

# Territori sostenibili e resilienti: la prospettiva dei servizi ecosistemici

Rocco Scolozzi\*, Elisa Morri\*\*, Riccardo Santolini\*\*

\* Iasma – Fondazione Edmund Mach Dipartimento Agroecosistemi sostenibili e Biorisorse, S. Michele all'Adige (Trento) (rocco.scolozzi@iasma.it)

\*\* Università degli Studi di Urbino, DiSTeVA, Urbino (elisa.morri@uniurb.it; riccardo.santolini@uniurb.it)

*Gli ecosistemi di un territorio, attraverso l'erogazione dei servizi ecosistemici (SE), forniscono un supporto insostituibile alla qualità di vita dei suoi abitanti e i fattori di base per uno sviluppo economico durevole. Tali servizi costituiscono il capitale naturale del territorio ma anche una sorta di assicurazione nei confronti di eventi estremi. Qui si presentano i primi risultati di un metodo speditivo originale. Emerge che ogni anno gli ecosistemi italiani erogano beni e utilità paragonabili (per difetto) a 71,3 mld di euro. Più rilevante è la dinamica di questi valori: in soli 10 anni alcune province sembrano perdere più del 3% del valore totale e fino al 18%, considerando specifici SE. La prospettiva dei SE integrata nella valutazione e pianificazione territoriale potrebbe supportare strategie di sviluppo più consapevoli dei processi ecologici e più lungimiranti*

Parole chiave: servizi ecosistemici; capitale naturale; pianificazione strategica

## Introduzione

Gli ecosistemi di un territorio, attraverso processi chimico-fisici, biologici e più in generale ecologici, forniscono un supporto insostituibile alla qualità di vita dei suoi abitanti e fattori di base per uno sviluppo economico durevole (Millennium Ecosystem Assessment, 2003). Questi processi sono riconosciuti come Servizi Ecosistemici (SE): un insieme di funzioni e benefici erogati naturalmente dagli ecosistemi. Questi servizi possono essere valutati in termini economici come flussi di utilità misurati in termini monetari annui per unità di superficie (es. euro/ha) o per contesto di analisi (una regione o un continente, vedi Costanza *et al.*, 1997), fornendo una misura del capitale naturale del territorio.

Come emerge dal recente rapporto sullo stato dell'ambiente europeo (Eea, 2010), i territori più dotati di servizi ecosistemici sono, in genere, più resilienti e meno vulnerabili a fronte di eventi naturali estremi (es. piogge intense, ondate di calore), in altre parole, possono meglio tollerare gli impatti e recuperarsi più velocemente da quelli subiti. Il capitale naturale di un territorio è una sorta di 'assicurazione' per gli impatti dei cambiamenti in atto, tra cui quello climatico. I territori in grado di conservare o ripristinare maggiormente il proprio capitale naturale avranno maggiori possibilità di un benessere duraturo. Se gli ecosistemi sono in buona 'salute' (o funzionali) saranno, per esempio, in grado di assorbire inquinanti atmosferici (qualità dell'aria), di auto-depurare le acque (qualità delle acque), di ricaricare le falde e di regolare il ciclo idrologico (disponibilità d'acqua), di offrire spazi ricreativi e possibilità di benessere psicologico. Le politiche di sviluppo territoriale e la pianificazione dovrebbero considerare questi aspetti per avvicinarsi all'obiettivo di uno sviluppo territoriale sostenibile.

Di seguito si presentano i risultati di un recente studio a scala nazionale (Scolozzi *et al.*, 2011), relativo ad una prima valutazione economica dei servizi ecosistemici erogati dagli ecosistemi italiani. Tale studio ha lo scopo di sviluppare e testare un metodo speditivo per fornire informazioni riguardo ai SE a supporto dei quadri conoscitivi per i piani di scala provinciale e le valutazioni ambientali (Via, Vas). L'obiettivo generale è orientare le strategie di gestione e pianificazione territoriale verso una prospettiva ecologica-economica di mantenimento dei servizi ecosistemici, quindi del capitale naturale del territorio.

Tali risultati sono anticipati da una rapida introduzione ai servizi ecosistemici riferendoci alla letteratura scientifica più recente e da una breve discussione sulle relazioni tra pianificazione

territoriale, resilienza di sistemi territoriali e conservazione dei SE. In conclusione si riportano alcune ipotesi di potenziale sviluppo e applicazione del concetto di servizio ecosistemico nella pianificazione e valutazione ambientale.

### I servizi ecosistemici

Platone, nel 400 a.C. (*Crizia*, 110 ss.), aveva già intuito che la deforestazione può portare all'erosione del suolo e al prosciugamento delle sorgenti. Ogni copertura naturale del suolo ha una propria capacità di fornire servizi ecosistemici. Per servizi ecosistemici (SE) s'intendono: fornitura di *beni* (prodotti che otteniamo dagli ecosistemi, come cibo, acqua, materie prime), funzioni di *regolazione* (come impollinazione, controllo degli infestanti, regolazione delle acque), funzioni di *supporto* (funzioni ecosistemiche necessarie alla produzione tutti gli altri servizi come la formazione di suolo, o il ciclo dei nutrienti) e funzioni *culturali* (tab. 1).

A partire dal lavoro di Costanza sul valore degli ecosistemi a livello planetario, un numero crescente di studi ha cercato di valutare o proposto metodi di valutazione economica dei SE con l'obiettivo di integrare i SE nelle strategie di sviluppo economico. Per l'Italia fino ad ora non sembrano esserci valutazioni a scala nazionale e comprensive di tutti i SE.

Nel Millennium Ecosystem Assessment (2005) si rileva che la maggior parte dei SE sono minacciati, con trend negativi per i prossimi 50 anni, riconoscendo tra le cause principali proprio il cambiamento di uso del suolo.

Nell'ultimo decennio è emerso un crescente consenso sull'importanza dei SE e della loro integrazione nella gestione delle risorse naturali e pianificazione territoriale (Daily *et al.*, 2009; de Groot *et al.*, 2010; Tratalos *et al.*, 2007). Numerosi sono i progetti di ricerca e valutazione: Teeb, Eea/MA 2015, Diversitas, Quest, Rubicode, Sensor<sup>1</sup>. La creazione, a cura delle Nazioni Unite, dell'Ipbes<sup>2</sup>, un *panel* intergovernativo specificatamente dedicato alla biodiversità e ai SE, analogo all'Ipcc sui cambiamenti climatici, testimonia tale crescente attenzione. Nel frattempo, a livello nazionale, Danimarca e Gran Bretagna stanno integrando valutazioni dei SE nella contabilità nazionale rispettivamente nell'Integrated Environmental and Economic Accounting (Ieea, 2012-2013) e nel UK National Ecosystem Assessment (UK-Nea, 2009-2011). In Olanda, la valutazione dei SE è promossa come supporto alle Vas<sup>3</sup>.

