

Mappatura e valutazione dell’impatto del consumo di suolo sui servizi ecosistemici: proposte metodologiche per il Rapporto sul consumo di suolo

Francesca Assennato, Giovanni Braca, Costanza Calzolari, Alessio Capriolo, Marco di Leginio, Paolo Giandon, Marco Marchetti, Davide Marino, Rosanna Mascolo, Elisa Morri, Davide Pettenella, Paolo Pileri, Lorenzo Sallustio, Luca Salvati, Riccardo Santolini, Mariangela Soraci, Andrea Strollo, Fabio Terribile, Fabrizio Ungaro, Ialina Vinci, Michele Munafò

Premessa

Il grandissimo interesse alla quantificazione dei servizi ecosistemici riguarda anche quelli persi a causa del degrado del suolo ed anche ad una loro quantificazione economica. Si tratta infatti di strumenti utili alla quantificazione del danno prodotto dal degrado, troppo spesso invisibile, rispetto al quale è sempre difficile impattare sulle scelte e conservare i territori.

Nel caso italiano, si è instaurato da tempo un sistema di piccoli e grandi interessi introno all’urbanizzazione dei suoli, tale da determinare la continua perdita di suolo fertile per nuovi interventi urbanistici. La quantificazione economica in questo contesto dovrebbe essere di aiuto a invertire l’attuale processo secondo cui urbanizzare i suoli agricoli liberi costa meno che intervenire su aree degradate o su infrastrutture e insediamenti urbani, semmai in disuso. Urbanizzare suoli agricoli liberi (semmai anche quelli più fertili) deve costare molto di più di altre scelte e a questo obiettivo di fondo dovrebbe essere tesa la quantificazione biofisica e poi economica dei servizi ecosistemici.

La quantificazione economica dei servizi persi suscita sempre il sospetto che, per quanto alta sia la cifra, ci potrà essere sempre chi è disposto a pagarla pur di godere del subito a scapito delle future generazioni. Dobbiamo porre attenzione a che i valori dei flussi dei servizi non diventino, tramite scambi e compensazioni, i surrogati di stock non ricostituibili per risorse non rinnovabili o rinnovabili su lungo tempo e che quindi coprano perdite nette di valori “veri”. Si tratta dunque di stare nella sostenibilità forte, e la sostenibilità forte implica una parte di stock aggregato di risorse che non può essere scambiato perché generatore di funzionalità ecosistemica e di benessere. Il nostro sforzo sta proprio in questo: trovare i limiti di usabilità degli ecosistemi alle diverse scale e nello spazio partendo dal fatto che le funzioni ecosistemiche/SE non sono tutte uguali. Per questo le valutazioni economiche, affinché possano essere utili a meglio comprendere il problema, devono venire dopo forti considerazioni sulla priorità della conservazione e all’interno di un quadro di riferimento che delinea il significato della quantificazione economica.

Seguendo la principale letteratura in materia di SE, l’oggetto della valutazione economica si riferisce allo schema a cascata proposto nell’ambito del CICES (Haines-Young et al. 2010). Recenti ampliamenti di questo schema, differenziano sia la struttura biofisica sia i processi/funzioni dai servizi, intesi come flussi di interazioni e informazioni ecologiche. In particolare, i beni sono considerati come “mezzo” attraverso il quale si fruisce dell’ecosistema mentre il beneficio è inteso come il prodotto del servizio ecosistemico che produce un cambiamento nella qualità di vita per l’essere umano (La Notte, 2017).

Questa articolazione aiuta a comprendere diverse criticità e cautele necessarie nella valutazione. In primo luogo, per evitare il doppio conteggio di alcune componenti (come beneficio e come risorsa) ovvero contare benefici confliggenti. Per essere coerenti con tale schema, la tipologia di bene o beneficio valutato

ovvero il servizio, non può essere valutato economicamente come parte della risorsa, ovvero in termini di stock, bensì in termini di beneficio marginale o flusso di beni e benefici che ne deriva.

Tuttavia, seguendo questo approccio, il valore del servizio valutato non solo non può essere considerato rappresentativo del valore intero della risorsa ma non ne rappresenta neanche la criticità rispetto all'intensità d'uso.

Per rappresentare anche questi aspetti, le valutazioni dovrebbero includere quantificazioni biofisiche ed economiche degli stock di risorse, cosa al momento assai difficile per la maggior parte delle risorse ambientali. E' più facile misurare i servizi, ed è per questo che la maggior parte delle valutazioni proposte considera solo flussi di servizi.

La differenza può risiedere nel considerare flussi potenziali o solo flussi effettivi, in questo caso trascurando anche la dimensione potenziale che in valutazioni legate agli usi del suolo può essere in molti casi significativa.

E' significativo che anche il riferimento europeo più recente sul tema, (Van der Meulen et al., 2018) includa tra i servizi, aspetti che altri considerano stock di risorse, oppure funzioni, o ancora beni o benefici.

Seguendo questo approccio inclusivo ISPRA valuta una serie di servizi ecosistemici, rappresentando di volta in volta la possibilità di valutarne la dimensione di stock di risorsa o di flusso di servizio a seconda delle condizioni e della disponibilità di metodi e dati.

