

ECOSYSTEM SERVICES E CONNETTIVITÀ DEL PAESAGGIO: IL MODELLO PANDORA PER LA PIANIFICAZIONE DI INTERVENTI SOSTENIBILI SUL TERRITORIO.

R. PELOROSSO¹, F. GOBATTONI¹, R. MONACO², A. LEONE¹

SOMMARIO

Blue e Green ways hanno un ruolo strategico per le loro numerose funzionalità, prima fra tutte la connettività a scala di paesaggio e la conseguente rete ecologica. La connettività del paesaggio è la capacità che questo possiede di facilitare od ostacolare il movimento di specie vegetali e/o animali tra patch di Habitat, di supportare flussi di energia e materia e di facilitare la persistenza a lungo termine della biodiversità. In questo lavoro proponiamo una nuova versione del modello PANDORA per valutare il valore ecologico delle singole patch in termini di connettività e di stato energetico del paesaggio. Il modello, già presentato come Decision Support System per la valutazione di diversi scenari di cambiamento dell'uso del suolo, è caratterizzato da un'operatività multi-scala e da un approccio spaziale che mirano a fornire un ulteriore strumento per la diffusione dei concetti di servizi ecosistemici e di ecologia del paesaggio nelle procedure di valutazione ambientale (ad esempio, VIA, VAS) e nella pianificazione del territorio alle diverse scale amministrative.

¹ *Dipartimento DAFNE-Università degli Studi della Tuscia, Viterbo. Corresponding author: f.gobattoni@unitus.it*

² *Dipartimento Interateneo di Scienze, Progetto e Politiche del Territorio, Politecnico di Torino*

1. Introduzione

Come riporta la Carta della Pianificazione Europea (The Charter of European Planning, ECPT-CEU, 2013), uno sviluppo sostenibile richiede il mantenimento, il potenziamento e la creazione delle risorse naturali che ricadono all'interno delle realtà urbane o che forniscono ad esse servizi come la protezione dal degrado e dall'inquinamento, alti livelli di efficienza energetica o l'uso consapevole delle risorse (e.g. acqua, aria, suolo). Infatti, ogni cambiamento d'uso del suolo può avere conseguenze negative o positive: l'uomo, più di ogni altra specie vivente, gioca un ruolo fondamentale nel mantenimento della salute globale dell'ambiente data la sua grande abilità di modificare fortemente la struttura del paesaggio e, di conseguenza, la sua funzionalità, per raggiungere i suoi obiettivi. Esempi di questa capacità sono i vasti cambiamenti di uso e di copertura del suolo realizzati, soprattutto negli ultimi secoli (Foley et al., 2005; Pelorosso, Leone, & Boccia, 2009) grazie all'innovazione tecnologica e all'uso di fonti fossili di energia, per acquisire un numero sempre maggiore di beni e servizi dagli ecosistemi e dai paesaggi, beni e servizi oggi noti come Ecosystem Services (ES) (Hermann, Schleifer, & Wrba, 2011; Termorshuizen & Opdam, 2009). Di questi ES fanno parte i servizi di approvvigionamento come cibo, legno e acqua, così come l'energia utilizzata dai cittadini e dai sistemi urbani o i servizi culturali come i benefici sociali, turistici e ricreazionali. Tuttavia, lo sfruttamento delle risorse naturali influenza la fornitura di altri ES come i servizi di regolazione, per il controllo delle piene e della CO₂, o servizi di supporto come la produzione di ossigeno, che mantiene le condizioni ottimali per la vita sulla Terra (MEA, 2003). In particolare, le aree urbanizzate, attraverso l'impermeabilizzazione dei suoli, determinano severe conseguenze ambientali come l'aumento della quantità di runoff e il trasporto di inquinanti con esso, il deterioramento della funzionalità ecosistemica, l'aumento dei gas serra, la frammentazione degli Habitat e la riduzione della biodiversità. Questi impatti possono essere stimati nel contesto degli ES dal momento che questo contesto può fornire un nuovo modo di affrontare la gestione ambientale e di connettere la natura e la società non solo nel settore della ricerca ma anche nei metodi di valutazione pratica (Karjalainen, Marttunen, Sarkki, & Rytönen, 2013). Attualmente, politiche e piani si stanno gradualmente indirizzando verso il supporto e il rinforzo degli ecosystem/landscape services (Gulickx, Verburg, Stoorvogel, Kok, & Veldkamp, 2013).

La Connettività ecologica del paesaggio è un aspetto molto importante della pianificazione purtroppo molto spesso considerato solo nel trattare aree extra-urbane (Pelorosso, Gobattoni, Lauro, Monaco, & Leone, 2012). Essa può essere definita come l'abilità del paesaggio di facilitare o impedire movimenti tra le patches di Habitat, di supportare i flussi di energia, organismi e materia (e.g. semi, biomassa, pollini, nutrienti, sedimenti) e la persistenza della biodiversità a lungo termine (Foltête, Clauzel, & Vuidel, 2012; Ng, Xie, & Yu, 2013; Saura & Pascual-Hortal, 2007). La Connettività del paesaggio è quindi un'importante questione legata alla dispersione degli animali, alla persistenza della popolazione e al mantenimento delle

funzioni ecologiche. In particolare, la biodiversità rappresenta una proprietà fondamentale dell'ecosistema: le stime riportano che una variazione dell'1% della biodiversità corrisponda ad una variazione dello 0,5% del valore di tutti i servizi ecosistemici (Bastian, 2013).