### Servizi ecosistemici, territori resilienti e pianificazione

A livello planetario, società ed ecosistemi sono soggetti in modo crescente a rischi naturali di origine antropica (Cred, 2009; Solomon *et al.*, 2008; Hunt & Watkiss, 2007). In Italia, ad esempio, il cambiamento climatico in corso produrrà secondo le ultime stime (Ipcc, 2007 in Carraro, 2008), oltre a un aumento di temperatura, un incremento delle precipitazioni intense, una diminuzione delle precipitazioni totali (del 5-40% per le regioni alpine italiane), aumento del rischio di desertificazione (per il 20% della superficie nazionale italiana) per aridità e incremento dell'erosione (per l'aumento dell'energia cinetica delle precipitazioni). Incrementare la resilienza e diminuire la vulnerabilità dei territori, intesi come sistemi socio-ecologici, diventa cruciale. Resilienza di un sistema (territoriale, nel nostro caso) è intesa

---

#### Servizi di approvvigionamento

Cibo (piante, animali commestibili)

Acqua (potabile)

Fibre, combustibili, altre materie prime

#### Servizi di regolazione

Regolazione qualità dell'aria (es. assorbimento inquinanti, polveri)

Regolazione del clima (es. regolazione microclima locale, piogge, temperature massime e minime)

Mitigazione di eventi distruttivi naturali (es. inondazioni e frane)

Regolazione delle acque (es. assorbimento e graduale rilascio)

Assimilazione dei rifiuti (processi di rimozione e dissoluzione dei residui)

Impollinazione e controllo biologico (controllo degli infestanti)

#### Servizi di supporto

Pedogenesi (formazione e rigenerazione del suolo)

Habitat (funzionalità di aree di riproduzione, rifugio, alimentazione di specie stanziali e/o migratorie)

Conservazione della biodiversità genetica (mantenimento dei processi evolutivi e della fitness biologica)

#### Servizi culturali

Valore estetico e/o cognitivo (es. «quiet areas»)

Valore ricreativo (es. idoneità per attività all'aperto, opportunità per turismo)

Eredità culturale e identità (presenza elementi storici e d'identificazione per la comunità)

---

Tab. 1 – Servizi ecosistemici, classificati in quattro categorie

Fonte: modificato da de Groot *et al.*, 2002

come capacità di subire/incorporare perturbazioni o impatti negativi, generalmente definiti come shock (Walker *et al.*, 2004), mantenendo proprie funzioni e caratteristiche e recuperando le condizioni iniziali (*pre-shock*). In effetti, shock esterni come inondazioni, frane, periodi siccitosi, ondate di calore possono provocare drammatici impatti a cose e persone con conseguenze per la struttura stessa del sistema territoriale. Il concetto di vulnerabilità, variabile a seconda delle differenti discipline, generalmente lega l'entità del danno all'evento dannoso (fenomeno naturale), è sua volta correlato alla resilienza (per una discussione più approfondita sui sistemi socio-ecologici e loro resilienza si rimanda, come esempio, a Renaund *et al.*, 2010). La pianificazione territoriale può contribuire in modo positivo o negativo allo sviluppo di territori resilienti. Le decisioni in merito alla pianificazione del territorio influenzano e possono modificare irreversibilmente strutture e processi degli ecosistemi (Vitousek *et al.*, 1997). Ad esempio, ci sono già evidenze di come l'impermeabilizzazione dei suoli urbani può aggravare gli impatti degli eventi climatici, in modo cumulativo ad altri effetti negativi, quali incremento di inquinamento delle acque e dell'aria, aumento dei rischi per la salute dei cittadini (Scalenghe, Marsan, 2009). La maggior parte dei danni relativi agli eventi di piena del 2007 in Inghilterra sono stati registrati nelle aree urbane con scarse superfici drenanti (Pitt, 2008). In 15 città europee è stato accertato un importante incremento, negli ultimi anni, di mortalità per l'associazione delle ondate di calore con il fenomeno 'isola di calore', causato dalle superfici impermeabili e termo-assorbenti (Baccini *et al.*, 2008; Gábor and Jombach, 2009). Il fenomeno registrato nel giugno-agosto 2003 si stima abbia causato 1.094 decessi nella sola Roma (Carraro, 2008). D'altra parte, le aree semi-naturali o artificiali del cosiddetto

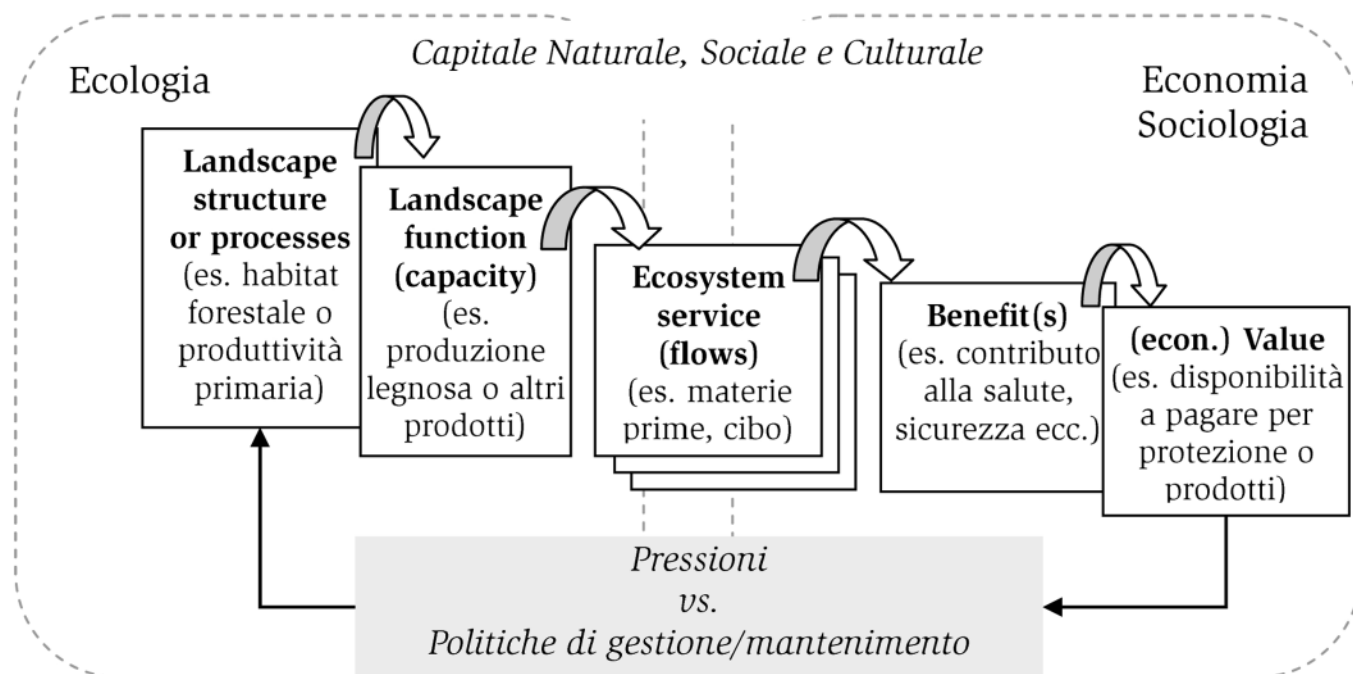


Fig. 1 – Relazioni tra paesaggio, capitale naturale, sociale e culturale  
 Fonte: modificato da Kienast *et al.*, 2009

