

Partizione additiva della diversità come criterio per la selezione di aree protette: un esempio per la rete di riserve naturali della Provincia di Siena

Marcantonio M ⁽¹⁾, Bacaro G ^{(1-2)*}, Filibeck G ⁽³⁾, Scoppola A ⁽³⁾, Nonis D ⁽⁴⁾, Gasparini P ⁽⁵⁾, Rocchini D ⁽¹⁾, Santi E ⁽¹⁾, Landi S ⁽¹⁾, Maccherini S ⁽¹⁾, Chiarucci A ⁽¹⁾

(1) BIOCONNET, Biodiversity and Conservation Network, Dip.to di Scienze Ambientali "G. Sarfatti" Università di Siena, v. Mattioli 4, I-53100 Siena (Italy); (2) TerraData s.r.l. Environmetrics, Dip.to di Scienze Ambientali "G. Sarfatti", Università di Siena, v. Mattioli 4, I-53100 Siena (Italy); (3) Dip.to di Ecologia e Sviluppo Economico Sostenibile, Università della Tuscia, l.go dell'Università snc, I-01100 Viterbo (Italy); (4) Servizio Risorse Faunistiche e Riserve Naturali, Provincia di Siena, v. delle Sperandie 47, I-53100 Siena (Italy); (5) Unità di Ricerca per il Monitoraggio e la Pianificazione Forestale, CRA-MPF, p.zza Nicolini 6, Villazzano, I-38123 Trento (Italy). - *Corresponding Author: Giovanni Bacaro (bacaro@unisi.it).

Abstract: Additive partition of diversity as standard for the selection of protected areas: the natural reserves network of the Siena province (Italy). Estimating the effects of the spatial components on species diversity represents an important step to establish the conservation "capacity" in a network of protected areas. A clear evaluation on how α , β , and γ diversity are partitioned among and within spatial (and temporal) scales can help us to drive managing decisions and provide methods for monitoring species diversity. Moving from these concepts, a probabilistic sample was applied here: (1) for quantifying plant species diversity at different spatial scales within the network of protected areas existing in the Siena Province (Central Italy); and (2) to evaluate the effects on the species diversity of the whole network due to the addition of two new protected areas (Ripa d'Orcia and Bogatto). Focusing on both common species and those defined as "focal" (included in regional, national or continental "red" lists), our results indicated that species richness of the protected areas differed each other independently from the sampling efforts. Diversity partitioning indicated that most of the diversity within the network is due to larger-scale β -diversity, *i.e.*, the differences in species composition among reserves. Moreover, total β -diversity was decomposed into two components: β_{area} (due to the differences in area among reserves) and $\beta_{\text{replacement}}$ (due to the compositional differences across protected areas). β_{area} was particularly important for all species, while $\beta_{\text{replacement}}$ was the most important factor for the set of focal species. Noteworthy, the analyzed variation in diversity components due to the inclusion of the two new natural reserves into the network (Ripa d'Orcia and Bogatto) resulted in a proportional increase in β_{Area} for the whole network, and, on the other hand, in a reduction for $\beta_{\text{replacement}}$ diversity component. Based on these quantitative results, criteria for the selection and the inclusion of protected areas in existing networks of natural reserves (such as the Natura 2000 Network) can be achieved.

Keywords: Additive partitioning, Conservation biology, Focal species, Plant diversity, Reserve selection, Siena province

Received: Sep 14, 2009; Accepted: Feb 11, 2010

Citation: Marcantonio M, Bacaro G, Filibeck G, Scoppola A, Nonis D, Gasparini P, Rocchini D, Santi E, Landi S, Maccherini S, Chiarucci A, 2010. Partizione additiva della diversità come criterio per la selezione di aree protette: un esempio per la rete di riserve naturali della Provincia di Siena. *Forest@* 7: 28-43 [online: 2010-04-01] URL: <http://www.sisef.it/forest@/doi.php?doi=10.3832/efor0615-007>

Introduzione

L'istituzione di reti di aree protette rappresenta, ad oggi, un mezzo indispensabile per la conservazione della biodiversità (Battisti 2004, Bonn & Gaston

2005). La selezione di nuove aree protette da destinare alla conservazione delle risorse naturali, richiede l'uso di strategie scientificamente valide, soprattutto per fornire una concreta protezione della biodiversità

tà ed un efficace supporto agli interventi di gestione (Yoccoz et al. 2001). A tale scopo, è quindi essenziale misurare il grado di diversità biologica associato alle diverse scale spaziali e temporali negli ecosistemi e, soprattutto, valutarne la variazione attraverso il monitoraggio.

Le misure di diversità specifica ricoprono un ruolo fondamentale sia nell'analisi ecologica, che nella biologia della conservazione e, di conseguenza, rappresentano misure indispensabili per un monitoraggio efficace (Whittaker 1960, MacArthur 1964, Pielou 1975, Magurran 1988, Noss & Cooperrider 1994). Classicamente, gli ecologi riconoscono tre differenti componenti della diversità specifica: α (diversità entro le comunità), β (diversità tra le comunità) e γ (diversità totale di una regione; Whittaker 1972). La partizione additiva della diversità, formalizzata da Lande (1996), rappresenta un metodo per combinare le tre componenti appena descritte (Crist et al. 2003). Attraverso questo metodo la diversità totale (γ) è semplicemente scomposta nel contributo dato dalla diversità specifica media alla scala di comunità (α_{medio}) sommato al contributo dovuto alla complementarietà specifica tra le comunità considerate (β); con l'approccio additivo tutte le componenti sono espresse nella stessa unità di misura, ovvero la ricchezza di specie (Magurran 2004). Inoltre, poiché la β -diversità è espressa come numero di specie, può essere comparata anche tra scale spaziali e temporali diverse (Wagner et al. 2000, De Vries & Walla 2001, Gering et al. 2003, Summerville et al. 2003). Tali proprietà rendono la partizione additiva della diversità un potente strumento operativo nei piani di monitoraggio, fornendo dati comprensibili e ripetibili sulla diversità specifica e sulla sua distribuzione spaziale (Gering et al. 2003, Chiarucci et al. 2008a, Chiarucci et al. 2008b).

Sebbene gli aspetti teorici dell'analisi partitiva della diversità siano stati ampiamente discussi (Lande 1996, Gering et al. 2003), tale metodo è stato applicato ai problemi ecologici o conservazionistici in maniera sporadica. Ad esempio, Allan (1975) ha utilizzato la partizione della diversità per analizzare la distribuzione di insetti bentonici a diverse scale spaziali (da quella dei piccoli substrati rocciosi fino a quella che occorre lungo un gradiente altitudinale di 1000 m in un ruscello alpino in Colorado). In modo simile, Wagner et al. (2000) descrivono le componenti della diversità vegetale alle diverse scale spaziali considerando alcuni ecosistemi agricoli. De Vries et al. (1997, 1999 - si veda anche De Vries & Walla 2001) hanno usato la partizione additiva per descri-

vere la distribuzione spaziale e temporale di lepidotteri nelle foreste pluviali. Infine, Gering et al. (2003) hanno utilizzato questo metodo per indagare la distribuzione della biodiversità a varie scale spaziali nelle foreste temperate, al fine di sviluppare strategie di conservazione. In riferimento a reti di aree protette, Chiarucci et al. (2008a, 2008b) hanno applicato il metodo della partizione additiva alla valutazione delle componenti α , β e γ della diversità floristica nei Siti di Importanza Comunitaria (SIC) della Rete Natura 2000 (Direttiva *Habitat* 92/43/EEC) della Provincia di Siena. Considerando che le reti di aree protette vengono nel tempo implementate con l'aggiunta di nuove aree così come è successo per la rete delle riserve naturali della provincia di Siena, è possibile testare l'efficacia del metodo additivo come strumento di analisi della variazione delle componenti della diversità. In altri termini, attraverso il metodo della partizione additiva è possibile quantificare la variazione delle tre componenti α , β e γ della diversità floristica in seguito all'inserimento di nuove aree protette.

In questo studio il metodo della partizione additiva della diversità è stato utilizzato come strumento semplice ed intuitivo per due scopi: (1) descrivere la partizione della diversità vegetale esistente nella rete di riserve naturali della provincia di Siena a differenti scale spaziali (da quella locale a quella di intera rete); e (2) valutare la variazione delle componenti di diversità della rete di riserve naturali della provincia di Siena in seguito all'aggiunta, avvenuta nel 2008, di due nuove riserve ("Ripa d'Orcia" e "Bogatto"). Tale analisi è stata sviluppata separatamente per la totalità delle specie vegetali e per le specie "focali", ovvero le specie di particolare importanza inserite all'interno di liste rosse regionali, nazionali ed internazionali e per la cui conservazione è richiesta un'azione concreta.