In quest'ottica, la Connettività del paesaggio ricopre un importante ruolo nella definizione del valore degli ecosystem services di ogni singola patch del mosaico paesaggistico: patch di Habitat, con la stessa dimensione e con le stesse caratteristiche, ma situate in luoghi diversi, possono fornire servizi ecosistemici diversi a causa della loro diversa connettività con il paesaggio. Inoltre, un paesaggio ben connesso aumenta la resilienza del sistema socio-ecologico rendendolo in grado di superare cambiamenti improvvisi attraverso processi di persistenza, adattamento e trasformazione (Zurlini et al., 2014). Diversi metodi, indici, approcci e modelli sono stati sviluppati attorno al concetto di connettività del paesaggio e frammentazione (e.g. Luque, Saura, & Fortin, 2012; Saura & Pascual-Hortal, 2007).

Recenti studi, si sono focalizzati sull'importanza dell'integrazione delle misure di landscape connectivity all'interno della valutazione dei servizi ecosistemici (Ng et al., 2013), della pianificazione urbanistica (Ahern, 2012; Tannier, Foltête, & Girardet, 2012), della valutazione di impatto ambientale (VIA) e della valutazione strategica ambientale (VAS) (Girardet, Foltête, & Clauzel, 2013; Mancebo Quintana, Martín Ramos, Casermeiro Martínez, & Otero Pastor, 2010; Scolozzi & Geneletti, 2012a).

La stima della connettività nei processi decisionali di land use e di pianificazione urbana e del paesaggio rappresenta tuttora una sfida (Scolozzi & Geneletti, 2012b). La mancanza di dati e la non corrispondenza tra le varie scale di analisi rappresentano ostacoli insormontabili per una corretta valutazione e integrazione della connettività ecologica nei piani e nelle procedure di valutazione. Inoltre, modelli complessi possono essere difficili da gestire quando è richiesto il confronto di scenari o quando la localizzazione e l'estensione delle aree possono variare. Vari esempi di stima della connettività strutturale (approccio non specie-specifico) sono stati presentati per affrontare tali questioni in maniera adeguata nella pratica della valutazione e della pianificazione a diverse scale spaziali (Mancebo Quintana et al., 2010; Marulli & Mallarach, 2005; Ng et al., 2013).

Una stima della connettività strutturale del paesaggio in termini di energia, basata sulla teoria dei grafi, è stata proposta in un modello innovativo denominato PANDORA (Gobattoni, Lauro, Monaco, & Pelorosso, 2012; Gobattoni, Pelorosso, Lauro, Leone, & Monaco, 2011). L'energia considerata dal modello è legata al metabolismo della vegetazione attraverso l'indice di BTC (Biological Territorial Capacity) ed è in grado di stimare lo stato energetico del paesaggio e gli scambi di bio-energia tra le componenti del paesaggio stesso (Bio-Energy Landscape Connectivity, BELC). Il modello è stato sviluppato per andare incontro alle esigenze di professionisti e pianificatori coinvolti nelle procedure di valutazione ambientale ed è stato

proposto come sistema di supporto decisionale per valutare gli impatti di diversi scenari di cambio d'uso del suolo. L'ultima versione del modello (Gobattoni, Groppi, Monaco, & Pelorosso, 2014) analizza il contributo di ogni singola patch del mosaico di paesaggio alla BELC globale e, di conseguenza, il contributo alla funzionalità e alla resilienza dell'intero sistema.

Gli attuali metodi di valutazione della connettività del paesaggio in termini di servizi ecosistemici, presentano due limiti fondamentali: 1) la connettività viene calcolata all'interno della stessa categoria di patch di Habitat; 2) la valutazione dei servizi ecosistemici si basa principalmente sulle dimensioni della patch senza considerare altre variabili relative, ad esempio, alle matrici acqua, suolo o alle caratteristiche climatiche, che potrebbero influenzare fortemente il valore finale dei servizi ecosistemici (Ng et al., 2013). Un modello che sia in grado di integrare completamente il concetto di ES nella valutazione della connettività del paesaggio non è ancora stato proposto.

In questo lavoro, per superare tali limitazioni, proponiamo una nuova versione del modello PANDORA per valutare il valore ecologico delle singole patch in termini di connettività e di stato energetico del paesaggio. Il modello, già presentato come Decision Support System per la valutazione di diversi scenari di cambiamento dell'uso del suolo, è caratterizzato da un'operatività multi-scala e da un approccio spaziale che mirano a fornire un ulteriore strumento per la diffusione dei concetti di servizi ecosistemici e di ecologia del paesaggio nelle procedure di valutazione ambientale (ad esempio, VIA, VAS) e nella pianificazione del territorio alle diverse scale amministrative. Ad esempio, il modello proposto permette di valutare, in termini di valore ecologico, una nuova organizzazione territoriale conseguente alla realizzazione di infrastrutture o aree urbane, fornendo così un valido strumento di supporto alle decisioni nella definizione di piani urbanistici.

2. Metodi

La metodologia proposta per la valutazione della connettività bio-energetica del paesaggio (BELC) viene sintetizzata di seguito: una più approfondita descrizione della stessa esula dai fini del presente lavoro e può essere reperita in altre pubblicazioni degli stessi autori. La valutazione degli ES verrà riportata in uno specifico paragrafo.

L'integrazione numerica del sistema di equazioni differenziali su cui si basa il modello PANDORA, può risultare assai gravosa dato l'elevato numero di equazioni coinvolte nel sistema e per tale motivo si è deciso di proporre una soluzione approssimata sostituendo il set di equazioni differenziali con una gerarchia algebrica che può essere implementata in maniera più agevole (Gobattoni et al., 2014).