verde urbano possono erogare significativi servizi ecosistemici. Tali aree verdi urbane possono mitigare le ondate di calore, favorendo una regolazione del microclima locale e limitare il numero di ‘notti tropicali’ delle città (Gábor and Jombach, 2009). Questi e altri servizi del verde urbano sono già noti e sfruttati attivamente in diverse realtà urbane come a Berlino, dove il Biotopo Area Factor<sup>4</sup>, il rapporto tra diverse superfici pesate in base alla loro permeabilità e l’area totale, costituisce un semplice criterio operativo per promuovere la qualità ecologica urbana e indirizzarne la progettazione. I meccanismi di compensazione ecologica, sempre in Germania, indirizzano la pianificazione verso una perdita netta nulla di servizi ecosistemici (Pileri, 2007), anche se non esplicitamente misurati. In Olanda si sperimentano le prime applicazioni di *payment for ecosystem services* nelle aree rurali, riconosciute come ‘produttrici’ di SE per le aree urbane (e i suoi abitanti), in modo da integrare l’obiettivo di funzionalità ecosistemica e qualità ambientale a quello della produttività agricola. Qui, soprattutto le reti ecologiche hanno un ruolo determinante nel mantenere funzionalità ecologica del paesaggio e supportare efficientemente l’erogazione di numerosi SE (Malcevschi, Thomasset, 2010; Santolini, 2009).

In Italia, gli attuali strumenti di pianificazione hanno numerosi limiti nell’orientarsi a uno sviluppo territoriale in grado di mantenere il proprio capitale naturale. Pur non basandoci su un’esaustiva revisione a scala nazionale (che richiederebbe uno studio ad hoc), si può generalizzare che i vari approcci ed esperienze di pianificazione si fondano sull’analisi delle necessità e delle risorse, focalizzandosi sull’idoneità d’uso, trascurando i processi ecologici e le funzioni ecosistemiche (se non in particolari applicazioni), spesso ignorando le relazioni tra queste e i fattori economici e sociali. I ‘valori’ ambientali, citati e usati

nei diversi documenti e strumenti della pianificazione e della valutazione ambientale (Rapporti Stato dell’Ambiente, Vas, Via), si riferiscono per lo più a valori di conservazione naturalistica attribuiti ad aree naturali protette e non o a valori paesaggistici legati a particolarità locali, elementi identitari e culturali. L’attenzione è quindi focalizzata sugli ‘oggetti’ o aree del territorio più che ai processi socio-ecologici (e relativi *feedback*). D’altra parte, la pianificazione è ripetutamente di tipo settoriale (es. dell’agricoltura, della mobilità, della gestione delle acque) e frammentata da una suddivisione di responsabilità tra soggetti, livelli amministrativi e settori di governo. Queste suddivisioni impediscono di fatto la necessaria visione integrata del territorio. La prospettiva dei SE (fig. 1) può porre le basi per una revisione della pianificazione territoriale più consapevole dei processi, e più orientata verso una sostenibilità concreta, sia ambientale sia economica. La considerazione dei valori economici e sociali derivanti dai processi ecosistemici potrebbe risultare più efficace rispetto a misure legali di protezione, più facile da comprendere da parte del cittadino e da considerare nelle valutazioni ambientali. L’inclusione esplicita nelle valutazioni ambientali e territoriali di analisi costi/benefici che includano stime di perdite o guadagni in termini di servizi ecosistemici permetterebbe di allargare le prospettive e supportare migliori decisioni. Idealmente l’uomo e la qualità dell’abitare sono sempre al centro degli obiettivi della pianificazione territoriale, ma di fronte a benefici economici immediati e tangibili e costi ambientali non meglio identificati, la scelta è facilmente sbilanciata, a volte per una semplice mancanza di un numero su un lato della bilancia (il lato costi ambientali).

Va sottolineato che la valutazione economica dei SE non intende promuovere la ‘svendita’ sul mercato degli ecosistemi e delle

loro funzioni, ma attivare un processo di consapevolezza del loro valore anche economico, per arricchire il quadro conoscitivo e allargare la prospettiva temporale. Come già accade per Gran Bretagna e Danimarca, la prospettiva dei SE costituisce un'opportunità per estendere i contenuti dei rapporti ambientali, integrando valutazioni di opportunità economica e ambientale su un piano di comparazione e concertazione.

### Una prima valutazione dei Servizi Ecosistemici in Italia

I SE possono essere valutati tramite una serie di approcci, dalla rilevazione di prezzi di mercato o delle preferenze (tipici dell'economia ambientale) alle valutazioni qualitative (tipici delle scienze sociali), ognuno adatto a specifici contesti e scale spaziali. Nonostante un decennio di progressi nel comprendere come gli ecosistemi erogano servizi e come tradurre questi servizi in valori economici manca ancora una metodologia generalmente condivisa per una valutazione spazialmente esplicita dei SE utile a definire e valutare strategie di gestione territoriale (Balmford *et al.*, 2002).

Due sono gli approcci principali per valutare i SE in termini monetari. Il primo approccio consiste nella valutazione diretta di uno o alcuni SE per una specifica area sulla base di rilievi economici e/o modelli ecologici. Il secondo approccio detto «*benefits transfer*» (Wilson, Hoehn, 2006) si basa su una generalizzazione controllata di una serie di valutazioni dirette su specifiche aree, ad intere regioni o interi paesi (Liu *et al.*, 2010; Metzger *et al.*, 2008). Questo metodo ha il grosso limite di generalizzare dei valori assumendo che ogni ettaro di un certo tipo di habitat (o copertura) assuma lo stesso valore, a prescindere dalla sua qualità specifica, rarità regionale, configurazione spaziale, o prossimità con aree abitate e dallo specifico contesto sociale ed economico. D'altra parte, il primo approccio, sebbene migliore in termini di affidabilità e minore incertezza dei risultati, spesso non arriva a costituire un supporto alla pianificazione territoriale per la validità spazialmente limitata alle aree di studio e per gli alti costi (o impossibilità) di replica su vasta scala.

La stima del valore economico dei SE in Italia è stato basato su un adattamento originale, spazialmente esplicito, del metodo *benefits transfer* basato sugli usi del suolo nel 1990 e 2000 (dati Corine Land Cover). In dettaglio, il metodo ha comportato i seguenti passi (fig. 2):

1. raccolta e organizzazione di dati economici: definizione dei valori medi per ettaro di copertura (tab. 2) sulla base della letteratura economica e aggiornamento di database disponibili (Wilson *et al.*, 2004), questi definiscono un mercato 'potenziale' o surrogato per i SE del territorio.
2. Raccolta e definizione dei dati ecologici:
  - definizione di variabili 'locali', per ponderare il 'contesto' di erogazione dei SE da parte delle coperture;
  - definizione (basato sul parere esperto) della produttività potenziale (da 0 a 1) dei diversi SE per ogni singola copertura rispetto alle variabili locali (es. erogazione del servizio ricreativo di un ettaro di bosco di latifoglie a una certa distanza da aree urbane e a una certa quota).
3. Calcolo e aggregazione a livello provinciale dei valori per SE relativi agli anni 1990 e 2000.