Area di studio

La rete di riserve naturali della provincia di Siena copre una superficie di 9661 ha (2.58% della superficie provinciale) ed è caratterizzata da aree di dimensioni medio - piccole (minimo 260 ha, massimo 1950 ha, Fig. 1). Undici delle quattordici riserve sono state istituite nell'anno 1996, mentre le riserve naturali "Ripa d'Orcia" e "Bogatto" sono state incluse nella rete nel 2008 (insieme alla riserva naturale "Crete dell'Orcia", non considerata in questo studio). Le caratteristiche ambientali delle riserve sono molto eterogenee. Dal punto di vista geolitologico sono presenti principalmente terreni argillosi ed arenacei con

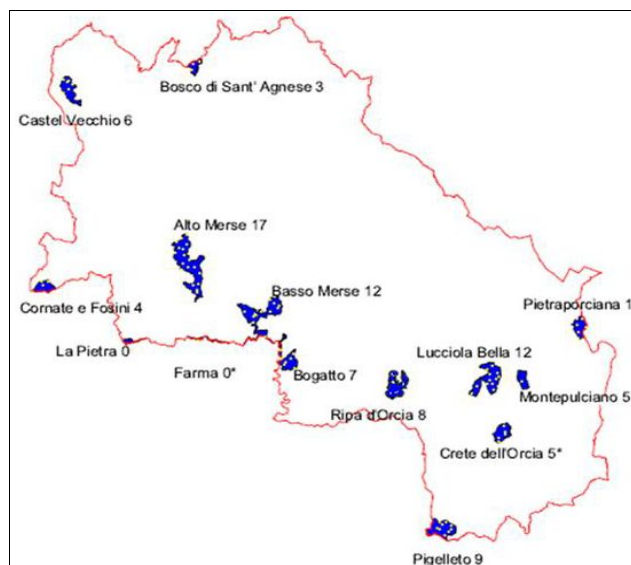


Fig. 1 - Area di studio: sono raffigurati i confini della provincia di Siena, le riserve provinciali (in blu) e il numero di unità campionarie per riserva. (*): Riserve non incluse in questo studio.

affioramenti di rocce carbonatiche cavernose e di rocce ofiolitiche. La variabilità altitudinale va da un minimo di 71 m (Basso Merse) ad un massimo di 913 m (Pigelleto), mentre la piovosità media annua va da 650-700 mm (Lucciola Bella) a 1100 mm (Alto Merse).

Le fisionomie vegetazionali maggiormente rappresentate sono schematicamente descritte in Tab. 1.

Materiali e metodi

Disegno campionario e raccolta dati

L'applicazione di campionamenti di tipo probabilistico, come quello utilizzato in questo studio, risponde alla necessità di rispettare criteri di oggettività nella raccolta dati, permettendo, inoltre, di valutare l'accuratezza delle stime di interesse, anche per dati relativi alla diversità biologica (Yoccoz et al. 2001, Ferretti & Chiarucci 2003).

Il disegno campionario utilizzato in questo studio si basa sullo schema impiegato per l'Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi del Carbonio (INFC - Fattorini & Tabacchi 2004). Le unità campionarie sono state selezionate in modo casuale all'interno delle maglie di una griglia (disegno casuale ristretto, Elzinga et al. 2001), in numero di una per ciascuna maglia, composta da quadrati contigui di 1 km², non sovrapposti, che si estende su tutto il territorio nazionale. Le unità campionarie INFC ricadenti all'interno delle riserve naturali presenti in Provincia

di Siena sono state selezionate per i rilievi vegetazionali utilizzati nel presente studio, per un totale di 90 unità campionarie riferite all'intera rete di riserve naturali (intensità di campionamento nominale di 1 unità per km² di superficie di ogni riserva). La diversità vegetale è stata rilevata in tutti i punti durante il corso di più anni (dal 2005 al 2008). Ad oggi, per sei punti (riferibili a 2 riserve naturali - Val di Farma e Crete dell'Orcia) non sono ancora disponibili i dati

Tab. 1 - Caratteristiche delle 14 riserve provinciali (e della riserva statale di Tocchi) considerate nel piano di campionamento sviluppato. È indicata l'area in ettari, il numero di *plot* campionati e il tipo di vegetazione prevalente per ogni riserva. (*): Area priva di punti campionari; (**): riserva non campionata.

Riserva	Area (ha)	N° plot	Tipo di vegetazione prevalente
Pigelleto	872	9	Abetine con <i>Fagus sylvatica</i> e foreste di <i>Q. cerris</i>
Alto Merse	1952	17	Boschi sempreverdi (<i>Q. ilex</i>) - <i>Pinus pinaster</i>
Tocchi	575	2	Piantagioni di <i>Pinus pinaster</i>
Basso Merse	1418	12	Macchia Mediterranea
Pietraporciana	336	1	Boschi di Faggio
Lucciola Bella	1183	10	Vegetazione di biancana - Coltivi
Cornate e Fosini	393	3	Boschi di <i>Q. ilex</i> , <i>Q. cerris</i> e <i>Q. pubescens</i>
Bogatto	588	7	Lecceta, vigneti
Lago di Montepulciano	455	5	Coltivi, vegetazione acquatica, praterie palustri
Bosco di Sant' Agnese	262	3	<i>Cupressus sempervirens</i>
Ripa d'Orcia	839	9	Macchia Mediterranea - Boschi sempreverdi <i>Q. ilex</i>
Castelvecchio	628	6	Boschi di Faggio - Boschi dominati da <i>Q. cerris</i>
La Pietra*	102	0	Boschi misti dominati da <i>Q. cerris</i>
Farma**	86	1	Boschi dominati da <i>Q. cerris</i> - Boschi di <i>Castanea sativa</i>
Crete dell'Orcia**	963	5	Coltivi - Vegetazione di Biancana
Totale	9691	90	-

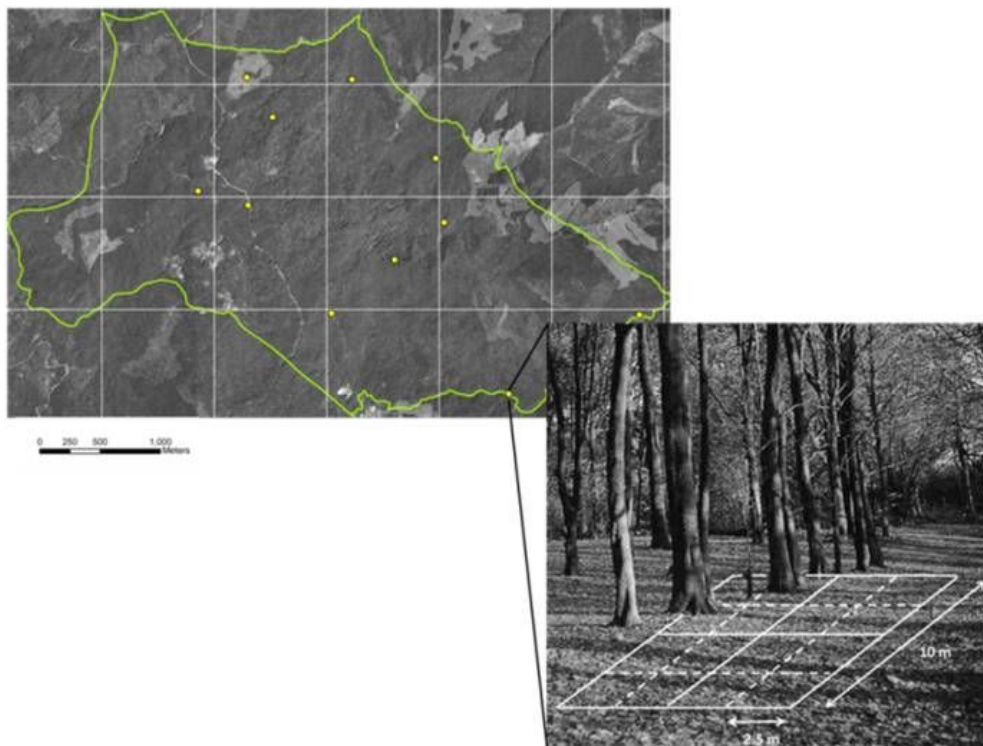


Fig. 2 - Schema del disegno campionario utilizzato per la raccolta dei dati floristici nel sistema di riserve della Provincia di Siena. All'interno di ciascuna cella di 1x1 km della griglia INFC è stato selezionato un punto casuale. Tutti i punti ricadenti all'interno delle riserve provinciali sono stati campionati utilizzando un'unità campionaria (*plot*) di 10x10 m (suddiviso in 16 settori di 2.5x2.5m).

sulla diversità floristica campionata; ne risulta che il *data set* totale considerato in questo lavoro risulta costituito da 84 unità campionarie (Tab. 1).

I dati a terra sono stati raccolti utilizzando un'unità di campionamento composta da un quadrato di 10 m di lato (*plot*), centrato nel punto di campionamento sopra descritto. Il *plot* è stato suddiviso in 4 quadranti (5x5 m) e ogni quadrante ulteriormente diviso in 4 *subplot* con lato pari a 2.5 m (Fig. 2). In ciascun *subplot* sono state annotate tutte le entità (specie o sottospecie, nel seguito dell'articolo riportate per semplicità come entità specifiche) di piante vascolari presenti (direttamente in campo ove possibile, o mediante raccolta di campioni e successiva determinazione in laboratorio). Per la determinazione dei campioni sono stati utilizzati principalmente, Pignatti (1982), in minor misura Tutin et al. (1964, 1993) e Eggenberg & Moehl (2007) per gli esemplari sterili. Successivamente alla determinazione, sotto il profilo nomenclaturale, i nomi dei *taxa* sono stati adeguati a quelli della *checklist* della Flora Italiana (Conti et al. 2005); sotto il profilo tassonomico, però, non sempre è stato possibile spingere la determinazione fino al livello di sottospecie, cui la *checklist* fa ampiamente ricorso: pertanto, i nomi delle specie da noi utilizzati corrispondono generalmente al *taxon* indicato dalla *checklist* come "s.l." e non necessariamente alla sottospecie nominale. Per tutte le specie campionate, è stata successivamente verificata la loro appartenenza

a liste di interesse internazionale (Allegati II, IV, V della Direttiva "Habitat" e "IUCN Red List of Threatened Species", IUCN 2006), nazionale (Lista Rossa delle Piante d'Italia, nella versione aggiornata allegata alle liste rosse regionali in Conti et al. 1997) o regionale (lista RE.NA.TO - AA.VV. 2005 - e lista delle specie di Interesse Regionale - L.R. 56/00 "Regione Toscana 2000"). Le specie appartenenti a tali liste sono state denominate "specie focali". Sebbene le liste rosse nazionali e regionali disponibili per l'Italia presentino alcune criticità metodologiche e problemi di aggiornamento (Scoppola et al. 2005), si ritiene che ai fini di questo studio esse rappresentino comunque una fonte adeguata per testare sotto il profilo metodologico e concettuale il rapporto tra specie "di pregio" e biodiversità complessiva. In questo studio è stata analizzata la distribuzione alle diverse scale spaziali delle specie focali, la cui influenza sui modelli distributivi di ricchezza specifica rimane ad oggi ancora poco esplorata (Lennon et al. 2004, Bacaro & Ricotta 2007).