La Bio-Energia (B) è la variabile di stato legata al metabolismo della vegetazione che caratterizza ogni patch di land cover. I parametri che regolano l'evoluzione di B (i.e. evoluzione delle foreste mature con il più alto livello di biodiversità) derivano dagli aspetti vegetazionali, di morfologia, clima e caratteristiche del suolo delle unità di paesaggio individuate. Le più significative barriere antropiche ai flussi di energia (e.g. ampie strade ad alto traffico veicolare) definiscono i confini delle unità di paesaggio (landscape units, LU).

Altre barriere antropiche (e.g. strade minori, aree edificate, aree asfaltate) presenti all'interno di ciascuna LU sono considerate come fattori limitanti all'evoluzione del livello di energia dei biotopi all'interno della stessa LU. I flussi di bio-energia tra le varie LU vengono continuamente ricalcolati e aggiornati dal modello sulla base dell'evoluzione delle patch e definiscono l'indice di connettività di ciascuna LU. Un elevato livello di connettività definita da tale indice viene considerato dal modello come un fattore positivo per l'incremento di Bio-Energia della patch. La soluzione della gerarchia algebrica fino al raggiungimento del valore asintotico (B^{as}) fornisce i valori finali di bio-energia di ciascuna patch e l'Energia Biologica Generalizzata dell'intero sistema (M^{astot}).

La valutazione degli ES avviene prendendo in considerazione sia la tipologia di land cover (i.e. Habitat) sia l'importanza della patch per la connettività globale del paesaggio espressa dal valore asintotico di M^{astot} . L'importanza di ogni patch in termini di contributo al mantenimento del livello di M^{astot} è stato calcolato attraverso il confronto della differenza in M^{astot} prima e dopo la conversione della patch in area urbana (i.e. superficie impermeabile e non fotosintetica). Tale indice viene definito dMt_{tot} . Il valore di Ecosystem Services per la protezione della biodiversità (ESV_B) per unità di area di diverse categorie di uso del suolo (€/ha/year) è stato aggiornato ed adattato al caso Italiano dal lavoro di Ng, Xie, & Yu (2013). Il modello è stato sviluppato in un ambiente open source ed applicato ad un'area ricadente nel Comune di Viterbo (Italia Centrale) sulla base dell'attuale uso del suolo e sviluppo urbano.

2.1 Valutazione degli Ecosystem Services

Il valore degli ES (ESV) può essere stimato per ogni patch prendendo in considerazione solo il tipo di Habitat (e.g. land cover) e l'area della patch attraverso la seguente formula convenzionale (Ng et al., 2013):

$$ESV_{kj} = VC_k \cdot A_{k-j} \quad (1)$$

dove ESV_{kj} è il valore stimato di Ecosystem Services della patch j della categoria di land cover k , VC_k è il coefficiente di Valore della categoria di land cover k , A_{k-j} è l'area della patch j e categoria di land cover k . VC_k è il valore economico di ogni macro tipologia di land cover ed è stato usato per valutare diversi ES in Cina (Ng et al., 2013; Tianhong, Wenkai, & Zhenghan, 2010; Xie, Lu, C. X., Leng, Zhang, & Li, 2003).

Sulla base del lavoro di Costanza et al. (1997) e Xie et al. (2003), Tianhong et al. (2010) riportano la procedura da seguire per ottenere il contributo di ogni classe di land cover nella fornitura di un range di ES a partire dai fattori di peso equivalente di ES per diversi ecosistemi terrestri (vedi tabella 1).

ECOSYSTEM SERVICES	BOSCO	PASCOLO SEMINATIVO	AREA UMIDA	CORPO D'ACQUA	SUOLO NUDO
Regolazione gas-serra	3.5	0.80	0.50	1.80	0
Regolazione del clima	2.70	0.90	0.89	17.10	0.46
Fornitura acqua	3.20	0.80	0.60	15.50	20.40
Regolazione, formazione e fertilità dei suoli	3.90	1.95	1.46	1.71	0.01
Depurazione acque	1.31	1.31	1.64	18.18	18.20
Protezione della biodiversità	3.26	1.09	0.71	2.50	2.49
Cibo	0.10	0.30	1.0	0.30	0.10
Materia grezze	2.60	0.05	0.10	0.07	0.01
Cultura e ricreazione	1.28	0.04	0.01	5.55	4.34
Totale	21.85	7.24	6.91	62.71	46.01

Tab.1 Fattore di peso equivalente di ES per ettaro di ecosistema terrestre in Cina (Tianhong et al., 2010).

Al valore economico della produzione media di cibo naturale di coltura per ettaro per anno (Annual Natural Food Production of Cropland, ANFPC) è stato assegnato peso uguale a 1 (in grassetto nella tabella 1). In questo modo, per ottenere gli ES forniti per area unitaria di differenti ecosistemi terrestri è necessario moltiplicare il valore economico di ANFPC per ogni peso della tabella 1. Il valore di ES per unità di area per ciascuna categoria di land use/land cover può essere assegnato sulla base degli ecosistemi equivalenti più vicini. ANFPC può essere calcolato considerando il prezzo medio per ettaro delle più comuni colture (e.g. grano) e che, generalmente, la produzione di cibo naturale è circa 1/7 dell'attuale produzione di cibo.

