,257
<i>Aristolochia rotunda L.</i>	medio-grande	7,8	0,2
<i>Bryonia dioica Jacq.</i>	medio-grande	7,6	0,348
<i>Carex sylvatica Hudson</i>	medio-grande	6,2	0,585
<i>Phillyrea latifolia L.</i>	medio-grande	4,5	0,544
<i>Calamintha sylvatica Bromf.</i>	medio-grande	4,2	1
<i>Phleum bertolonii Dc.</i>	medio-grande	4,2	1
<i>Pisum Sativum L.</i>	medio-grande	4,2	1
<i>Ranunculus bulbosus L.</i>	medio-grande	4,2	1
<i>Teucrium siculum Rafin.</i>	medio-grande	4,2	1
<i>Vicia pubescens (Dc.) Link</i>	medio-grande	4,2	1
<i>Vitis vinifera L.</i>	medio-grande	4,2	1
<i>Malus sylvestris Miller</i>	medio-grande	2,2	1
<i>Euonymus europaeus L.</i>	media	39,6	0,006
<i>Hedera helix L.</i>	media	34,5	0,026
<i>Ulmus minor Miller</i>	media	32,8	0,012
<i>Asparagus acutifolius L.</i>	media	28,5	0,483
<i>Rubus ulmifolius Schott</i>	media	27,4	0,164
<i>Crataegus monogyna Jacq.</i>	media	26,2	0,345
<i>Clematis vitalba L.</i>	media	26	0,005
<i>Quercus cerris L.</i>	media	25,8	0,73
<i>Cercis siliquastrum L.</i>	media	24,9	0,005

Specie	Classe dimensionale	Indicator Value (I.V.)	p-value
<i>Cornus sanguinea L.</i>	media	23,1	0,031
<i>Sambucus nigra L.</i>	media	20,9	0,006
<i>Prunus spinosa L.</i>	media	20	0,073
<i>Alliaria petiolata (Bieb.) Cavara et Grande</i>	media	17,9	0,362
<i>Celtis australis L.</i>	media	16,7	0,011
<i>Solanum dulcamara L.</i>	media	16,7	0,009
<i>Corylus avellana L.</i>	media	15,9	0,012
<i>Urtica dioica L.</i>	media	14,6	0,041
<i>Viola reichenbachiana Jordan Ex Boreau</i>	media	12,2	0,393
<i>Anthriscus nemorosa (Bieb.) Sprengel</i>	media	10,9	0,234
<i>Echinops sicalus Strobl</i>	media	8,7	0,225
<i>Prunella vulgaris L.</i>	media	8,5	0,167
<i>Lathyrus niger (L.) Bernh.</i>	media	8,3	0,234
<i>Robinia pseudoacacia L.</i>	media	8,3	0,251
<i>Stachys officinalis (L.) Trevisan</i>	media	6,6	0,41
<i>Helleborus foetidus L.</i>	media	5,3	0,464
<i>Atriplex latifolia Wahlenb.</i>	media	4,2	1
<i>Ficus carica L.</i>	media	4,2	1
<i>Inula salicina L.</i>	media	4,2	1
<i>Mercurialis perennis L.</i>	media	4,2	1
<i>Oryzopsis miliacea (L.) Asch. et Schweinf.</i>	media	4,2	1
<i>Platanthera chlorantha (Custer) Rchb.</i>	media	4,2	1
<i>Xanthium spinosum L.</i>	media	4,2	1
<i>Brachypodium rupestre (Host) R. et S.</i>	media	4,1	0,679
<i>Carex flacca Schreber</i>	media	4,1	0,961
<i>Scutellaria columnae All.</i>	media	3,5	0,825
<i>Geranium sanguineum L.</i>	media	2,7	1
<i>Ligustrum vulgare L.</i>	piccola	33,9	0,032
<i>Arctium nemorosum Lej. et Court.</i>	piccola	17,3	0,035
<i>Quercus ilex L.</i>	piccola	15,9	0,023
<i>Asplenium onopteris L.</i>	piccola	14,1	0,174
<i>Lapsana communis L.</i>	piccola	9,4	0,123
<i>Ostrya carpinifolia Scop.</i>	piccola	8,2	0,117