Nel complesso, la diversità vegetale è stata analizzata a quattro diverse scale spaziali, organizzate gerarchicamente: *subplot*, *plot*, riserva naturale e, infine, intera rete di aree protette (Fig. 3).

Tutte le analisi sono state sviluppate sia per le specie totali (tutte le specie rilevate) che per le sole specie focali (le specie incluse in una delle sopra citate liste di interesse).

Analisi della diversità tra riserve naturali

Per confrontare la ricchezza di specie tra siti campionati con intensità differente sono state utilizzate le curve di rarefazione basate su campioni, calcolate sia in funzione dell'accumulo di *plot* che di intere riserve naturali. In generale, la curva di rarefazione esprime il numero atteso di specie in un piccolo gruppo di n individui o n campioni, preso a caso dal numero N totale degli individui o campioni rilevati (Kobayashi 1974); può essere calcolata sulla media di un numero sufficiente di curve di accumulazione (Gotelli & Colwell 2001) o attraverso l'uso di una formula analitica (Ugland et al. 2003, Koellner et al. 2004, Chiarucci et al. 2008b - eqn. 1):

$$E(S_n) = S - \frac{\sum_{i=1}^S \binom{N - N_i}{n}}{\binom{N}{n}}$$

dove $E(S_n)$ è il numero atteso di specie per il sottocampione di dimensione n , S è il numero di specie totale osservato, N è il numero totale di campioni mentre N_i è il numero di campioni in cui è presente l' i -esima specie. In questo caso per numero di campioni si intende il numero di *plot* o di riserve naturali analizzate.

Per indagare il *pattern* di diversità delle specie focali in relazione alla ricchezza specifica totale campionata, è stato calcolato il rapporto tra i valori ottenuti dalle due curve di rarefazione (specie focali/specie comuni - Chiarucci et al. 2008a).

Partizione della diversità vegetale nella rete di riserve naturali della provincia di Siena

La diversità presente nell'intera rete di riserve naturali è stata ripartita nelle componenti a scala di *subplot* ($\alpha_{subplot}$), che sommata alla complementarità specifica tra *sub-plot* all'interno del medesimo *plot* (β_{plot}) fornisce la diversità totale di ciascuno di essi (α_{plot}); quest'ultima componente, sommata con la complementarità media tra i *plot* all'interno della stessa riserva ($\beta_{riserva}$), risulta nella diversità specifica di ciascuna riserva ($\alpha_{riserva}$); infine, l' $\alpha_{riserva}$, sommata alla complementarità tra riserve della rete (β_{rete} - Fig. 3), risulta nella diversità specifica totale del sistema di riserve naturali provinciali, α_{rete} o γ -diversità totale. In questo modo, la diversità totale può essere scomposta nella somma proporzionale della diversità individuata ad ogni livello del disegno di campionamento gerarchico (Fig. 3, per i dettagli matematici si veda Chiarucci et al. 2008a).

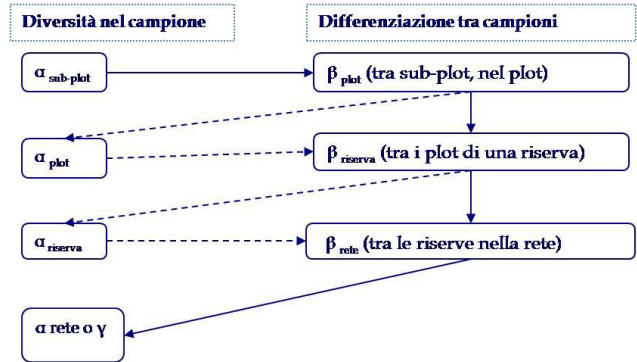


Fig. 3 - Relazioni additive tra le diverse componenti della diversità per tutte le scale spaziali di indagine analizzate.

Un'ulteriore indagine sulla scomposizione della diversità nella rete di aree protette è stata effettuata prendendo in considerazione la variazione delle componenti analizzate alle varie scale spaziali prima e dopo l'introduzione di due nuove riserve (Ripa d'Orcia e Bogatto).

In questo modo è stato possibile verificare quali componenti siano proporzionalmente aumentate o diminuite in seguito all'incremento delle riserve naturali nella rete preesistente.

Infine, è stato possibile effettuare un'ulteriore scomposizione della β diversità (calcolata come in precedenza) nelle due componenti β_{area} e $\beta_{replacement}$; la prima componente dipende dalla differenza in estensione tra le aree paragonate (ossia dalle differenze in superficie tra le singole riserve naturali), mentre la seconda componente dipende dalla differenza nella loro composizione in specie (intesa come un surrogato dell'eterogeneità ambientale, si veda Crist & Veech 2006, Chiarucci et al. 2008a). Quindi, la β_{rete} è stata scomposta nelle componenti β_{area} e $\beta_{replacement}$ utilizzando le eqn. 2, 3, e 4 (riportate in quest'ordine di seguito):

$$\begin{aligned} \beta_{rete} &= \gamma - \beta_{riserva} \\ \beta_{area} &= \gamma - \alpha_{max} \\ \beta_{replacement} &= \beta_{rete} - \beta_{area} \end{aligned}$$

Il livello di significatività delle componenti della diversità specifica (α e β) alle varie scale spaziali è stato testato con il *software* PARTITION 2.0 (Veech & Crist 2007a): mediante questo *software*, vengono effettuati dei classici Monte Carlo *test* che prevedono la randomizzazione della matrice di occorrenza specifica di un certo livello spaziale rispetto al livello spaziale superiore (ad esempio, si testa la significati-

vità della componente α a scala di *subplot* randomizzando le specie presenti nei *subplot* rispetto al *plot* in cui queste sono state rilevate, per i dettagli si faccia riferimento a Crist et al. 2003).

Per il calcolo delle curve di rarefazione è stato utilizzato il software R (R Development Core Team 2009).

Risultati

Diversità floristica campionata

Negli 84 *plot* rilevati, la ricchezza specifica totale campionata è pari a 529 specie. In tale numero non sono stati considerati i campioni identificati solo a livello di genere e inoltre sono state escluse due specie annuali coltivate, *Solanum lycopersicon* ed *Ocimum basilicum*. Al contrario, altre specie coltivate (*Triticum*) sono state inserite nel *data set* in quanto caratterizzanti l'uso del suolo nell'area di studio e dominanti le comunità vegetali esaminate. La ricchezza specifica media riscontrata a scala di *plot* è risultata di 28.6 specie, con una variabilità compresa tra 1 e 81 (Tab. 2). Le specie più frequenti (relativamente ai *plot* rilevati e al numero di frequenze all'interno del *plot*) sono risultate essere *Fraxinus ornus*, *Quercus ilex*, *Q. cerris* e *Arbutus unedo* tra le specie arboree ed arbustive, *Brachypodium rupestre*, *Carex flacca* e *Rubia peregrina* per quelle erbacee e *Hedera helix* per le specie lianose.

In totale, le specie focali campionate sono risultate 40 con una media di 1.0 per *plot* (Tab. 2). Tra queste,

la più abbondante è risultata *Ruscus aculaeatus*.

L'intervallo di variabilità del numero di specie rilevato a scala di riserva varia da 202 specie (Alto Merse), a 19 (riserva Lago di Montepulciano). Diverso è il modello di distribuzione delle specie focali, con un massimo di 13 (Alto Merse) ed un minimo di 0 specie (Cornate e Fosini).

Analisi comparativa della diversità tra riserve

L'andamento delle curve di rarefazione calcolate a scala di *plot* è mostrato in Fig. 4a: tutte le curve sono caratterizzate da una crescita pressoché continua, con le eccezioni delle riserve Lago di Montepulciano e Bogatto, che presentano una curva con pendenza molto ridotta e comportamento quasi asintotico. È da osservare che le curve di Tocchi, Pigelleto, Castelvecchio e Cornate e Fosini hanno un'elevata diversità specifica media a scala di *plot* e crescono con una pendenza molto elevata, superiore alla curva di rarefazione costruita aggregando casualmente tutti i *plot*. Questo a sottolineare non solo (i) l'alto numero di specie a scala locale, ma anche (ii) un'elevata complementarità specifica tra *plot* all'interno di queste riserve.

Per le specie focali è evidente un'alta variabilità nel pattern delle curve di rarefazione (Fig. 4b). In particolare, la curva di Lucciola Bella mostra un'elevata pendenza e quindi una elevata complementarità specifica tra i *plot*. Un simile andamento caratterizza anche Pigelleto e Castelvecchio. La curva con pendenza minore è, al contrario, quella per la riserva Bogatto.

Tab. 2 - Media, minimo e massimo della ricchezza specifica a scala di *plot* e di riserva, valori dell'indice di Shannon e di Pielou per riserva. μ : media; DS: deviazione standard.