In sintesi il metodo si basa su una somma pesata (eq. 1), in cui il valore di una copertura  $k$  (singolo poligono Corine) in

termini del servizio ecosistemico  $i$  è definito dalla sua area ( $A_k$ ) moltiplicata per un fattore potenziale ( $P$ ), funzione della quota e distanza da aree urbane, e per il valore medio (euro/ha) specifico per quella copertura e definito SE. L'equazione 1) è applicata ai dati spaziali relativi al 1990 e al 2000 tramite una serie di regole (tipo *if-then-else*) strutturate in un geodatabase. Successivamente i valori dei singoli poligoni per ciascuno dei servizi ecosistemici sono aggregati a livello di provincia.

$$1) \quad VSE_{i,k} = A_k \times P_{i,k}(\text{elevation, dist}) \times V_{i,k}$$

In particolare, i valori medi per ettaro sono dedotti da una revisione di oltre 900 studi e una successiva selezione di 63 studi pubblicati su riviste peer reviewed. La definizione delle variabili locali e dei fattori di potenzialità sono stati definiti coinvolgendo 46 esperti tramite il metodo Delphi (MacMillan & Marshall, 2006). Gli esperti sono provenienti da 10 istituti di ricerca italiani e da differenti discipline, includendo anche professionisti non accademici (per ulteriori dettagli sul metodo si rimanda a Scolozzi *et al.*, 2011 e allegati).

### Risultati

Il flusso annuo di valore erogato dagli ecosistemi italiani nel 2000 è stimato in circa 71,3 mld di euro, rimasto sostanzialmente stabile rispetto al 1990 a scala nazionale. Variazioni significative nel valore totale di SE si riscontrano a livello provinciale (fig. 3), anche se poche le province con rilevanti differenze. Considerando l'insieme dei SE per le province italiane si stimano variazioni tra il -3,3% e +2,4%. Mentre per i singoli SE emergono dinamiche più importanti, specie considerando il periodo relativamente breve (fig. 4 e tab. 3).

Ad esempio, Avellino in soli 10 anni sembra perdere il 7,5% del servizio «prevenzione danni da eventi naturali» (*disturbance prevention*) al contrario Rimini e Bologna aumentano tale servizio di circa il 10%. A parità di piogge intense le province con minore capacità mitigativa avranno maggior probabilità di danni e maggiori costi.

La provincia di Sassari arriva a aumentare del 20% il valore per «assimilazione rifiuti e residui» (*waste assimilation*) mentre Rovigo ne perde il 9,5%. A parità di eventi climatici favorevoli alla permanenza degli inquinamenti atmosferici sulle città, i territori con minore capacità di assimilazione potranno avere maggiori effetti tossicologici per la popolazione.

Le variazioni del valore dei SE provinciali riflettono i due e opposti trend in atto: urbanizzazione, a spese delle aree agricole, ed espansione delle coperture boschive per abbandono di prati e pascoli. Al primo processo sono associabili la generale perdita della funzione di habitat (biodiversità) e le massime perdite in capacità di assimilazione, capacità di prevenzione e mitigazione eventi dannosi e valori estetici paesaggistici. Al secondo processo si possono ricollegare in generale tutti i massimi incrementi (tab. 3).

### Limiti dello studio e potenziali sviluppi

I risultati sono da considerarsi una prima approssimazione e verosimilmente una significativa sottostima. I principali fattori di incertezza sono legati alla disponibilità di studi di valutazione economica e alla risoluzione dei dati spaziali. Solo 63 studi sono