<i>Hypericum perforatum L.</i>	piccola	5,3	0,305
<i>Asplenium trichomanes L.</i>	piccola	5,3	0,401
<i>Orobanche hederæ Duby</i>	piccola	4,7	0,507
<i>Silene alba (Miller) Krause</i>	piccola	4,5	0,844
<i>Sonchus asper (L.) Hill</i>	piccola	4,3	0,213
<i>Rosa canina L.</i>	piccola	4,3	0,248
<i>Pteridium aquilinum (L.) Kuhn</i>	piccola	4,3	0,247
<i>Pirus pyraster Burgsd.</i>	piccola	4,3	0,236
<i>Picris echioides L.</i>	piccola	4,3	0,243
<i>Dactylis glomerata L.</i>	piccola	4,3	0,233
<i>Conyza bonariensis (L.) Cronq.</i>	piccola	4,3	0,233
<i>Mespilus germanica L.</i>	piccola	4	0,657
<i>Oenanthe pimpinelloides L.</i>	piccola	3,7	0,425
<i>Acer obtusatum W. et K.</i>	piccola	2,8	0,584

Tabella 1: Indicator Value delle specie nelle 4 classi dimensionali.

BIBLIOGRAFIA

- ANDERSON M.J., 2005. PERMANOVA Permutational multivariate analysis of variance. Department of statistics. University of Auckland. <http://www.stat.auckland.ac.nz/~mja/> (accessed March 2008).
- BLASI C., 1984. *Quercus cerris* and *Quercus frainetto* woods in Latium (Central Italy). *Ann. Bot.*, 42: 7-19.
- BLASI C., 1994. Fitoclimatologia del Lazio. *Fitosociologia* 27: 51-175.
- BLASI C., CUTINI M., DI PIETRO R., FORTINI P., 2002. Contributo alla conoscenza della sub-alleanza Pruno-Rubion ulmifolii in Italia. *Fitosociologia* 39(1) suppl. 2: 129-144.
- BLASI C., DI PIETRO R., ROSATI L., FILIBECK G., FILESI L., ERCOLE S., 2003. Carta della Serie di Vegetazione del Lazio – GIS Natura-DVD. Ministero dell’Ambiente, del Territorio e del Mare.
- BLASI C., DI PIETRO R., FILESI L., 2004. Syntaxonomical revision of *Quercetalia pubescenti-petraeae* in the Italian Peninsula. *Fitosociologia*, 41 (1): 87-164.
- BLASI C. & MICHETTI L., 2007. The climate of Italy. Pages 58:66 in Blasi, C., Boitani L., La Posta S., Manes F., Marchetti M. editors. *Biodiversity in Italy*. Palombi Editori, Roma.
- BURRASCANO S., ROSATI L., BLASI C. 2009. Plant species diversity in Mediterranean old-growth forests: a case study from central Italy. *Plant Biosystem*, 143 (1): 190-200.
- CABIN R.J. & MITCHELL R.J. 2000. To Bonferroni or not to Bonferroni: when and how are the questions. *Bull. Ecol. Soc. Amer.*:246-248.
- DIAMOND J.M., 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biol. Conserv.*, 7: 129 -146.
- DUFRENE M. & LEGENDRE P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.*, 67: 345-366.
- DZOWKO Z. & LOSTER S., 1989. Distribution of vascular plant species in small woodlands on the Western Carpathian foothills. *Oikos*, 56: 77-86.
- GODEFROID S. & KOEDAM N., 2003. How important are large vs. small forest remnants for the conservation of the woodland flora in an urban context? *Global Ecol. Biogeogr.*, 12: 287-298.