Riserva	Totalità delle specie			Specie focali		
	N° Specie/ plot ($\mu \pm DS$)	Min-Max	N° Specie/ Riserva	N° Specie/ plot ($\mu \pm DS$)	Min-Max	N° Specie/ Riserva
Pigelleto	37.3 \pm 12.9	16 - 59	145	2.2 \pm 0.8	1 - 4	7
Alto Merse	27.9 \pm 18.1	6 - 74	202	1.7 \pm 0.9	1 - 4	13
Tocchi	39 \pm 33.9	15 - 63	73	1.0 \pm 0	1 - 1	2
Basso Merse	23.7 \pm 13.8	7 - 55	157	0.7 \pm 1	0 - 3	7
Pietraporciana	27.0 \pm 0	27 - 27	27	2.0 \pm 0	2 - 2	2
Lucciola Bella	25.9 \pm 12.5	10 - 38	133	0.2 \pm 0.4	0 - 5	11
Cornate e Fosini	37.8 \pm 6.7	23 - 37	97	0 \pm 0	0	0
Bogatto	21.4 \pm 12.7	10 - 48	80	0.3 \pm 0.8	0 - 2	2
Lago di Montepulciano	4.0 \pm 3.6	1 - 9	19	0.2 \pm 0.4	0 - 1	1
Bosco di Sant' Agnese	27 \pm 13.2	17 - 42	71	0.7 \pm 1.2	0 - 2	2
Ripa d' Orcia	29.9 \pm 28.5	1 - 81	131	1.5 \pm 1.7	0 - 5	8
Castelvecchio	42.8 \pm 17.2	12 - 62	132	2 \pm 1.3	1 - 4	6
Intera Rete	28.6 \pm 14.4	1 - 81	529	1 \pm 0.8	0 - 5	40

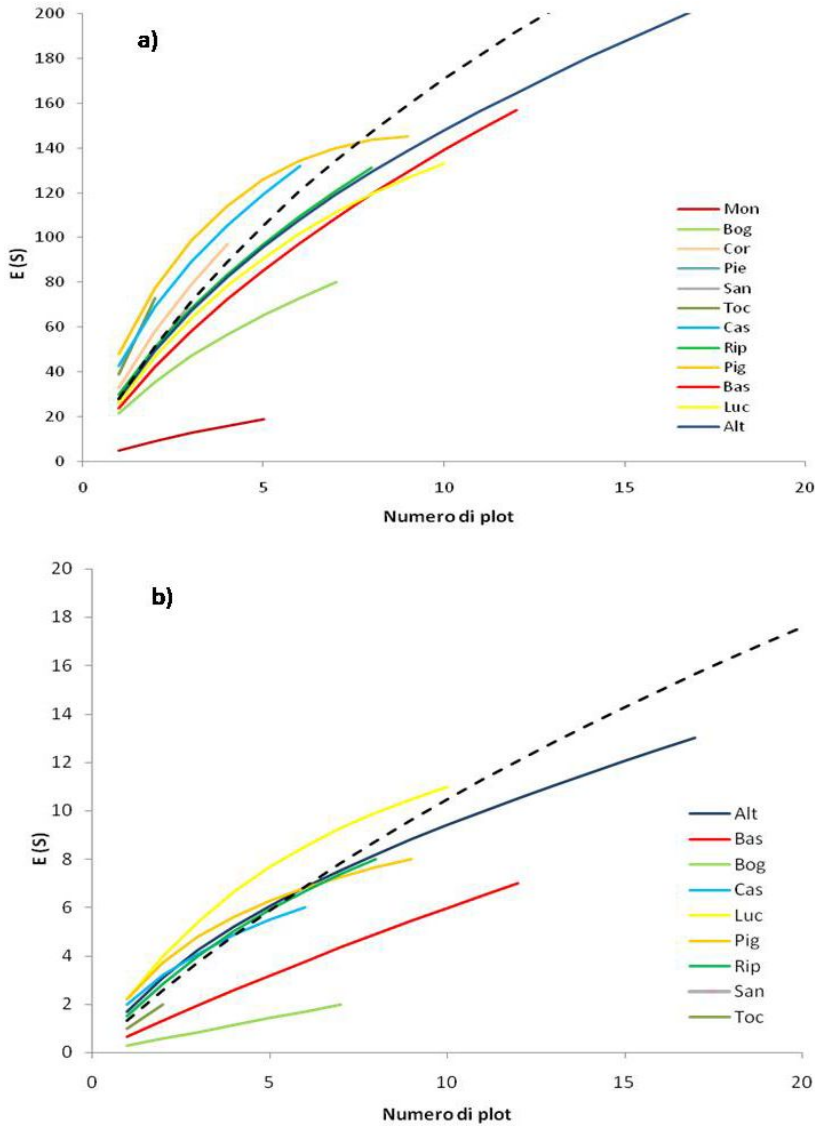


Fig. 4 - Curve di rarefazione: a) Curve di rarefazione *plot-based* costruite sull'intero insieme di specie per ogni riserva; b) Curve di rarefazione *plot-based* per le sole specie focali (analisi effettuata per quelle riserve con almeno una specie focale). Gli assi di tutti i grafici sono mostrati fino ad un numero di 20 *plot*. Il numero di specie totali è 529. Le focali sono 40. Il numero di *plot* totali è 84.

Il rapporto tra la curva di rarefazione delle specie focali rispetto a quella costruita per tutte le specie

campionate (Fig. 5), mostra un andamento crescente all'aumentare del numero di *plot* cumulati. Osserva-

Fig. 5 - Rapporto tra curve di rarefazione (numero di specie focali atteso/ricchezza specifica totale attesa) per numero di *plot* cumulati. È mostrata anche la curva per il rapporto calcolato aggregando tutti i *plot*. Da notare che sono state riportate solo le riserve che presentavano più di un *plot* con una specie rara presente (sono escluse le riserve di Pietraporciana, Montepulciano e Cornate e Fosini).

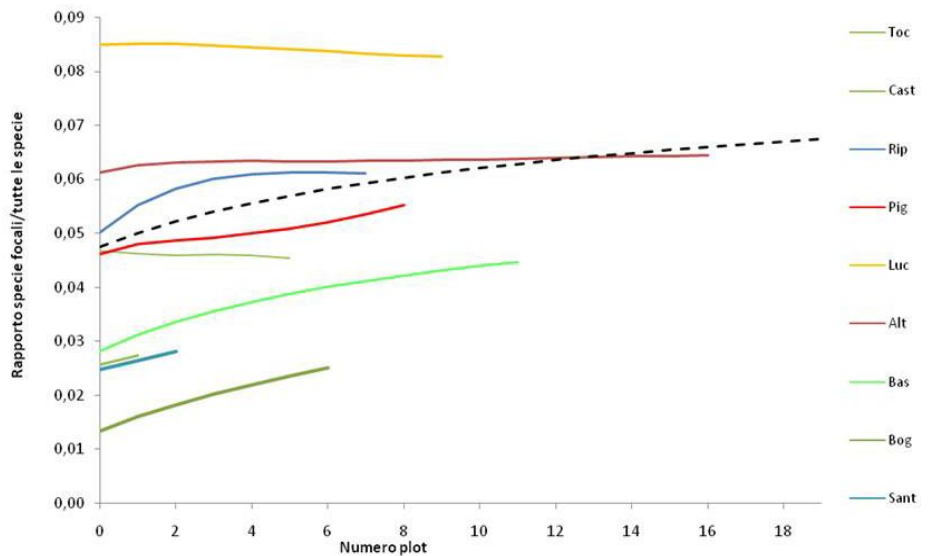
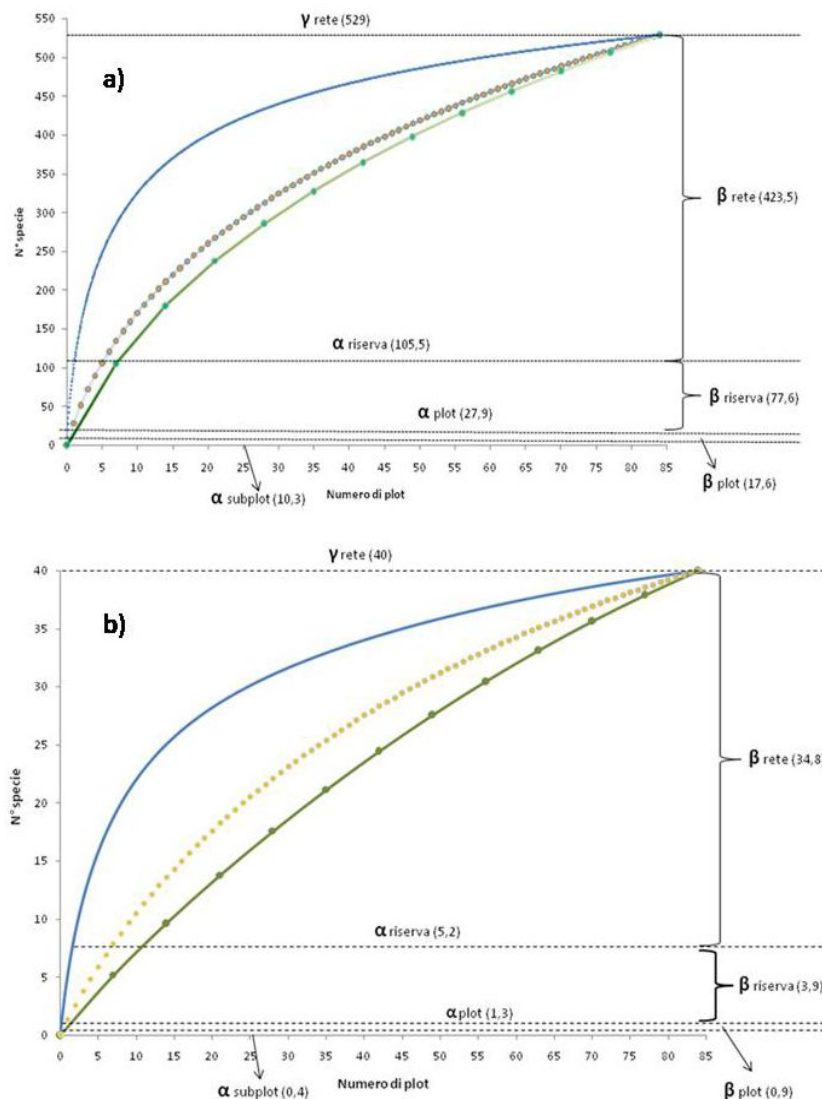


Fig. 6 - Partizione additiva della diversità per l'intera rete di riserve naturali: a) rispetto al numero totale di specie rilevate e b) per le sole specie focali.



to a scala di singola riserva, tale andamento varia ampiamente.