I pesi sono stati stimati per il contesto cinese e quindi delle variazioni in essi nel caso di applicazione ad altre regioni sono plausibili. In questo lavoro, per l'applicabilità del metodo e per i fini della ricerca, i pesi proposti non sono stati modificati mentre, il valore economico di ANFPC è stato ricalcolato per il caso di studio italiano ed aggiornato ai giorni nostri. Diversi tipi di land cover sono stati stimati per l'area di studio.

Il metodo proposto da Ng et al. (2013) per calcolare il valore di ES relativo alla protezione della biodiversità (ESV_B) che si riferisce alla misura della connettività ecologica, introduce un indice di connettività come di seguito riportato:

$$ESV_{B_{kj}} = VC_k \cdot \left(\frac{dPC_{k-j}}{dPC_{k-max}} \right) \cdot A_{k-max} \quad (2)$$

$$dPC_{k-j} = \left(\frac{PC_{k-j} - PC'_{k-j}}{PC_{k-j}} \right) \cdot 100 \quad (3)$$

dove ESV_{B_{kj}} è il valore di ES di biodiversità stimato per ogni patch j di categoria di land cover K, A_{k-max} rappresenta la più grande area delle patch della categoria di land cover k. PC (possibilità di connettività) è un indice ben noto di connettività funzionale basato sulle aree (Saura & Pascual-Hortal, 2007). dPC_{k-j} indica l'importanza di ogni patch in termini di contributo al mantenimento della connettività complessiva confrontando la differenza globale di connettività prima (i.e. PC_{k-j}) e dopo (i.e. PC'_{k-j}) aver trasformato la patch (Saura & Pascual-Hortal, 2007). dPC_{k-j} è il valore di dPC della patch j di categoria di land cover k e dPC_{k-max} indica il valore massimo di dPC all'interno della categoria di land cover k. Il metodo standardizza valori di connettività all'interno della stessa categoria di land cover e prende come riferimento la patch con area maggiore.

Il nuovo metodo proposto per calcolare ESV_{B_{kj}} è una modifica delle formule (2) e (3) e mira a superare i limiti sopra citati introducendo un indice di connettività legato al livello di bio-energia del paesaggio e alla reale area della patch:

$$ESV_{B_{kj}} = VC_k \cdot \left(1 + \frac{dMtot_{kj}}{dMtot_{j-max}} \right) \cdot A_j \quad (4)$$

$$dMtot_{kj} = \left(\frac{M^{astot}_j - M^{astot}_j'}{M^{astot}_j} \right) \cdot 100 \quad (5)$$

dove ESV_{B_{kj}} è il valore stimato di ecosystem service relativo alla protezione della biodiversità della patch j di categoria di land cover k con la valutazione della connettività bio-energetica, VC_k è il coefficiente di Valore per la categoria di land cover k aggiornato al caso di studio italiano, A_j si riferisce all'area della patch j senza considerare l'appartenenza ad una data tipologia di land cover. M^{astot}_j è l'Energia Biologica Generalizzata dell'intero sistema: essa deriva dal modello PANDORA 3.0, cioè dalla soluzione della gerarchia algebrica fino al raggiungimento del valore asintotico per tutte le patch. Rappresenta l'indice della BELC

globale e considera l'evoluzione della Bio-Energia di tutte le patch di paesaggio nelle attuali condizioni climatiche, morfologiche, di suolo e di barriere ai flussi energetici. $dM_{tot_{kj}}$ indica l'importanza di ogni patch j e categoria di land cover k in termini di contributo al mantenimento della BELC complessiva attraverso il confronto della connettività globale prima (i.e. $M^{as_{tot_j}}$) e dopo (i.e. $M^{as_{tot'_j}}$) la conversione della patch in area urbana. $dM_{tot_{j_max}}$ indica il valore massimo di dM_{tot} tra le patch j del paesaggio senza considerare la differenza di land cover.

In questo lavoro è stato proposto un confronto tra la valutazione di ESV_B con e senza la stima della BELC sulla base delle formule (1) e (4) rispettivamente ed, inoltre, sono state calcolate le stime aggregate di ESV_B a livello di:

a) di tipologia di Land cover

$$ESV_B_k = \sum_{j=1}^{z_k} ESV_B_{kj} \quad (6)$$

dove z_k è il numero di patch di categoria di land cover k .

b) scala di Landscape Unit

$$ESV_B_i = \sum_{r=1}^{m_i} ESV_B_{ir} \quad (7)$$

Dove m_i è il numero di patch all'interno della unità di paesaggio i .

c) scala di paesaggio

$$ESV_B_{tot} = \sum_{i=1}^n ESV_B_i \quad (8)$$

dove n è il numero di unità di paesaggio.

3. Risultati

La borsa merci di Bologna per l'anno 2013 riporta un prezzo medio di 200 €/ton di frumento tenero e 270 €/ton di frumento duro. Prendendo in considerazione un valore di 250 €/ton ed una produzione media di 6 ton/ha all'anno, il valore economico di AFNPC per l'Italia è stata stimata pari a 214 €/ha per anno. La Tabella 2 mostra il valore finale di VC_k per le principali tipologie di land cover dell'area di studio.

*Table 2. Coefficiente di Valore (VC_k) per categoria di land cover k per unità di area per la protezione della biodiversità (€/ha*year).*

Da notare che i frutteti sono stimati il 25% in più dei seminativi.