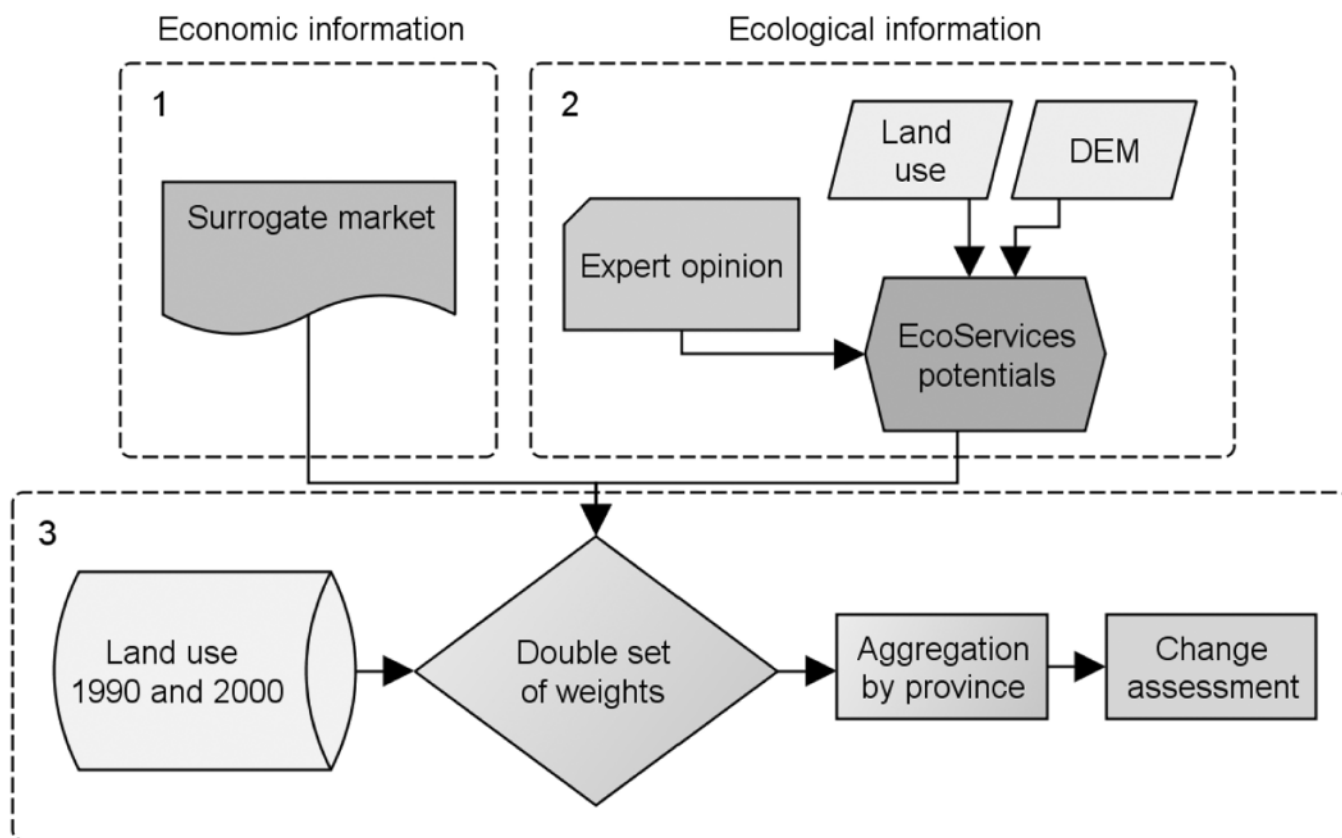
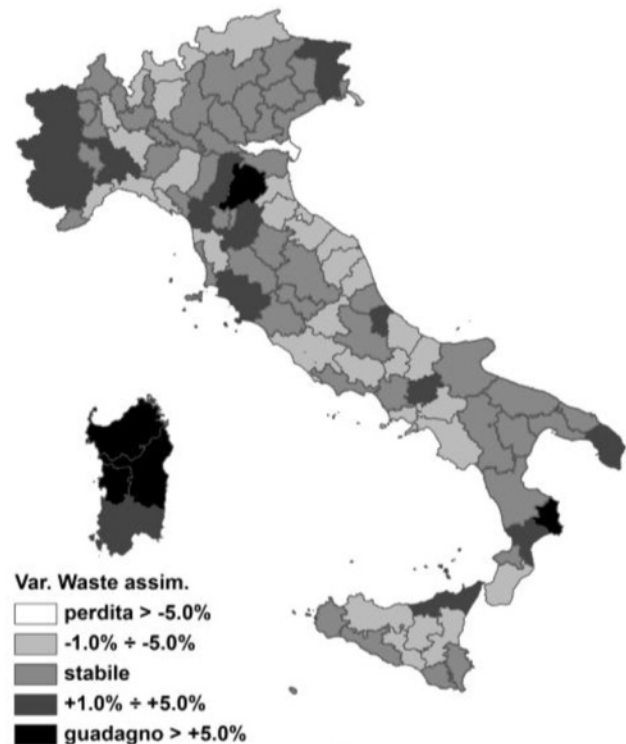
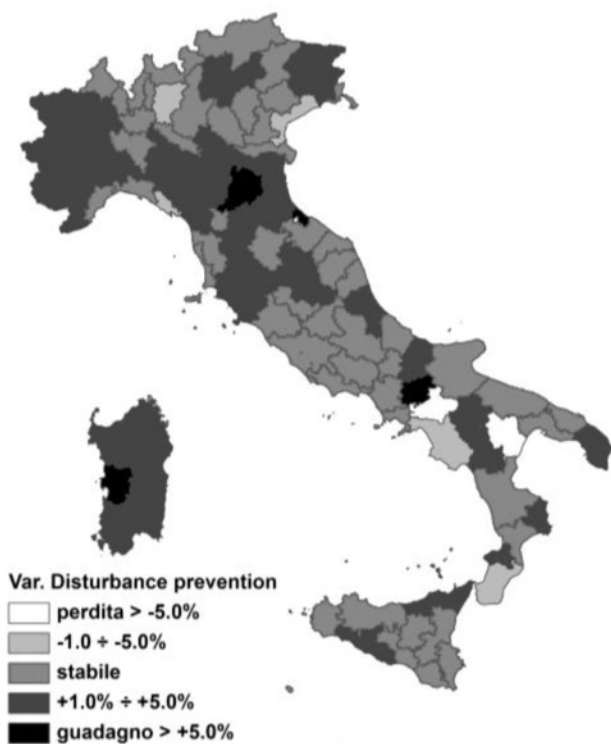
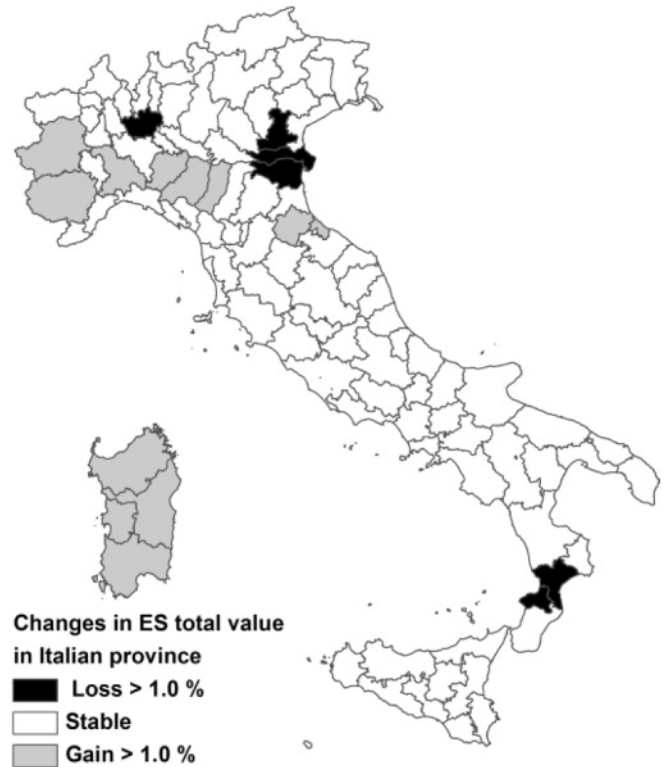
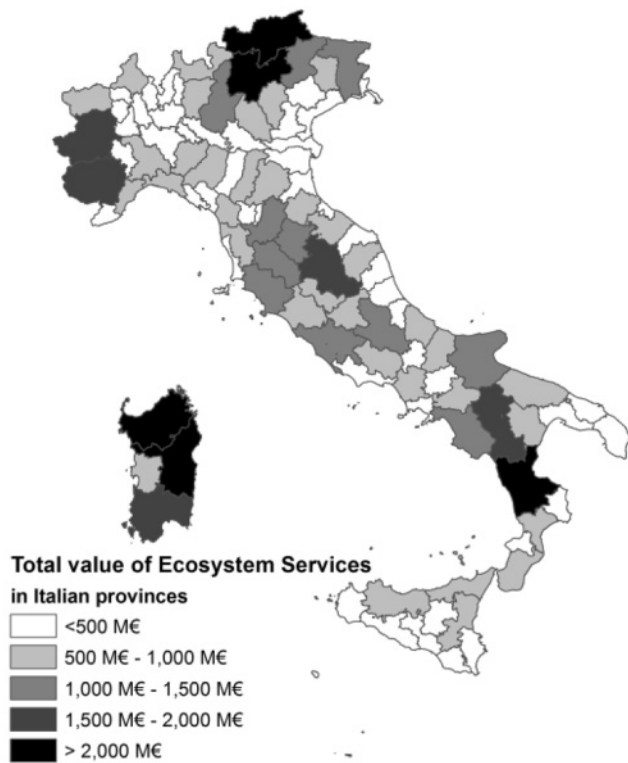


Fig. 2 – Approccio 'benefit transfer' per la stima spazialmente esplicita dei valori economici dei servizi ecosistemici