Partizione della diversità vegetale nella rete di riserve naturali della provincia di Siena

La maggior parte della diversità specifica riscontrata nel campione, 423.5 specie (sulle 529 campionate), è imputabile alla β_{rete} (Fig. 6a e Tab. 3) e tale dato non è il risultato di un assemblaggio casuale di specie ($p = 0.09$). Osservando nel dettaglio la scomposizione della β_{rete} nelle sue due componenti principali, si osserva (Tab. 5) che la componente β_{area} ha un peso

molto maggiore (circa 327 specie sulle 423.5 della β_{rete}) rispetto alla componente $\beta_{replacement}$ (96.5 specie sulle 423.5 della β_{rete}). Alle scale spaziali inferiori, la diversità media di ogni riserva ($\alpha_{riserva}$) corrisponde a

Tab. 3 - Partizione additiva della diversità di tutte le specie con relativa significatività e contributo percentuale alla diversità totale delle varie scale analizzate.

Scala	Diversità (N° di specie)				Diversità (%)	
	Prima		Dopo		Prima	Dopo
	S	Significatività (p-value)	S	Significatività (p-value)		
β_{rete}	390.5	0.27	423.5	0.09	78.7	80.1
$\alpha_{riserva}$	105.5	0.27	105.5	0.1	21.3	19.9
$\beta_{riserva}$	77.2	0	77.6	0	15.6	14.7
α_{plot}	28.3	0	27.9	0	5.7	5.3
β_{plot}	18	0	17.6	0	3.6	3.3
$\alpha_{subplot}$	10.3	0	10.3	0	2.1	1.9

105.5 specie (21.2 % del totale), mentre quella dovuta alla β -diversità tra i *plot* all'interno delle riserve (β_{riserva}) corrisponde a 77.6 specie (15.5% - Tab. 3).

La scomposizione additiva delle specie focali ricalca parzialmente quella appena descritta per tutte le specie (Fig. 6b, Tab. 4), ma diventa ancora più importante il peso della differenziazione tra riserve (β_{rete}), che raggiunge l'87 % del totale. Inoltre, l'ulteriore partizione della β_{rete} ha dimostrato come, anche per questo gruppo di specie, gran parte di questa sia dovuta alla sua componente β_{area} (circa 27 specie delle 35 relative alla β_{rete}).

Effetto dell'aggiunta di due nuove riserve sulla diversità vegetale dell'intera rete provinciale

Confrontando i valori delle componenti spaziali della diversità rispetto all'introduzione delle nuove riserve naturali (Ripa d'Orcia e Bogatto), si osserva un generale incremento della β_{rete} (che passa dal 78.7% all'80.1%) a discapito di tutte le altre componenti (Tab. 3). Nel dettaglio, l'incremento della β_{rete} sembra imputabile all'effettivo incremento dell'area totale della rete (la componente β_{area} passa infatti dal 59.3% al 61.8%) a cui però corrisponde una lieve diminuzione proporzionale della componente $\beta_{\text{replacement}}$ (Tab. 5). Considerando le sole specie focali, il valore della β_{rete} risulta incrementato con l'introduzione delle nuove riserve naturali (β_{rete} varia infatti dall'85.5% all'87%) e anche in questo caso l'incremento osservato può essere attribuito al solo aumento in superficie dell'intera rete di riserve naturali (β_{area} passa proporzionalmente dal 63.9% al 67.5%, Tab. 5).

Discussione

Diversità floristica campionata

A scala di *plot*, sono state riscontrate 28.6 specie. Il *plot* con maggior numero di specie (81) è stato campionato nella riserva di Ripa d'Orcia in un'area di

Tab. 4 - Partizione additiva della diversità delle specie focali con relativa significatività e contributo percentuale alla diversità totale delle varie scale analizzate.

Scala	Diversità (N° di specie)				Diversità (%)	
	Prima		Dopo		Prima	Dopo
	n°	Significatività (p-value)	n°	Significatività (p-value)		
β_{rete}	30.8	0.15	34.8	0.06	85.5	87
α_{riserva}	5.2	0.92	5.2	0.82	14.5	13
β_{riserva}	3.8	0	3.9	0	10.6	9.7
α_{plot}	1.4	0	1.3	0	3.9	3.3
β_{plot}	0.9	0	0.9	0	2.5	2.3
α_{subplot}	0.5	0	0.4	0	1.4	1

Tab. 5 - Partizione della componente β_{rete} in β_{area} e $\beta_{\text{replacement}}$ prima e dopo l'introduzione delle due nuove riserve per tutte le specie rilevate e per il solo gruppo di specie definite come focali (ciascuna componente è espressa come numero assoluto di specie ma anche come percentuale in modo da rendere le componenti della diversità direttamente paragonabili nel tempo).

Parametro	Componente	Ricchezza Specifica Totale		Ricchezza Specifica Specie Focali	
		Prima	Dopo	Prima	Dopo
N°	β_{area}	294	327	23	27
	$\beta_{\text{replacement}}$	96.5	96.5	7.8	7.8
%	β_{area}	59.3	61.8	63.9	67.5
	$\beta_{\text{replacement}}$	19.5	18.2	21.7	19.5

marginale tra bosco dominato da *Quercus ilex* e un'area a vegetazione aperta e disturbata a dominanza di *Elymus repens*. All'opposto, sono tre i *plot* con ricchezza di specie uguale ad una sola specie, costituiti da un coltivo di *Triticum turgidum* subsp. *durum* (Lucciola Bella) e da due *plot* ricadenti in acqua con *Phragmites australis* e *Utricularia vulgaris* (Lago di Montepulciano). Anche la ricchezza specifica a scala di riserva è molto variabile e dipendente soprattutto dall'estensione dell'area campionata: Alto Merse, infatti, conta il maggior numero di specie (202) e il maggior numero di specie focali (13 - Tab. 3). Tale andamento rispecchia le classiche osservazioni sulla dipendenza esistente tra ricchezza di specie e area (curve specie-area, Arrhenius 1921, Gleason 1926, Scheiner 2003). Due sono le principali cause di tale andamento (Whittaker & Fernandez-Palacios 2007): (i) l'effetto dell'"Area per sé", secondo il quale, dato un *habitat* uniforme, una porzione piccola di spazio può supportare solo un numero limitato di individui e, conseguentemente, anche di specie; (ii) effetto "Habitat diversity", per il quale, all'aumentare dell'a-

rea, aumenta anche la variabilità dell'*habitat* e il numero di nicchie ecologiche potenzialmente disponibili per specie con esigenze ecologiche diverse.

La maggiore frequenza nella rete di riserve di specie arboree quali *Fraxinus ornus*, *Quercus ilex*, *Q. cerris* ed *Arbutus unedo* è collegata a una vegetazione dominata da macchia mediterranea e boschi termofili misti. Molto frequenti sono *Hedera helix* tra le specie lianose, e *Brachypodium rupestre* tra le specie erbacee. L'alta frequenza di *H. helix* è legata alla larghissima ampiezza ecologica di questa specie che, pur con un baricentro suboceanico e mesofilo, è molto diffusa in Italia in tutti gli ambienti forestali dal livello del mare fino a più di 1200 m (Pignatti 1982, Rameau et al. 1989); *B. rupestre* è specie anch'essa ad ecologia piuttosto ampia, leggermente basifila e mesoxerofila, particolarmente competitiva su substrati calcarei e argillosi; spesso avvantaggiata da fenomeni di degradazione della copertura vegetale e nell'Italia submediterranea è frequente sia in comunità prative che all'interno di boschi decidui termofili (Pignatti 1982, Rameau et al. 1989, Aeschmann et al. 2004). Tra le specie focali, la più frequente è *Ruscus aculeatus*, che è stata rinvenuta un elevato numero di volte (110). Questa specie, pur essendo elencata tra le specie di Interesse Comunitario a causa dell'eccessiva raccolta (Direttiva 92/43/CEE, All. V - Specie animali e vegetali di interesse comunitario il cui prelievo in natura e il cui sfruttamento potrebbero essere oggetto di misure di gestione) è piuttosto comune in Toscana e in Italia, a causa della sua larga valenza ecologica (con un carattere mediterraneo-atlantico); è frequente nelle leccete e nei boschi caducifogli termofili (Pignatti 1982, Rameau et al. 1989), e spesso si avvantaggia della degradazione del sottobosco per sovrappascolo o altro tipo di disturbo (Filibeck & Lattanzi 2008).

Analisi comparativa della diversità tra riserve

Ricercare i modelli di distribuzione della diversità attraverso la costruzione di curve di rarefazione basate su campioni è una strategia, ad oggi, largamente utilizzata. Queste curve sono state utilizzate per interpretare la diversità vegetale a scala regionale in Svizzera (Koellner et al. 2004) e per quantificare la diversità floristica a diverse scale spaziali nelle foreste della Toscana (Chiarucci & Bonini 2005). Il loro utilizzo in questo lavoro, oltre che per testare l'efficienza del campionamento (Fattorini 2007), è stato quello di rendere confrontabili aree con estensioni molto differenti. Le curve di rarefazione sviluppate presentano un andamento diversificato tra le singole riserve e per i due gruppi di specie considerate. La

curva con crescita maggiore, considerando l'insieme delle specie rilevate, è quella ottenuta per la riserva Pigelleto, ciò ad esprimere sia un'elevata ricchezza di specie, che un'alta complementarità nella composizione specifica tra i *plot* di questa riserva. La riserva naturale del Pigelleto, che ospita formazioni forestali a dominanza di *Fagus sylvatica*, *Abies alba* e anche *Quercus cerris*, comprende un'elevata eterogeneità ambientale e presenta valori elevati di diversità specifica. Le curve relative alle riserve naturali di Castelvecchio, Cornate e Tocchi hanno un andamento simile a Pigelleto, mentre le due riserve più estese, Alto Merse e Basso Merse, presentano curve con una pendenza al di sotto della media. Interessante è notare come le riserve Ripa d'Orcia e Bogatto, siano entrambe poco ricche in specie e presentino una bassa complementarità tra i *plot* al loro interno, presentando nel complesso, ambienti molto omogenei da un punto di vista vegetazionale.