	Bosco	Pascolo	Frutteto	Seminativo	Area umida	Corpo d'acqua	Suolo nudo	Edificato
Protezione e della biodiversità	697,64	233,26	189,92	151,94	535,00	532,86	72,76	0,00

La raffigurazione dell'indice $dMtot_j$ (Fig. 1) permette di sottolineare l'importanza di ogni patch in termini di contributo al mantenimento del livello globale di bio-energia e di conseguenza della BELC. I risultati mostrano anche la capacità del modello di discriminare spazialmente il valore degli ES di ogni patch del mosaico (Fig. 2), gli ES a livello di categoria di land cover (Fig. 3) e a livello di unità di paesaggio (Fig. 4). Il valore di ES a scala di paesaggio senza e con la misura della connettività è perciò pari a 7.134.357,90 €/year e 10.192.959,80 €/year, rispettivamente, con un incremento del 42.8% considerando la BELC.

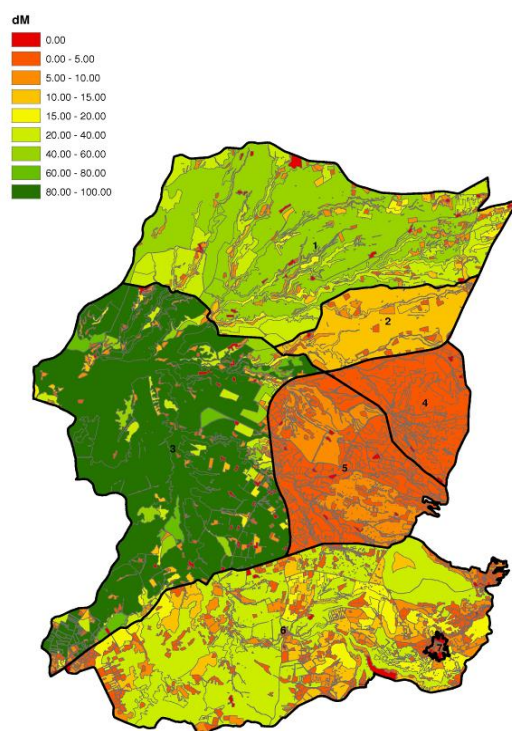


Fig. 1 Rappresentazione dell'indice dM_{totkj} : il valore varia tra 0 e 100 e definisce il decremento percentuale della bio-energia generalizzata complessiva M^{as}_{tot} conseguente alla conversione della patch in area urbana (i.e. superficie impermeabile non fotosintetica).

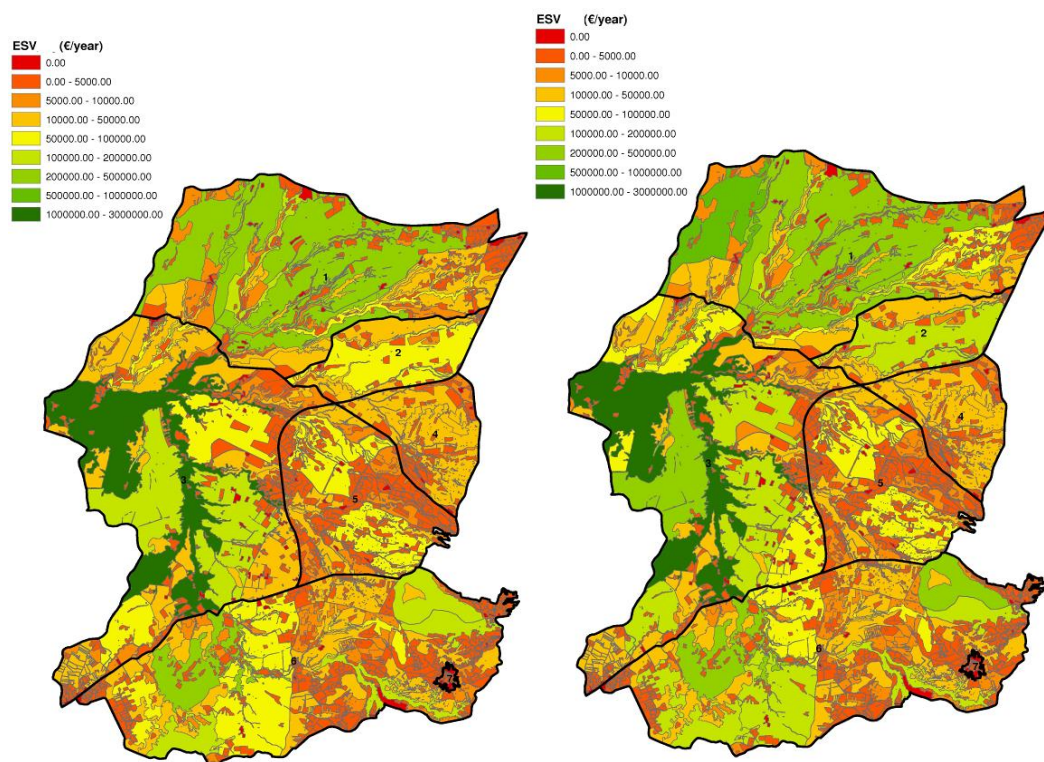


Fig. 2 ESV_{Bkj} per ciascuna patch di land cover dell'area di studio. a) senza considerare la BELC; b) con BELC.