	<i>Aree agricole</i>	<i>Pascoli</i>	<i>Boschi</i>	<i>Verde urbano</i>	<i>Aree umide interne</i>	<i>Aree umide costiere</i>	<i>Acque interne</i>
Regolazione clima e gas atmosferici	€ 23,00 (14÷32)	€ 7,50 (6÷9)	€ 124 (13÷382)	€ 623,3 (13÷1.519)	€ 232	€ 117	--
Prevenzione e mitigazione danni da eventi naturali	--	--	€ 163 (97÷228)	--	€ 6.346	€ 1	--
Regolazione e fornitura acqua	€ 58,00 (39÷77)	€ 3	€ 3.988 (8÷20.550)	€ 10	€ 4.047,5 (1÷9.740)	€ 1.672 (13÷3.331)	€ 640 (51÷1.191)
Assimilazione rifiuti residui	--	€ 76	€ 76	--	€ 1.454	€ 6.779 (3÷30.695)	€ 583
Regolazione nutrienti	€ 145,00 (102÷187)	--	€ 317	--	€ 212	--	--
Funzione habitat biodiversità	€ 1.548	--	€ 629,33 (2÷1.720)	--	€ 80,37 (9÷210)	€ 288 (2÷1.017)	--
Servizi ricreativi	€ 27,90	€ 2	€ 107,46 (0,2÷854)	€ 4.609	€ 1.310 (0,4÷2.619)	€ 30 (17÷48)	€ 685 (1÷2.368)
Servizi estetico-percettivi	€ 31,45 (15÷48)	€ 1	€ 1,51	--	€ 3.484 (54÷7.306)	€ 219 (102÷336)	€ 129
Mantenimento e formazione dei suoli	€ 3,97 (3,6÷4,3)	€ 5	€ 9,05	--	--	--	€ 1.067
Impollinazione	€ 30,62 (15÷46)	€ 24	€ 301,66	--	--	--	--

Tab. 2 – Valori economici medi (€ ha<sup>-1</sup> anno<sup>-1</sup>) per macrocategorie di coperture e per i diversi SE (se disponibili più studi è riportata la media e il range dei valori. Le caselle con simbolo '--' indicano assenza di studi specifici non mancanza di funzionalità e/o valore)



Dall'alto:

**Fig. 3** – Valore totale (2000) dei SE per provincia (sinistra), variazione 1990-2000 (destra)

**Fig. 4** – Variazione 1990-2000 del valore di alcuni SE (disturbance prevention: prevenzione e mitigazione danni da eventi naturali; waste assimilation: assimilazione rifiuti e residui)

Trend ES	Regol. clima	Prev. danni	Reg. acque	Assimil.	Reg. nutr.	Habitat	Ricreat.	Estet.	Suolo	Pollin.
Max perdita	-3,6%	-7,5%	-1,2%	-9,5%	-1,7%	-6,2%	-3,2%	-18,6%	-10,0%	-0,9%
Max guadagno	3,0%	10,1%	8,6%	20,7%	6,1%	1,1%	15,9%	15,5%	13,6%	4,8%
Media	0,2%	1,6%	2,9%	4,7%	1,9%	-1,3%	5,1%	0,0%	2,3%	1,6%

Tab. 3 – Variazioni nei valori dei singoli SE tra le province

stati effettivamente utilizzati nella valutazione economica e di questi solo alcuni sono relativi ad aree italiane, il numero di studi è diverso per ciascun caso e sono differenti approcci valutativi. Per alcuni servizi rispetto a certe coperture non sono state trovate valutazioni utilizzabili, da qui l'ipotesi di sottostima; le caselle vuote della tab. 2 non significano mancanza di valori ma assenza di stime relative.

La scarsità di valutazioni dirette è il principale fattore di approssimazione proprio del metodo utilizzato (*benefit transfer*), comune ad altri analoghi studi (Liu *et al.*, 2010; Kreuter *et al.*, 2001; Tianhong *et al.*, 2010). D'altra parte tutte le stime dirette e locali, basate sulle preferenze espresse (valutazione contingente) o preferenze rivelate (es. prezzo edonico, costi di viaggio) sono ancora un'approssimazione di valutazioni e valori le cui componenti sono in parte non controllabili (Gios & Notaro, 2001). Si ricorda che i servizi ecosistemici sono spesso relativi a beni pubblici o beni comuni e spesso anche composti; la multifunzionalità, l'eventuale escludibilità e/o rivalità tra usi, il livello di utilizzo mediato dalla tecnologia e dall'accessibilità impongono un alto livello di complessità nelle valutazioni.

Per una più esaustiva stima dei servizi ecosistemici alla scala locale si dovrebbero includere valutazioni monetarie, specificatamente disegnate per le singole realtà e i singoli servizi, e valutazioni di valori non-monetari, quali i valori di esistenza, di identità culturale e storica. L'inclusione di queste dimensioni richiede l'integrazione di altri strumenti di valutazione tipici delle scienze sociali, altrove applicati a valutazioni di paesaggio/territorio (Lange, 2008). Tale integrazione risulta ovviamente impraticabile per vasti territori.

Il dato spaziale, la copertura degli usi del suolo Corine Land Cover 1990-2000, con scala di riferimento di 1:100.000, costituisce un secondo fattore di incertezza. La bassa risoluzione spaziale (area minima cartografata 25 ha) non permette di valutare le rumorose aree umide inferiori ai 25 ha, e nemmeno la fitta rete idrografica nazionale. Queste aree, anche se di ridotte dimensioni, sostengono in modo molto efficiente numerosi SE.

La valutazione del potenziale di erogazione di servizi per ciascuna copertura e condizione al contorno (quota e distanza da aree urbane) è basata sul parere soggettivo di esperti secondo il metodo Delphi. Il parere soggettivo costituisce la terza fonte di incertezza dello studio. Tuttavia il metodo Delphi, sviluppato negli anni '60 negli Usa per la selezione di siti nucleari (Dalkey & Helmer, 1963) e ampiamente applicato in valutazioni ambientali (Kuo *et al.*, 2005; Hess & King, 2002; Richey *et al.*, 1985), ha il vantaggio di aggregare opinioni soggettive in una procedura strutturata che facilita la loro convergenza in un processo cumulativo e aperto di conoscenza. La ricercata eterogeneità del gruppo di esperti ha permesso di coprire un ampio spettro di conoscenze e competenze, necessario per valutare le variegate dimensioni e processi inerenti ai SE.

Rispetto alle incertezze intrinseche della valutazione economica dei SE, si sottolinea che qui l'attenzione è rivolta alla dinamica dei valori di SE, più che ai valori assoluti non verificabili oggettivamente (eccetto per alcuni beni di mercato). La variazione di valore di SE tra il 1990 e il 2000 indica guadagni e perdite di produttività di SE come conseguenza di cambiamenti di uso del suolo. La perdita o il guadagno di definiti servizi in un territorio è un'informazione più robusta poiché relativa: a parità di incertezza delle condizioni iniziali (uso del suolo al 1990 e al 2000), le eventuali differenze significative si possono considerare dati rilevanti.

D'altra parte le stime qui presentate sono da intendersi una prima applicazione di un metodo adatto ad essere agevolmente ripetuto con dati spaziali a maggiore risoluzione (es. mappe relative alla pianificazione locale alla scala 1:25.000 o 1:10.000). Il livello di dettaglio o incertezza accettabile dipende dagli obiettivi, per una stima a scala nazionale si ritiene lo studio sufficiente a fornire un primo riferimento, da migliorare con successive e più specifiche (e locali) valutazioni.