Relativamente alle specie focali, è interessante l'andamento della curva di rarefazione per Lucciola Bella, con pendenza molto elevata e costantemente al di sopra della curva di rarefazione media. Tale pattern non è comune, poiché ci si attende che la curva calcolata aggregando tutti i *plot* sia quella a pendenza maggiore. Questo perché l'insieme di tutti i *plot* dovrebbe essere più eterogeneo rispetto ai dati provenienti da un gruppo di campioni uniti da rapporti spaziali più stretti (Ugland et al. 2003, 2005, Chiarucci & Bonini 2005, Chiarucci et al. 2009). Per queste ragioni Lucciola Bella risulta una riserva di estrema importanza che raccoglie un elevatissimo numero di specie focali, ospitate nei diversi *habitat* che la caratterizzano. Qui, infatti, la ricchezza di specie focali è in parte dovuta alla presenza di formazioni geomorfologiche tipiche che contraddistinguono la riserva anche da un punto di vista paesaggistico: le bianche. Specie come *Parapholis strigosa* e *Artemisia caerulescens* subsp. *cretacea* sono proprie dei terreni argillosi sub-salsi in erosione, mentre la presenza di *Hordeum marinum*, *Allium paniculatum* e *Consolida regalis* è attribuibile alle particolari condizioni climatiche e alla presenza di aree riservate a coltivazioni con tecniche tradizionali (Chiarucci et al. 1995, Maccherini et al. 1998, Maccherini et al. 2000). Inoltre, queste considerazioni confermano l'importanza degli *habitat* seminaturali come serbatoi di biodiversità e, dunque, la necessità della loro presenza all'interno di reti di aree protette (come richiesto anche dalla stessa Direttiva *Habitat* 92/43/CEE).

È interessante notare che la quasi totalità delle curve di rarefazione calcolate (sia per tutte le specie che

per le specie focali) non presentano un andamento asintotico. Tale dato può essere spiegato con il fatto che, nonostante sia stato campionato un elevato numero di *plot*, questo non è stato sufficiente a campionare tutta la diversità specifica presente nelle riserve (Gotelli & Colwell 2001), data l'alta eterogeneità ambientale dell'area di studio indagata (Chiarucci et al. 2008a, 2008b).

Studi recenti (Pearman & Weber 2007) riportano che i pattern di distribuzione della ricchezza di specie possono riflettere in qualche modo quelli di differenti gruppi di specie (come ad esempio quelle rare): ciò dovrebbe risultare in un andamento monotonicamente crescente della ricchezza di specie focali all'aumentare della ricchezza di specie campionate (Lennon et al. 2004). Tuttavia, nel presente studio, le specie focali mostrano curve con modelli di crescita molto diversi rispetto al numero totale di specie censite. Questo suggerisce che: (i) la distribuzione delle specie focali (specie rare, endemiche o minacciate) può in realtà essere diversa dalla distribuzione delle specie comuni, come sottolineato anche in altri studi sui modelli di ricchezza di uccelli svolti in Gran Bretagna ed Africa (Lennon et al. 2004); (ii) le specie comuni non rappresentano buoni predittori dei *pattern* di ricchezza dell'insieme delle specie (Chiarucci et al. 2008a). Il rapporto tra l'andamento delle specie focali e quello di tutte le specie campionate aumenta con l'aumentare del numero di *plot*, testimoniando come, all'interno della rete di riserve studiate, da un punto di vista generale, le specie focali riscontrate aumentino rispetto alle specie comuni, all'aumentare dello sforzo campionario (quantificato come numero di *plot* campionati). Tale andamento risulta legato al fatto che queste specie sono, in media, meno frequenti della totalità delle specie (Chiarucci et al. 2008a). Per questo motivo, le specie focali risultano sotto campionate durante un campionamento probabilistico disegnato per avere una rappresentatività dell'intero territorio e, quindi, non appositamente progettato per rilevare con maggiore probabilità gli *habitat* più rari.

Partizione additiva della diversità per la rete di riserve naturali

L'importanza del ruolo della complementarietà composizionale tra siti, nel determinare la diversità a larga scala, è stato sottolineato già da Chiarucci et al. (2008a), che indagando il ruolo della diversità vegetale nel network di SIC della Rete Natura 2000 della provincia di Siena, evidenziano come la maggior parte della diversità floristica sia dovuta alla comple-

mentarietà specifica (β -diversità) tra i singoli SIC che compongono la rete (in altri termini, all'unicità della composizione floristica che caratterizza i diversi SIC).

Similmente, la partizione additiva della diversità di coleotteri arboricoli nelle foreste decidue dell'Ohio e Indiana ha mostrato come la β -diversità entro i siti di campionamento e quella tra i siti entro la medesima eco-regione siano le componenti che contribuiscono in misura maggiore alla diversità totale (Gering et al. 2003). Veech & Crist (2007b) evidenziano come normalmente la β -diversità a livello di paesaggio contribuisce per il 50% o più alla γ -diversità totale e sia correlata positivamente e in maniera significativa all'eterogeneità ecosistemica e climatica. In accordo con questi lavori, anche la diversità nell'intero sistema di riserve naturali della Provincia di Siena è dovuta (per l'80% della diversità totale) alle differenze nella composizione specifica che intercorrono tra le riserve (β_{rete}). L'alta percentuale che la β_{rete} fornisce alla diversità floristica totale non è, dunque, il risultato di un assemblaggio casuale di specie ma è attribuibile ad una serie di fattori ambientali e antropici specifici che hanno creato una grande diversità di vegetazione e di nicchie ecologiche. Tale effetto è dovuto alle condizioni diversificate in termini di geologia, topografia, uso del suolo e ad una gestione forestale perpetrata da lungo tempo (De Dominicis 1993). L'utilizzo millenario di queste aree per scopi agricoli, pastorali e selvicolturali, ha prodotto un mosaico complesso, composto da poche aree naturali residue, miste a molti *habitat* semi-naturali e ad una ricca varietà di tipi di vegetazione secondaria (De Dominicis 1993).

La partizione additiva della diversità delle specie focali rivela che i loro modelli di distribuzione ricalcano solo parzialmente i modelli di ricchezza di tutte le specie campionate. Infatti, per questo gruppo di specie si assiste ad una maggiore diversità dovuta alla differenziazione delle riserve (87% della diversità totale - Tab. 4), che consegue in un contributo percentuale minore delle restanti componenti alla diversità totale. Per questo insieme di specie, $\alpha_{subplot}$ è la componente che ha in proporzione la maggiore riduzione (rispetto alla totalità delle specie). L'estensione molto piccola e la relativa omogeneità delle condizioni ambientali nei *subplot* campionati all'interno dello stesso *plot* influiscono sulla presenza delle specie focali, che, alla scala spaziale esaminata, non coesistono. Ciò viene spiegato considerando l'autoecologia delle specie focali, quasi tutte con particolari esigenze ecologiche (edafiche, climatiche, ecc.), e che

difficilmente sono rappresentabili in una stessa area contemporaneamente, e per tale motivo risultano spazialmente isolate (Hubbell & Foster 1986). Verosimilmente questo è il motivo per cui le specie focali presentano una diversità maggiore del 7% rispetto all'insieme di specie campionate, alla scala di analisi più estesa (β_{rete}).

Effetto dell'ampliamento della rete di riserve provinciali

La creazione di un sistema di aree protette è una necessità stabilita dalle Convenzioni sulla Diversità Biologica, di Ramsar, di Berna ed è la loro istituzione è obbligatoria per tutti i membri dell'Unione Europea (attuata dalle Direttive Habitat ed Uccelli - Rodrigues et al. 1999). Il primo obiettivo nella creazione di un sistema di aree protette è conservare nel lungo termine e per una data regione, la diversità delle sue caratteristiche biologiche (Rodrigues et al. 2000). La selezione delle riserve basata sul principio di complementarità (Vane Wright et al. 1991) presuppone che le risorse per la protezione della biodiversità saranno sempre limitate. Infatti, attraverso questo principio, si cerca di ottenere la massima efficienza (*sensu* Pressey & Nicholls 1989) nella rappresentazione della biodiversità con il minimo costo.

La procedura con cui si può soddisfare tale principio è attraverso il calcolo dell'area minima in cui tutte le caratteristiche della diversità biologica sono rappresentate almeno una volta (Margules et al. 1988, Sætersdal et al. 1993, Csuti et al. 1997, Howard et al. 1998). Tale procedura sottintende che, se una specie è contenuta nelle riserve, può essere in qualche modo protetta (anche se è stato dimostrato che questo approccio non è sempre sufficiente ad assicurare una persistenza a lungo termine della diversità nel sistema, Rodrigues et al. 2000).

La rete di riserve della provincia di Siena è caratterizzata da avere aree protette di dimensioni medio-piccole e di racchiudere in se un'alta diversità di ambienti. I criteri di selezione rispecchiano, quindi, i risultati dei recenti studi di Zhou & Wang (2006), che cercando la migliore configurazione di *habitat* per la persistenza delle meta-popolazioni in un sistema di aree protette naturali, individuano la soluzione ottimale in una rete di molte aree di dimensioni relativamente piccole, piuttosto che poche aree grandi o molte aree molto piccole.