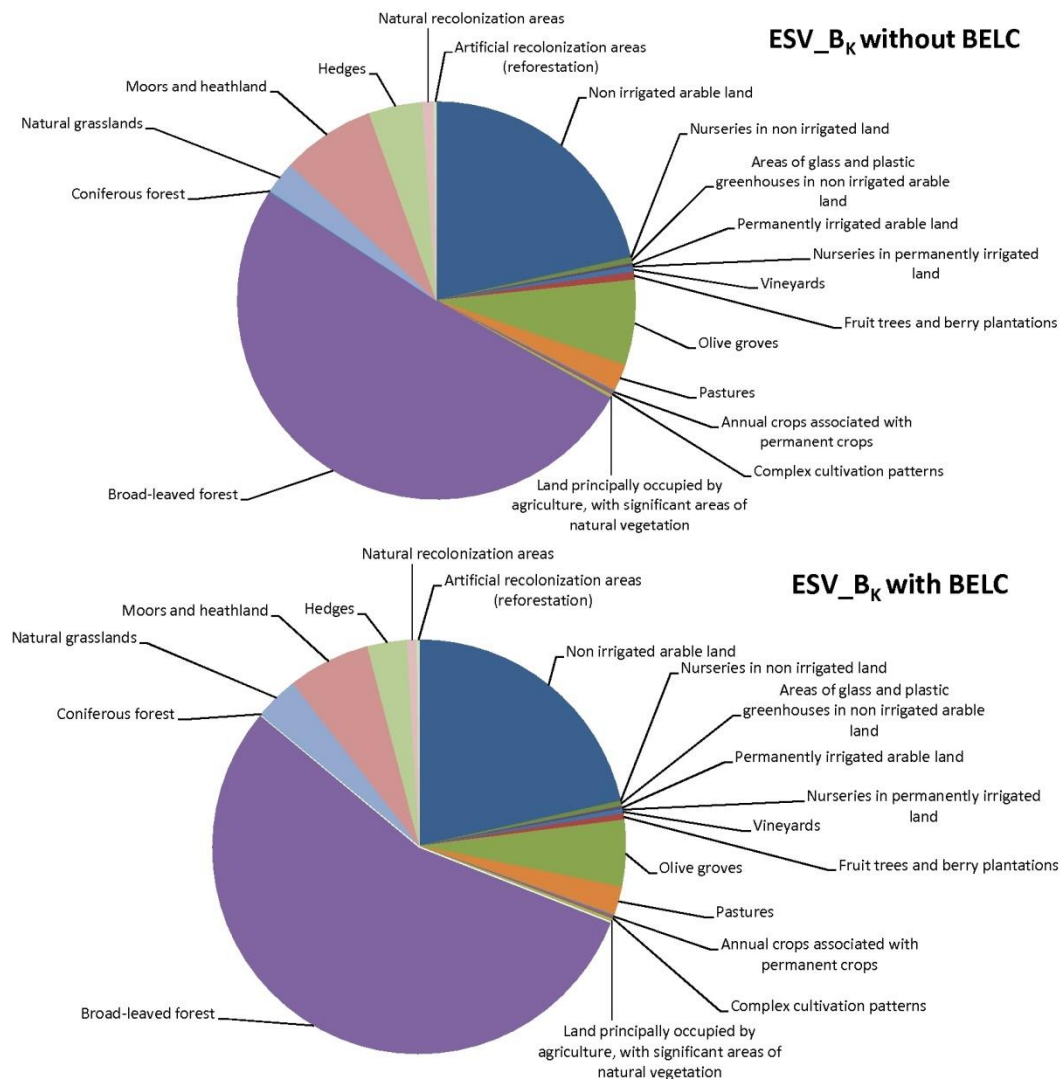


Fig. 3 Valore di ES per ciascuna categoria di land cover senza e con BELC, rispettivamente.

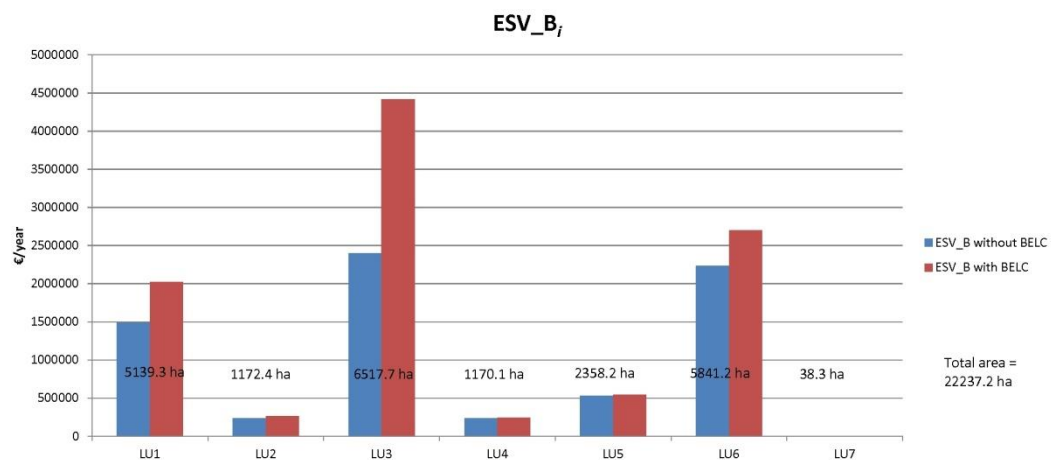


Fig. 4 Valore di ES per ciascuna Landscape Unit dell'area di studio senza e con BELC, rispettivamente.

4. Discussioni

Il concetto di paesaggio abbraccia tutte le componenti dell'ambiente umano: l'identità culturale, le risorse naturali, l'economia e la società. Il paesaggio è, quindi, espressione della diversità di un'eredità condivisa multi-culturale e naturale (ECTP-CEU, 2013). La scienza e la pratica della pianificazione spaziale devono essere in grado di garantire coesione tra questi differenti aspetti e di applicarla ai vari contesti: aree residenziali, commerciali e industriali, infrastrutture, strutture turistiche e di ricreazione, aree verdi urbane e parchi, aree rurali. La sfida per una pianificazione efficiente consiste nell'integrare queste necessità, a partire dalla protezione e la gestione della biodiversità e del paesaggio.