- GUIRADO M., PINO J., RODA F., 2006. Understorey plant species richness and composition in metropolitan forest archipelagos: effects of forest size, adjacent land use and distance to the edge. *Global Ecol. Biogeogr.*, 15: 50-62.
- HENLE K., LINDENMAYER D.B., MARGULES C.R., SAUNDERS D.A., WISSEL C., 2004. Species survival in fragmented landscape: where are we now? *Biodivers. Conserv.*, 13: 1-8.
- HERMY M., HONNAY O., FIRBANK L., GRASHOF-BOKDAM C., LAWESSON J.E., 1999. An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and implication for forest conservation. *Biol. Conserv.*, 91: 9-22.
- HOBBS R.J. & YATES C.J., 2003. Impacts of ecosystem fragmentation on plant populations: generalising the idiosyncratic. *Aust. J. Bot.*, 51: 471-488.
- HONNAY O., HERMY M., COPPIN P., 1999a. Effects of area, age and diversity of forest patches in Belgium on plant species richness and implications for conservation and reforestation. *Biol. Conserv.*, 87: 73-84.
- HONNAY O., ENDELS P., VEREecken H. E HERMY M., 1999b. The role of patch area and habitat diversity in explaining native plant species richness in disturbed suburban forest patches in northern Belgium. *Divers. Distrib.*, 5: 129-141.
- HONNAY O., JACQUEMYN H., BOSSUYT B. e HERMY M., 2005. Forest fragmentation effects on patch occupancy and population viability of herbaceous plant species. *New Phytol.*, 166 (3): 723-736.
- KOLB A. & DIEKMAN M., 2005. Effects of life-history traits on responses of plant species to forest fragmentation. *Conserv. Biol.*, 19 (3): 929-938.
- KRAUSS J., KLEIN A.M., STEFFAN-DEWENTER I., TSCHARNTKE T., 2004. Effects of habitat area, isolation, and landscape diversity on plant species richness of calcareous grasslands. *Biodivers. Conserv.*, 13: 1427-1439.
- LAWESSON J.E., DE BLUST G., GRASHOF C., FIRBANK L., HONNAY O., HERMY M., HOBITZ P., JENSEN L.M., 1998. Species diversity and area-relationships in Danish beech forests. *For. Ecol. Manage.*, 106: 235-245.
- LINDENMAYER D.B. & FISCHER J., 2007. Tackling the habitat fragmentation panchreston. *Trends Ecol. Evol.*, 22 (3): 127-132.
- OERTLI B., AUDERSET JOYE D., CASTELLA E., JUGE R., CAMBIN D., LACHAVANNE J.B., 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation*, 104: 59-70.
- PIESSEN K., HONNAY O., HERMY M., 2005. The role of fragment area and isolation in the conservation of heathland species. *Biol. Conserv.*, 122: 61-69.
- SAUNDERS D.A., HOBBS R.J., MARGULES C.R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv. Biol.*, 5(1): 18-27.
- SIMBERLOFF T.D.S., ABELE L.G., 1976. Island biogeography and conservation: strategy and limitations. *Science*, 193: 1027-1032.
- SLOCUM T.A., 1999. *Thematic Cartography and Visualization* (New Jersey: Prentice Hall).
- SMIRAGLIA D., ZAVATTERO L., RICOTTA C., BLASI C., 2007 - The use of adjacency analysis for quantifying landscape changes. *Plant Biosyst.*, 141(3): 1-6.
- TERBORGH J., 1976. Island biogeography and conservation: strategy and limitations. *Science*, 193: 1027-1932.
- WHITE P.S. & WALKER J.L. 1997. Approximating nature’s variation: selecting and using reference information in restoration ecology. *Restor. Ecol.*, 5: 338-349.
- ZACHARIAS D. & BRANDES D., 1990. Species area-relationship and frequency. *Floristical data analysis of 44 isolated woods in northwestern Germany. Vegetatio*, 88: 21-29.