Nel 2008, con delibera del consiglio provinciale di Siena, sono state istituite tre nuove riserve entranti a far parte della rete di riserve naturali (Ripa d'Orcia, Bogatto e Crete dell'Orcia), tutte ricadenti nella Val

d'Orcia. Le due nuove riserve naturali considerate in questo studio (si ricorda che i dati vegetazionali non sono al momento disponibili per la riserva "Crete dell'Orcia") hanno mostrato, da una prima analisi, curve di rarefazione e valori di β_{plot} e $\beta_{riserva}$ inferiore rispetto alle riserve naturali già presenti nella rete. La riserva naturale Bogatto è caratterizzata per oltre il 50% da macchia mediterranea e cedui di leccio, per il 35% da boschi misti di caducifoglie e per il restante 15% da coltivi e vigneti (EEA 2005). Anche se più diversificata, la vegetazione della riserva naturale Ripa d'Orcia risulta simile, soprattutto per la fisionomia vegetazionale che domina l'area (boschi a sclerofille con dominanza di *Quercus ilex*). In base ai risultati ottenuti dal partizionamento additivo è possibile osservare che l'inserimento delle nuove riserve naturali ha contribuito ad aumentare la diversità totale della rete (sono state infatti campionate 33 specie in più rispetto alla rete preesistente, di cui 4 classificate come focali). Comunque, il loro contributo è stato soprattutto quello di accrescere la componente β_{reter} , cioè la diversità tra riserve, che ha avuto un incremento percentuale dell'1.4% per l'insieme totale delle specie e dell'1.5% per le specie focali. L'ulteriore scomposizione della componente β_{rete} nelle due componenti che la determinano, ovvero β_{area} e $\beta_{replacement}$, ha permesso di attribuire completamente l'aumento di diversità alla componente β_{area} , mentre la componente $\beta_{replacement}$, in proporzione, è diminuita. È necessario notare come in una rete di aree protette tra loro isolate, la diversità non dovrebbe aumentare come sola funzione dell'incremento di area dell'intera rete ma dovrebbe essere presente una certa variabilità nella diversità di ogni area protetta non associata all'aumento dell'area (Crist et al. 2003). Un aumento minimo o addirittura nullo della componente $\beta_{replacement}$, come quello osservato, è invece tipico di aree a stretto contatto o annidate, caratterizzate da una elevata omogeneità ambientale che si riflette in una bassa variabilità in composizione specifica.

Dalle analisi effettuate e dai risultati ottenuti, quindi, si osserva come l'introduzione delle due nuove riserve naturali Ripa d'Orcia e Bogatto non comporti un aumento della complementarità tra riserve, poiché le due nuove aree presentano una componente floristica (e, quindi, una varietà di *habitat*) già abbondantemente rappresentata nel sistema di aree protette della provincia di Siena.

D'altra parte è necessario considerare che anche l'aggiunta di una semplice area ad un sistema di aree protette serve a garantire una certa ridondanza delle caratteristiche biologiche presenti e, quindi, la loro

conservazione a lungo termine (Rodrigues & Gaston 2001). Infatti, se da una parte il fine ultimo e principale delle attuali strategie di conservazione sta nel minimizzare il rischio di estinzione delle specie (Margules & Pressey 2000, Nicholson & Possingham 2006), risulta chiaro che la mancanza di sufficienti informazioni in grado di tradurre il grado di rappresentatività di una specie in un dato territorio nel relativo rischio di estinzione, rende necessaria la massimizzazione della connettività, dell'estensione e della "ridondanza" delle aree protette, con l'obiettivo indiretto di garantirne la persistenza (Moilanen 2007).

Conclusioni

La partizione additiva della diversità, connessa ad altre tecniche di analisi quali le curve di rarefazione, quando applicata ad un campionamento di tipo probabilistico, consente di valutare in modo preciso e ripetibile le componenti della diversità esistenti alle varie scale spaziali di riferimento. Nella rete di riserve naturali della provincia di Siena è stato possibile indicare come la grande maggioranza della diversità vegetale è attualmente allocata nella differente composizione specifica che esiste tra le singole riserve naturali (dovuta principalmente all'elevata complementarità compositiva tra le riserve naturali). Descrivendo l'andamento nello spazio delle componenti della diversità, si è potuto valutare l'efficienza del sistema "rete di riserve naturali provinciali", stimandola sotto diversi punti di vista, legati in particolare a: (i) la complementarità di ambienti inclusi nella rete (Vane Wright et al. 1991); (ii) la dimensione delle aree delle riserve rispondente a valori ottimali (Zhou & Wang 2006); (iii) l'incremento del numero di riserve naturali avvenuto nel tempo. In particolare, l'aggiunta delle due nuove riserve naturali, sebbene non abbia contribuito ad aumentare la differenziazione ecosistemica dell'intera rete, contribuisce alla ridondanza ambientale e specifica all'interno della rete, ritenuta una caratteristica fondamentale per la robustezza della rete di riserve naturali e per la perpetuazione delle diversità contenuta in essa (Rodrigues & Gaston 2001).

Una valutazione a priori di nuove aree da proteggere attraverso il metodo della partizione additiva, affiancata da studi relativi alla massimizzazione di altri *taxa* (Chiarucci et al. 2005, 2007) potrebbe quindi rappresentare un efficace metodo per la selezione di nuove aree adibite alla conservazione della natura. Inoltre, è importante sottolineare la possibilità di poter quantificare tutte le componenti della diversità in

maniera ripetibile, soprattutto per poter sviluppare efficienti piani di monitoraggio della diversità.

Ringraziamenti

Il progetto a cui si fa riferimento è stato realizzato grazie ad un supporto economico della Provincia di Siena e al finanziamento da parte dell'Università di Siena PAR 2005 Sviluppo di metodologie per la quantificazione e il monitoraggio della biodiversità in reti di aree protette. Si ringrazia il Corpo Forestale dello Stato per aver reso possibile l'integrazione di questo studio con le attività dell'Inventario Nazionale delle Foreste e dei serbatoi forestali di Carbonio (INFC).

Si ringraziano inoltre tutte le persone che hanno partecipato alla raccolta dei dati floristici, in particolare: Marta Chincarini, Valerio Amici, Clara Santi, Francesco Geri, Francesco Vitillo, Giulia Bennati, Sara Ghisleni, Lia Pignotti, Elisa Baragatti.

Bibliografia

- AA.VV. (2005). La biodiversità in Toscana. Specie ed habitat in pericolo. RENATO, Regione Toscana, Firenze, Italia.
- Aeschmann D, Lauber K, Moser M, Theurillat JP (2004). Flora alpina. Zanichelli, Bologna, Italia.
- Allan JD (1975). The distributional ecology and diversity of benthic insects in Cement Creek, Colorado. *Ecology* 56: 1040-1053. - doi: 10.2307/1936145
- Arrhenius O (1921). Species and area. *Journal of Ecology* 9: 95-99. - doi: 10.2307/2255763
- Bacaro G, Ricotta C (2007). A spatially explicit measure of beta-diversity. *Community Ecology* 8: 41-46. - doi: 10.1556/ComEc.8.2007.1.6
- Battisti C (2004). Frammentazione, connettività, reti ecologiche. Stilografica, Roma, Italia.
- Bonn A, Gaston KJ (2005). Capturing biodiversity: selecting priority areas for conservation using different criteria. *Biodiversity and Conservation* 14: 1083-1100. - doi: 10.1007/s10531-004-8410-6
- Chiarucci A, Bacaro G, Rocchini D (2008a). Quantifying plant species diversity in Natura 2000 network: old ideas and new proposals. *Biological Conservation* 10: 2608-2618. - doi: 10.1016/j.biocon.2008.07.024
- Chiarucci A, Bacaro G, Rocchini D, Fattorini L (2008b). Discovering and rediscovering the sample-based rarefaction formula in the ecological literature. *Community Ecology* 9: 121-123. - doi: 10.1556/ComEc.9.2008.1.14
- Chiarucci A, Bacaro G, Rocchini D, Ricotta C, Palmer MW, Scheiner SM (2009). Spatially constrained rarefaction: incorporating the autocorrelated structure of biological communities in sample-based rarefaction. *Community*