Per raggiungere questo fine, è necessario valutare le interazioni tra insediamenti umani e aree naturali, ad esempio esaminando la connettività del paesaggio, che rappresenta un tema affrontato già da molto tempo dalla Landscape Ecology (e.g. Forman, 1995). A partire dalle assunzioni della Landscape Ecology, è necessario estrapolare il ruolo della pianificazione spaziale. Di fatto, la connettività del paesaggio è stata considerata nella valutazione degli ES solo recentemente (Ng et al., 2013). Gli attuali metodi di valutazione della connettività in termini di ES presentano due limitazioni fondamentali: 1) la connettività è calcolata all'interno della stessa categoria di uso del suolo della patch di habitat; 2) la valutazione degli ES si basa sulla dimensione della patch senza considerare altre variabili come acqua, suolo, clima ed altre caratteristiche che possono influenzare fortemente il valore finale di ES. Inoltre, un modello che integri pienamente il concetto di ES all'interno della valutazione della connettività del paesaggio non è ancora stato proposto.

In questo lavoro, proponiamo un approccio innovativo per affrontare tali questioni. Il nuovo indice dM_{tot} sottolinea l'importanza di ogni patch in termini di contributo alla BELC complessiva del sistema (Fig. 1): esso considera gli aspetti di suolo, clima e morfologia dell'unità di paesaggio ed, inoltre, è collegato alla connettività di tutte le patch rispetto alla misura di bio-energia rendendo l'indice dM_{tot} non dipendente dalla tipologia di habitat mentre tutte le patch contribuiscono alla BELC. Il calcolo dei valori di ES della patch tiene in conto una misura della connettività strutturale del paesaggio basata sulle leggi della termodinamica che regolano tutti i processi ambientali e le dinamiche del paesaggio così come il movimento degli animali e l'evoluzione della vegetazione e degli ecosistemi. Di conseguenza, tale connettività è strettamente collegata alla funzionalità e alla resilienza del paesaggio.

Il valore degli ES così come l'indice dM_{tot} può essere utilizzato per individuare opportune aree per lo sviluppo urbano o per le misure di conservazione sia a livello di patch (Fig. 1, Fig. 2) che a livello di unità di paesaggio (Fig. 4). Tale suddivisione, basata su barriere riconoscibili (e.g. strade) sul paesaggio, può facilitare l'integrazione delle informazioni relative alla connettività nei piani territoriali ad esempio supportando la caratterizzazione di aree urbanizzate e non nei piani comunali o di aree rurali nei piani provinciali o regionali. Infine, i dati richiesti per

l'implementazione del modello sono solitamente disponibili per gli amministratori del territorio rendendo possibile così l'applicazione della procedura anche in contesti caratterizzati da scarsa disponibilità economica. In questo modo, è possibile portare avanti la consueta prassi pianificatoria fornendo ad essa un'analisi efficiente, a basso costo e scientificamente basata. Inoltre, è possibile confrontare rapidamente scenari e produrre mappe e grafici con il modello PANDORA da rendere accessibili agli stakeholders supportando così, in una maniera più trasparente, sia le scelte dei pianificatori che la partecipazione pubblica. L'approccio proposto consente quindi ai decisori, ma anche alle comunità, di avere una chiara immagine degli impatti ecologici dell'ordine pianificato e, di conseguenza, di contribuire alla costruzione della salute del paesaggio.

5. Conclusioni

Lo scopo finale della ricerca è quello di sviluppare metodi e strumenti per includere il concetto di Ecosystem Services nella prassi pianificatoria dal momento che questo permette di assegnare un valore oggettivo alle risorse naturali: biodiversità, aria, suolo, acqua ed energia. Allo stato attuale, in questo lavoro, è stata presentata la nuova versione del modello PANDORA 3.0: attraverso l'applicazione ad un caso reale, si è sottolineata la sua capacità di valutare il paesaggio in termini di BELC ed ES. Il modello permette di supportare i processi di decisione attraverso l'analisi e la valutazione di differenti scenari di uso del suolo. L'applicabilità a diverse scale e l'approccio spaziale del modello mirano a fornire un ulteriore strumento per la diffusione dei concetti di ES e landscape ecology nelle procedure di valutazione (e.g. VIA, VAS) a pianificazione del territorio alle diverse scale amministrative.

Bibliografia

Ahern J. (2012), Urban landscape sustainability and resilience: the promise and challenges of integrating ecology with urban planning and design. *Landscape Ecology*, 28, 6: 1203–1212.

Bastian O. (2013), The role of biodiversity in supporting ecosystem services in Natura 2000 sites. *Ecological Indicators*, 24, 12–22.

Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R. V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., van den Belt M. (1997), The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 6630: 253–260.

ECTP-CEU, European Council of Spatial Planners. The Charter of European Planning, approved by the General assembly of Barcelona the 22th April 2013.

Foley J. a, Defries R., Asner G.P., Barford C., Bonan G., Carpenter S.R., Chapin F.S., Coe M.T., Daily G.C., Gibbs H.K., Helkowski J.H., Holloway T., Howard E. a, Kucharik C.J.,

Monfreda C., Patz J. a, Prentice I.C., Ramankutty N., Snyder P.K. (2005), Global consequences of land use. *Science*, 309, 570–574.

Foltête J.-C., Clauzel C., Vuidel G. (2012), A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. *Environmental Modelling & Software*, 38, 316–327.