#### Applicazioni a supporto di piani e valutazioni ambientali

Tale riferimento può dare impulso a valutazioni di SE nella pianificazione territoriale e promuoverne la domanda, senza domanda di SE non servirà nemmeno il concetto. Valutazioni simili suggeriscono che le attività economiche dovrebbero essere incoraggiate a usare i servizi ecosistemici del territorio e che lo sviluppo territoriale dovrebbe puntare a fornire i SE richiesti (Grêt-Regamey & Kytzia, 2007). La valutazione di SE può fornire un quadro conoscitivo utile ai decisori per comprendere quantitativamente la dipendenza dell'economia regionale dai servizi naturali. Le opportunità di applicazione della valutazione dei SE nella pianificazione e valutazione ambientale sono molteplici. Valutare la consistenza, la localizzazione e la vulnerabilità delle risorse naturali ed antropiche presenti nel territorio e indicarne le soglie di criticità, fissando i limiti e le condizioni di sostenibilità degli interventi e delle trasformazioni pianificabili sono tra gli argomenti che molti Ptcp hanno adottato come criterio di pianificazione (Regione Emilia Romagna, Lr. 20/2000, Capo II, «Pianificazione territoriale provinciale»). Le valutazioni di SE costituirebbero nuove ed efficaci indicazioni in risposta a queste domande, promuoverebbero una prospettiva temporale più lunga di quella normalmente considerata. La valutazione economica dei SE in una prospettiva di medio e lungo periodo risulterebbe efficace nel definire priorità per l'allocazione di usi del suolo, perseguendo un bilanciamento di vantaggi attuali e disponibilità futura (sostenibilità) di SE.

Nella pianificazione strategica, la prospettiva dei SE potrebbe essere funzionale ad individuare le strategie di una perequazione e compensazione territoriale identificando zone di erogazione

di SE (ad Alto Valore Funzionale), e zone di fruizione/domanda, per esempio tra la montagna (o l'alta-valle) e la pianura (o il fondovalle). A livello regionale, localizzazioni ottimali per gruppi di SE potrebbero definire distretti o zone vocate ad una particolare funzione territoriale in cui promuovere specifiche misure di conservazione e mantenimento. L'individuazione delle cosiddette «quiet areas» (Symonds, 2003; De Coensel & Botteldooren, 2006), aree ad alto valore estetico e 'spirituale' in Irlanda e in Austria sono un esempio. Si tratterebbe di supportare decisioni strategiche attraverso la costruzione di scenari di sviluppo territoriale più completi.

L'esplicitazione dei SE porterebbe non solo ad una migliore comprensione del territorio e dei suoi processi, ma anche ad una migliore integrazione di politiche territoriali. La prospettiva dei SE, come accennato per Gran Bretagna e Danimarca, costituisce un'opportunità per estendere i contenuti dei rapporti ambientali, integrando valutazioni di opportunità economica e ambientale su un piano di comparazione e concertazione.

Integrare i SE negli attuali strumenti di Vas e Via in Italia apporterebbe un concreto e operativo contributo riguardo alla valutazione delle compensazioni ecologiche e analisi costi-benefici. Finora questi strumenti si limitano alle componenti ambientali 'classiche': acqua, aria, fauna e flora, i processi ecosistemici sono spesso solo citati e i benefici sociali ed economici che da questi emergono ignorati. Un ideale sequenza (o ciclo operativo) per l'integrazione dei servizi ecosistemici nelle valutazioni ambientali potrebbe essere la seguente:

1. *Valutazione preliminare dei SE del territorio*: per ciascun servizio (servizi di regolazione/mitigazione delle inondazioni, valore estetico del paesaggio) individuazione dei fattori/indicatori (area attiva come tampone per eventi di piena, valutazione ordinale del paesaggio), e valutazione della funzionalità ecosistemica (anche in termini qualitativi).

2. *Valutazione economica/ecologica*: valutazione indiretta (approccio benefit transfer, confronto con casi in simili contesti), valutazione diretta (tecniche di economia ambientale, valutazione contingente, costi di sostituzione, costi di compensazione).

3. *Valutazione degli scenari/alternative* (di piano o gestione territoriale): valutazione multi-obiettivo (tradeoff tra multi-funzionalità), analisi costi/benefici (medio e lungo termine), analisi spaziali e multi criterio (eventuale ritorno al punto 1).

## Conclusioni

Gli ecosistemi erogano una serie di servizi insostituibili di supporto alla qualità e vivibilità di un territorio. I servizi ecosistemici sono un importante fattore di resilienza degli stessi sistemi territoriali. La valutazione economica dei servizi ecosistemici (SE) nonostante sia intrinsecamente incerta e complessa è applicata in modo crescente nella pianificazione e gestione ambientale, con casi di integrazione nella contabilità (classica) economica di interi paesi.

In Italia non esistono esperienze di valutazione esaustiva ed estensiva dei SE. L'approccio presentato valuta e localizza le dinamiche dei valori dei SE in Italia a livello provinciale, nel periodo 1990-2000. Tali variazioni costituiscono informazioni rilevanti nel comprendere eventuali fattori di rischio per la resilienza territoriale e il capitale naturale. Il metodo sviluppato, facilmente applicabile con altri dati spaziali di maggiore detta-

glio, risulta particolarmente adatto a comparare scenari sulla base di pochi dati disponibili.

Dalla valutazione e integrazione dei servizi ecosistemici nella pianificazione ci si attende un'efficace guida verso uno sviluppo di paesaggi sostenibili (o *sustainable landscapes*, Termorshuizen, Opdam, 2009) e un supporto per una migliore valutazione degli impatti ambientali causati dai cambiamenti di uso del suolo.

I SE costituiscono un legame imprescindibile e bidirezionale tra l'uomo e i sistemi ecologici. In ultimo, il concetto di SE è un'opportunità per gli ecosistemi di raggiungere una migliore integrità e conservazione attraverso l'apprezzamento della loro insostituibilità.

## Note

1. Per un inventario si veda [www.naturevaluation.org](http://www.naturevaluation.org).
2. [Http://ipbes.net/](http://ipbes.net/).
3. [Http://www.eia.nl/](http://www.eia.nl/).
4. [Http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/landschaftsplanung/bff/index\\_en.shtml](http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/landschaftsplanung/bff/index_en.shtml).

## Riferimenti bibliografici

- Baccini M., Biggeri A., Accetta G., Kosatsky T., Katsouyanni K., Analitis A., Anderson H.R., Bisanti L., D'Ippoliti D., Danova J., Forsberg B., Medina S., Paldy A., Rabczenko D., Schindler C., Michelozzi P., 2008, «Heat Effects on Mortality in 15 European Cities», *Epidemiology*, vol. 19, pp. 711-719.
- Balmford A., Bruner A., Cooper P., Costanza R., Farber S., Green R.E., Jenkins M., Jefferiss P., Jessamy V., Madden J., Munro K., Myers N., Naeem S., Paavola J., Rayment M., Rosendo S., Roughgarden J., Trumper K., Turner R.K., 2002, «Economic Reasons for Conserving Wild Nature», *Science*, vol. 297, pp. 950-953.
- Carraro C., 2008, *Cambiamenti climatici e strategie di adattamento in Italia. Una valutazione economica*, Il Mulino, Bologna.
- 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*, vol. 387, pp. 253-260.
- Cred, 2009, *EM-Dat: the Ofda/Cred International Disaster Database*, Université Catholique de Louvain, Brussels ([www.emdat.be](http://www.emdat.be)).
- Dalkey N. & Helmer O., 1963, «An Experimental Application of the Delphi Method to the Use of Experts», *Management science*, pp. 458-467.
- Daily G.C., Polasky S., Goldstein J., Kareiva P.M., Mooney H.A., Pejchar L., Ricketts T.H., Salzman J., Shallenberger R., 2009, «Ecosystem Services in Decision Making: Time to Deliver», *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 7, pp. 21-28.
- De Coensel B. & Botteldooren D., 2006, «The Quiet Rural Soundscape and How to Characterize it», *Acta Acustica united with Acustica*, vol. 92, n. 6, pp. 887-897.
- De Groot R.S., Alkemade R., Braat L., Hein L., Willemsen L., 2010, «Challenges in Integrating the Concept of Ecosystem Services and Values in Landscape Planning, Management and Decision Making», *Ecological Complexity*, vol. 7, pp. 260-272.
- De Groot R.S., Wilson M.A., Boumans R.M.J., 2002, «A Typology for the Classification, Description and Valuation of Ecosystem Functions, Goods and Services», *Ecological Economics*, vol. 41, pp. 393-408.
- Eea, 2010, *The European Environment. State and Outlook 2010: Land Use*, European Environment Agency, Copenhagen.
- Gábor P., Jombach S., 2009, «The Relation between the Biological Activity and the Land Surface Temperature in Budapest», *Applied Ecology and Environmental Research*, vol. 7, pp. 241-251.
- Gios G. & Notaro S., 2001, *La valutazione economica dei beni ambientali*:



- introduzione al metodo della valutazione contingente, Cedam, Padova.
- Grêt-Regamey A. & Kytzia S., 2007, «Integrating the Valuation of Ecosystem Services into the Input-Output Economics of an Alpine Region», *Ecological Economics*, vol. 63, n. 4, pp. 786-798.
- Hess G.R. & King T.J., 2002, «Planning Open Spaces for Wildlife-I. Selecting Focal Species Using a Delphi Survey Approach», *Landscape and Urban Planning*, vol. 58, n. 1, pp. 25-40.
- Hunt A. & Watkiss P., 2007. *Literature review on climate change impacts on urban city centres: initial findings*, Organisation for Economic Co-operation and Development (Oecd), Paris.
- Kienast F., Bolliger J., Potschin M., de Groot R., Verburg P., Heller I., Wascher D., Haines-Young R., 2009, «Assessing Landscape Functions with Broad-Scale Environmental Data: Insights Gained from a Prototype Development for Europe», *Environmental Management*, vol. 44, pp. 1099-1120.
- Kreuter U.P. et al., 2001, «Change in Ecosystem Service Values in the San Antonio Area, Texas», *Ecological Economics*, vol. 39, n. 3, pp. 333-346.
- Kuo N.-W., Hsiao T.-Y. & Yu Y.-H., 2005, «A Delphi-Matrix Approach to Sea and its Application within the Tourism Sector in Taiwan», *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 25, n. 3, pp. 259-280.
- Lange E., 2008, «Our Shared Landscape: Design, Planning and Management of Multifunctional Landscapes», *Journal of Environmental Management*, vol. 89, n. 3, pp. 143-145.
- Liu S., Costanza R., Troy A., D'Aagostino J., Mates W., 2010, «Valuing New Jersey's Ecosystem Services and Natural Capital: A Spatially Explicit Benefit Transfer Approach», *Environmental Management*, vol. 45, pp. 1271-1285.
- MacMillan D.C. & Marshall K., 2006, «The Delphi Process - An Expert-based Approach to Ecological Modelling in Data-poor Environments», *Animal Conservation*, vol. 9, n. 1, pp. 11-19.
- Malcevschi S., Thomasset F., 2010, «Reti ecologiche nella esperienza della pianificazione a diverse scale (casi di studio)», in Ferroni F., Romano B. (a cura di), *Biodiversità, consumo di suolo e reti ecologiche. La conservazione della natura nel governo del territorio*, Wwf Italia, Ministero dell'Università e della Ricerca Scientifica, p. 267.
- Metzger M., Schröter D., Leemans R., Cramer W., 2008, «A Spatially Explicit and Quantitative Vulnerability Assessment of Ecosystem Service Change in Europe», *Regional Environmental Change*, vol. 8, pp. 91-107.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2003, *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*, Island Press, Washington, DC.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005 *Ecosystems and Human Well-being, Volume 2: Scenarios*, Island Press, Washington, Covelo, London.
- Pileri P., 2007, *Compensazione ecologica preventiva*, Carocci, Roma.
- Pitt M., 2008, *The Pitt Review: Learning Lessons from the 2007 Floods*, Cabinet Office, London.
- Renaud F.G. et al., 2010, «Understanding Multiple Thresholds of Coupled Social-Ecological Systems Exposed to Natural Hazards as External Shocks», *Natural hazards*, vol. 55, n. 3, pp. 749-763.
- Richey J.S., Mar B.W. & Horner R.R., 1985, «Delphi Technique in Environmental Assessment. Implementation and Effectiveness», *Journal of Environmental Management*, vol. 21, n. 2, pp. 135-146.
- Santolini R., 2009, «Riflessioni sulle nuove funzioni della rete ecologica», *Valutazione Ambientale*, n. 14, pp. 41-44, Edicom, Monfalcone.
- Scalenghe R., Marsan F.A., 2009, «The Anthropogenic Sealing of Soils in Urban Areas», *Landscape and Urban Planning*, vol. 90, pp. 1-10.
- Scolozzi R., Morri E. & Santolini R., 2011, «Delphi-based Change Assessment in Ecosystem Services Values to Support Strategic Spatial Planning in Italian Landscapes», *Ecological Indicators*, in press.
- Solomon S. et al., 2008, *Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007*, Cambridge U.P., Cambridge, UK and New York.
- Symonds, 2003, *Definition, Identification and Preservation of Urban & Rural Quiet Areas*, East Grinstead, West Sussex, Symonds House, UK.
- Termorshuizen J., Opdam P., 2009, «Landscape Services as a Bridge between Landscape Ecology and Sustainable Development», *Landscape Ecology*, vol. 24, pp. 1037-1052.
- Tianhong L., Wenkai L. & Zhenghan Q., 2010, «Variations in Ecosystem Service Value in Response to Land Use Changes in Shenzhen», *Ecological Economics*, vol. 69, n. 7, pp. 1427-1435.
- Tratalos J., Fuller R.A., Warren P.H., Davies R.G., Gaston K.J., 2007, «Urban Form, Biodiversity Potential and Ecosystem Services», *Landscape and Urban Planning*, vol. 83, pp. 308-317.
- Vitousek P.M., Mooney H.A., Lubchenco J., Melillo J.M., 1997, «Human Domination of Earth's Ecosystems», *Science*, vol. 277, pp. 494-499.
- Walker B., Holling C.S., Carpenter S.R., Kinzig A., 2004, «Resilience, Adaptability and Transformability in Social-ecological Systems», *Ecology and society*, vol. 9, p. 5.
- Wilson M.A., Costanza R., Troy A., 2004, *The EcoValue Project*, <http://ecovalue.uvm.edu>.
- Wilson M.A., Hoehn J.P., 2006, «Valuing Environmental Goods and Services Using Benefit Transfer: The State of the Art and Science», *Ecological Economics*, vol. 60, pp. 335-342.