- Ecology 10: 209-214. - doi: 10.1556/ComEc.10.2009.2.11
- Chiarucci A, Bonini I (2005). Quantitative floristic 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
- Chiarucci A, D'Auria F, Bonini I (2007). Is vascular plant species diversity a predictor of bryophyte species diversity in Mediterranean forests? *Conservation Biology* 16: 525-545.
- Chiarucci A, D'Auria F, De Dominicis V, Laganà A, Perini C, Salerno E (2005). Using vascular plants as a surrogate taxon to maximize fungal species richness in reserve design. *Conservation Biology* 19: 1644-1652. - doi: 10.1111/j.1523-1739.2005.00202.x
- Chiarucci A, De Dominicis V, Ristori J, Calzolari C (1995). Biancana badland vegetation in relation to morphology and soil in Orcia Valley, central Italy. *Phytocoenologia* 25: 69-87.
- Conti F, Abbate G, Alessandrini A, Blasi C (2005). An annotated checklist of the Italian vascular flora. Palombi, Roma, Italia.
- Conti F, Manzi A, Pedrotti F (1997). Liste rosse regionali delle piante d'Italia. Università di Camerino, Camerino, Italia.
- Crist TO, Veech JA (2006). Additive partitioning of rarefaction curves and species-area relationships: unifying α -, β - and γ - diversity with sample size and habitat area. *Ecology Letters* 9: 923-932. - doi: 10.1111/j.1461-0248.2006.00941.x
- Crist TO, Veech JA, Gering JC, Summerville KS (2003). Partitioning species diversity across landscape and regions: a hierarchical analysis of α and β diversity. *The American Naturalist* 162: 734-743. - doi: 10.1086/378901
- Csuti B, Polasky S, Williams PH, Pressey RL, Camm JD, Kershaw M, Kiester AR, Downs B, Hamilton R, Huso M, Sahr K (1997). A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. *Biological Conservation* 80: 83-97. - doi: 10.1016/S0006-3207(96)00068-7
- De Dominicis V (1993). La vegetazione. In: "La storia naturale della Toscana meridionale". Monte dei Paschi di Siena, Amilcare Pizzi Editore, Siena, Italia, pp. 247-343.
- De Vries PJ, Lande R, Murray D (1999). Associations of mimetic ithomiine butterflies on small spatial and temporal scales in a neotropical rainforest. *Biological Journal of Linnean Society* 67: 73-85. - doi: 10.1111/j.1095-8312.1999.tb01930.x
- De Vries PJ, Murray D, Lande R (1997). Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. *Biological Journal of Linnean Society* 62: 343-364. - doi: 10.1111/j.1095-8312.1997.tb01630.x
- De Vries PJ, Walla TR (2001). Species diversity and community structure in neotropical fruit-feeding butterflies. Department of biology, Mesa State College, Grand Junction, Colorado, USA.
- EEA (2005). The European environment: state and outlook - European Environmental Agency. Copenhagen
- Eggenberg E, Moehl A (2007). Flora Vegetativa - Ein Bestimmungsbuch fuer Pflanzen der Schweiz in bluetenlosen Zustand. Haupt Verlag, Bern, Switzerland.
- Elzinga CL, Salzer DW, Willoughby JW, Gibbs JP (2001). Monitoring plant and animal populations. Blackwell Science, Malden, Massachusetts, USA, pp. 337.
- Fattorini L (2007). Statistical inference on accumulation curves for inventorying forest diversity: a design-based critical look. *Plant Biosystems* 141: 231-242. - doi: 10.1080/11263500701401786
- Fattorini L, Tabacchi G (2004). INFC, il disegno di campionamento. Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio, MiPAF - Direzione Generale per le Risorse Forestali Montane ed Idriche, Corpo Forestale dello Stato, CRA-ISAFA, Trento, Italia.
- Ferretti M, Chiarucci A (2003). Design concepts adopted in long-term forest monitoring programs in Europe-problems for the future? *Science of Total Environment* 310: 171-178. - doi: 10.1016/S0048-9697(02)00637-X
- Filibeck G, Lattanzi E (2008). Il poligono militare di Nettuno (Roma), testimonianza di un paesaggio scomparso: contributo alla conoscenza floristica e proposte per la tutela. *Informatore Botanico Italiano* 40 (1): 33-58.
- Gering JC, Crist TO, Veech JA (2003). Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: implications for regional conservation of biodiversity. *Conservation Biology* 17: 488-499. - doi: 10.1046/j.1523-1739.2003.01465.x
- Gleason HA (1926). The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 53: 7-26. - doi: 10.2307/2479933
- 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
- Howard PC, Viskanic P, Davenport TRB, Kigenyi FW, Baltzer M, Dickinson CJ, Lwanga LS, Matthews RA, Balmford A (1998). Complementary and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda. *Nature* 394: 472-475. - doi: 10.1038/28843
- Hubbell SP, Foster RB (1986). Commonness and rarity in a neotropical forest: implications for tropical tree conservation. In: "Conservation biology: science of scarcity and diversity" (Soulé M ed). Sinauer Press, Sunderland, MS, USA, pp. 205-231.
- IUCN (2006). IUCN red list of threatened species. [online]

- URL: <http://www.iucnredlist.org>
- Kobayashi S (1974). The species-area relation. I. A model for discrete sampling. *Researches on Population Ecology* 15: 223-237. - doi: 10.1007/BF02510669
- Koellner T, Hersperger AM, Wohlgermuth T (2004). Rarefaction method for assessing plant species diversity on a regional scale. *Ecography* 4: 532-544. - doi: 10.1111/j.0906-7590.2004.03832.x
- Lande R (1996). Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* 76: 5-13. - doi: 10.2307/3545743
- Lennon JJ, Koleff P, Greenwood JJD, Gaston KJ (2004). Contribution of rarity and commonness to patterns of species richness. *Ecology Letters* 7: 81-87. - doi: 10.1046/j.1461-0248.2004.00548.x
- MacArthur RH (1964). Environmental factors affecting bird species diversity. *American Naturalist* 68: 387-397. - doi: 10.1086/282334
- Maccherini S, Chiarucci A, De Dominicis V (1998). Relationships between vegetation and morphology in the Radicofani calanchi (southern Tuscany). *Atti del Museo di Storia Naturale della Maremma* 17: 91-108.
- Maccherini S, Chiarucci A, De Dominicis V (2000). Structure and species diversity of *Bromus erectus* grasslands of biancana badlands. *Belgian Journal of Botany* 133: 3-14.
- Magurran AE (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Chapman and Hall, London, UK.
- Magurran AE (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Sheffield, UK.
- Margules CR, Nicholls AO, Pressey RL (1988). Selecting networks of reserves to maximise biological diversity. *Biological Conservation* 43: 63-76. - doi: 10.1016/0006-3207(88)90078-X
- Margules CR, Pressey RL (2000). Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253. - doi: 10.1038/35012251
- Moilanen A (2007). Landscape zonation, benefit functions and target-based planning: unifying reserve selection strategies. *Biological Conservation* 134: 571-579. - doi: 10.1016/j.biocon.2006.09.008
- Nicholson E, Possingham HP (2006). Objectives for multiple species conservation planning. *Conservation Biology* 20: 871-881. - doi: 10.1111/j.1523-1739.2006.00369.x
- Noss RF, Cooperrider AY (1994). *Saving nature's legacy: protecting and restoring biodiversity*. Island Press, Washington, USA.
- Pearman PB, Weber D (2007). Common species determine richness patterns in biodiversity indicator taxa. *Biological Conservation* 138: 109-119. - doi: 10.1016/j.biocon.2007.04.005
- Pielou EC (1975). *Ecological diversity*. John Wiley, New York, USA.
- Pignatti S (1982). *Flora d'Italia*. Edagricole, Bologna, Italia.
- Pressey RL, Nicholls AO (1989). Efficiency in conservation evaluation-scoring versus iterative approaches. *Biological Conservation* 50: 199-218. - doi: 10.1016/0006-3207(89)90010-4
- R Development Core Team (2009). *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rameau JC, Mansion D, Dumé G (1989). *Flore forestière française: guide écologique illustré (voll.1 e 2)*. IDF, Paris, France.
- Regione Toscana (2000). *Legge regionale Toscana 56/2000, Allegato A*.
- Rodrigues ASL, Gaston KJ (2001). How large do reserve networks need to be? *Ecology Letters* 4: 602-609. - doi: 10.1046/j.1461-0248.2001.00275.x
- Rodrigues ASL, Gaston KJ, Gregory GD (2000). Using presence-absence data to establish reserve selection procedures that are robust to temporal species turnover. *Proceedings of the Royal Society B Biological Sciences* 267: 897-902. - doi: 10.1098/rspb.2000.1087
- Rodrigues ASL, Tratt R, Wheeler BD, Gaston KJ (1999). The performance of existing networks of conservation areas in representing biodiversity. *Proceedings of the Royal Society B Biological Sciences* 266: 1453-1460. - doi: 10.1098/rspb.1999.0800
- Sætersdal M, Line JM, Birks HB (1993). How to maximize biological diversity in nature reserve selection: vascular plants and breeding birds in deciduous woodlands, Western Norway. *Biological Conservation* 66: 131-138. - doi: 10.1016/0006-3207(93)90144-P
- Scheiner SM (2003). Six types of species-area curves. *Global Ecology & Biogeography* 12: 441-447. - doi: 10.1046/j.1466-822X.2003.00061.x
- Scoppola A, Spampinato G, Giovi E, Magrini S, Cameriere P (2005). Le entità a rischio di estinzione in Italia: un nuovo Atlante multimediale. In: "Stato delle conoscenze sulla flora vascolare d'Italia" (Scoppola A, Blasi C eds). Palombi, Roma, Italia, pp. 47-78.
- Summerville KS, Boulware MJ, Veech JA (2003). Spatial variation in species diversity and composition of forest *Lepidoptera* in eastern deciduous forests of North America. *Conservation Biology* 17: 1045-1057. - doi: 10.1046/j.1523-1739.2003.02059.x
- Tutin TG, Burges NA, Chater AO, Edmondson JR, Heywood VH, Moore DM, Valentine DH, Walters SM, Webb DA (1993). *Flora Europaea (vol. I)*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Tutin TG, Heywood VH, Burges NA, Moore DM, Valentine DH, Walters SM, Webb DA (1964). *Flora Europaea (voll. I-V)*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Ugland KI, Gray JS, Ellingsen KE (2003). The species-accumulation curve and estimation of species richness. *Jour-*

- nal of Animal Ecology 72: 888-897. - doi: 10.1046/j.1365-2656.2003.00748.x
- Ugland KI, Gray JS, Lambshead PJ (2005). Species accumulation curves analyzed by a class of null models discovered by Arrhenius. *Oikos* 108: 263-274. - doi: 10.1111/j.0030-1299.2005.13532.x
- Vane Wright RI, Humphries CJ, Williams PH (1991). What to protect? Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation* 55: 235-254. - doi: 10.1016/0006-3207(91)90030-D
- Veech JA, Crist TO (2007a). PARTITION: software for hierarchical additive partitioning of species diversity (version 2.0). <http://www.users.muohio.edu/cristto/partition.htm>
- Veech JA, Crist TO (2007b). Habitat and climate heterogeneity maintain beta-diversity of birds among landscapes within ecoregions. *Global Ecology and Biogeography* 16: 650-656. - doi: 10.1111/j.1466-8238.2007.00315.x
- Wagner HH, Wildi O, Ewals KC (2000). Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. *Landscape Ecology* 15: 219-227. - doi: 10.1023/A:1008114117913
- Whittaker RH (1960). Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30: 279-338. - doi: 10.2307/1943563
- Whittaker RH (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251. - doi: 10.2307/1218190
- Whittaker RJ, Fernandez-Palacios JM (2007). *Island Biogeography. Ecology, evolution and conservation*. Oxford Biology, Oxford, UK.
- 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
- Zhou SR, Wang G (2006). One large, several medium, or many small? *Ecological Modelling* 191: 513-520. - doi: 10.1016/j.ecolmodel.2005.05.023