Forman R.T.T. (1995), Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, 10, 3: 133–142.

Girardet X., Foltête J.-C., Clauzel C. (2013), Designing a graph-based approach to landscape ecological assessment of linear infrastructures. *Environmental Impact Assessment Review*, 42, 10–17.

Gobattoni F., Groppi M., Monaco R., Pelorosso R. (2014), New developments and results for mathematical models in environment evaluations. *Acta Applicandae Mathematicae*, accepted.

Gobattoni F., Lauro G., Monaco R., Pelorosso R. (2012), Mathematical Models in Landscape Ecology: Stability Analysis and Numerical Tests. *Acta Applicandae Mathematicae*, 125, 1: 173–192.

Gobattoni F., Pelorosso R., Lauro G., Leone A., Monaco R. (2011), A procedure for mathematical analysis of landscape evolution and equilibrium scenarios assessment. *Landscape and Urban Planning*, 103, 3-4: 289–302.

Gulickx M.M.C., Verburg P.H., Stoorvogel J.J., Kok K., Veldkamp a. (2013), Mapping landscape services: a case study in a multifunctional rural landscape in The Netherlands. *Ecological Indicators*, 24, 273–283.

Hermann A., Schleifer S., Wrba T. (2011), The Concept of Ecosystem Services Regarding Landscape Research: A Review. *Living Rev. Landscape Res.*, 5, 1: 1–37

Karjalainen T.P., Marttunen M., Sarkki S., Rytönen A.-M. (2013), Integrating ecosystem services into environmental impact assessment: An analytic–deliberative approach. *Environmental Impact Assessment Review*, 40, 54–64.

Luque S., Saura S., Fortin M.-J. (2012), Landscape connectivity analysis for conservation: insights from combining new methods with ecological and genetic data. *Landscape Ecology*, 27, 2: 153–157.

Mancebo Quintana S., Martín Ramos B., Casermeiro Martínez M. a, Otero Pastor I. (2010), A model for assessing habitat fragmentation caused by new infrastructures in extensive territories - evaluation of the impact of the Spanish strategic infrastructure and transport plan. *Journal of environmental management*, 91, 5: 1087–96.

- Marulli J., Mallarach J.M. (2005), A GIS methodology for assessing ecological connectivity: application to the Barcelona Metropolitan Area. *Landscape and Urban Planning*, 71, 2-4: 243–262.
- MEA (2003), *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*. Island Press,
- Ng C.N., Xie Y.J., Yu X.J. (2013), Integrating landscape connectivity into the evaluation of ecosystem services for biodiversity conservation and its implications for landscape planning. *Applied Geography*, 42, 1–12.
- Pelorosso R., Gobattoni F., Lauro G., Monaco R., Leone A. (2012), Pandora: modello per l'analisi di scenario a supporto delle pianificazioni. *Urbanistica*, 149: 129–138.
- Pelorosso R., Leone A., Boccia L. (2009), Land cover and land use change in the Italian central Apennines: A comparison of assessment methods. *Applied Geography*, 29, 1: 35–48.
- Saura S., Pascual-Hortal L. (2007), A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, 83, 2-3: 91–103.
- Scolozzi R., Geneletti D. (2012a), A multi-scale qualitative approach to assess the impact of urbanization on natural habitats and their connectivity. *Environmental Impact Assessment Review*, 36, 9–22.
- Scolozzi R., Geneletti D. (2012b), Assessing habitat connectivity for land-use planning: a method integrating landscape graphs and Delphi survey. *Journal of Environmental Planning and Management*, 55, 6: 813–830.
- Tannier C., Foltête J.-C., Girardet X. (2012), Assessing the capacity of different urban forms to preserve the connectivity of ecological habitats. *Landscape and Urban Planning*, 105, 1-2: 128–139.
- Termorshuizen J.W., Opdam P. (2009), Landscape services as a bridge between landscape ecology and sustainable development. *Landscape Ecology*, 24, 8: 1037–1052.
- Tianhong L., Wenkai L., Zhenghan Q. (2010), Variations in ecosystem service value in response to land use changes in Shenzhen. *Ecological Economics*, 69, 7: 1427–1435.
- Xie G.D., Lu, C. X., Leng Y.F., Zhang D., Li S.D. (2003), Ecological assets valuation of the Tibetan Plateau. *Journal of Natural Resources*, 18, 2: 189–196 (in Chinese).
- Zurlini G., Petrosillo I., Aretano R., Castorini I., D'Arpa S., De Marco A., Pasimeni M.R., Semeraro T., Zaccarelli N. (2014), Key fundamental aspects for mapping and assessing

ecosystem services: predictability of ecosystem service providers at scales from local to global.
Annali di Botanica, 4: 61–71.

ABSTRACT

Landscape connectivity is one of the major issues related to biodiversity conservation and to the delivery of Ecosystem Services (ES). Several models were developed to assess landscape connectivity but lack of data and mismatching scale of analysis often represent insurmountable constraints for the correct evaluation and integration of ecological connectivity into plans and assessment procedures. In this paper a procedure for ES assessment related with Habitat and Bio-Energy Landscape Connectivity (BELC) is proposed. The method is based on the connectivity measure furnished by the last version of PANDORA model and uses a modified formulation of current ES evaluation. The implementation of the model in a real case has highlighted its potential multi-scale workability. The spatial approach of the model aims at furnishing a further tool for the spread of ES and landscape ecology concepts into procedures of assessment (e.g. EIA, SEA) and land use planning at different administrative scales.