Tabella 1 Servizi (e funzioni) ecosistemiche su base CICES (basata su Van der Meulen et al., 2018, Dominati, 2010, Adhikari and Hartemink, 2016)

Ecosystem Service	CICES class	CICES class type	Examples	Functional process(es) and properties
Food, wood and fibre	Cultivated crops; Fibres and other materials from plants, algae and animals for direct use or processing	Crops by amount, type	Food crops, timbre as building material	Structure, water holding capacity and nutrients fertility.
Fresh water	Groundwater for drinking; Groundwater for non-drinking purposes	By amount, type	Groundwater as resource for irrigation, drinking water on non-drinking water purposes	Texture, structure, water holding capacity, depth, subsoil pans
Carrying capacity for infrastructure, buildings and animals [support of animals and infrastructure][carrier function]	<i>No class provided in CICES</i>	<i>No class type provided in CICES</i>	Peat soil has low carrying capacity while sand provides foundation for infrastructure and buildings at lower costs	Soil texture, structure, moisture content
Water purification and soil contamination reduction	Bio-remediation by micro-organisms, algae, plants, and animals; Filtration/sequestration/storage/accumulation by micro-organisms, algae, plants, and animals; Filtration/sequestration/storage/accumulation by ecosystems	By amount, type, use, media (land, soil, freshwater, marine)	Atmospheric deposits, applied fertilizers, pesticides or other contaminants are adsorbed into soil aggregates, by clay particles and organic matter, and degraded (chemically altered) by soil biota Soil biota metabolize contaminants through oxidative or reductive processes	Soil texture, structure, organic matter content, biodiversity of soil biota. Micro-organisms require nutrients, moisture and appropriate pH (5.5-8.5, best at 7.0) and temperature (15-45°C), plus specific redox conditions. Processes will not proceed if too many inhibiting or toxic compounds are present.
Water regulation	Hydrological cycle and water flow maintenance; Flood protection	By depth/volumes; By reduction in risk, area protected	Mitigation of floods, groundwater recharge	Soil texture, structure, organic matter content, depth, water holding capacity, subsoil pans.
Carbon Sequestration	Weathering processes; Decomposition and fixing processes	By amount/concentration and source	Carbon in short-lived to more stable forms of soil organic matter (SOM) is stored (and recycled).	Soil texture, structure, moisture regime, nutrient regime (e.g. N availability), temperature, level of biotic activity, associated vegetation and soil disturbance regime.
Regulation of greenhouse gasses	Global climate regulation by reduction of greenhouse gas concentrations	By amount, concentration or climatic parameter	Soil biota affect fluxes of CO ₂ , CH ₄ and N ₂ O.	Soil texture, Soil moisture regime, water holding capacity, nutrients (organic matter), temperature, microbial activity levels.
Regulation of local climate/temperat	Micro and regional climate regulation	By amount, concentration	Soil provides habitat to vegetation that provides	Structure, water holding capacity and nutrients fertility. Water

ure		or climatic parameter	shading and cooling through evapotranspiration. Perceived thermal comfort may also be higher in a green environment.	availability is of special importance for transpiration.
Air quality regulation	Filtration/sequestration/storage/accumulation by micro-organisms, algae, plants, and animals; Filtration/sequestration/storage/accumulation by ecosystems	By amount, type, use, media (land, soil, freshwater, marine)	Soil provides habitat to vegetation that influences air quality through pollutant removal (positive impacts), influence of air circulation (positive or negative impact) and emission of biogenic volatile compounds and pollen (negative impact).	Structure, water holding capacity and nutrients fertility (for vegetation; soil properties strongly influencing effect of bare soil on noise not found).

Metodi utilizzati per la valutazione biofisica e economica dei SE

La valutazione dei servizi ecosistemici (SE) è un processo complesso, poiché dietro alla valutazione di ciascun servizio ci sono mondi di competenze scientifiche di ambiti differenti da integrare e dati la cui disponibilità è variegata per accuratezza, scala, aggiornamento, etc. Mentre per la valutazione di alcuni SE la metodologia è piuttosto consolidata, come ad es. la valutazione dello stoccaggio di carbonio, e la discussione in questi casi verte sull'approfondimento delle fonti di dati, per altri si stanno sperimentando diverse modalità di valutazione.

Nella valutazione a scala nazionale prodotta da ISPRA, viene stimata la variazione di SE conseguente al consumo di suolo prodotto ogni anno. Viene considerata sia la variazione dei servizi offerti, sia la variazione dello stock di risorse, a seconda dei casi e in funzione di metodi e dati disponibili. Questo è un aspetto attualmente oggetto di discussione e approfondimento, in particolare rispetto alla componente di perdita di capacità degli ecosistemi all'interno dell'impatto complessivo, che va oltre la valutazione del servizio effettivamente fornito e assume secondo alcuni un ruolo simile a quello della perdita dello stock di risorse (La Notte et al., under review). Questa discussione renderà possibile nel prossimo futuro un migliore dialogo tra le valutazioni di tipo biofisico e quelle volte al confronto in campo economico.

Nella valutazione proposta da ISPRA a scala nazionale gli effetti della variazione nell'offerta di SE o nella perdita di stock vengono rappresentati sia in termini biofisici sia in termini economici attraverso il valore economico della perdita dello stock determinatasi nel periodo di riferimento mentre per i servizi si tratta del valore annuale della perdita per ciascuno degli anni successivi.

E' inoltre opportuno evidenziare che la valutazione dei SE a scala nazionale incontra un importante problema riguardante la disponibilità di banche dati idonee a scala nazionale. E' infatti del tutto evidente che alcune banche dati ambientali – come nel caso dei suoli – sono assolutamente deficitarie rispetto alla necessità. Ad esempio, l'implementazione di metodi biofisici robusti (quali quelli su base fisica) e capaci di quantificare importanti SE quali quelli riguardanti le produzioni o il ciclo dell'acqua non sono sempre applicabili. Quindi le valutazioni dei SE prodotte da ISPRA a scala nazionale, pur nella loro grande rilevanza, devono essere utilizzate con molta cautela quando adottate a scala locale.

Per lo sviluppo di un quadro condiviso sono state fondamentali le esperienze di applicazione condotte a livello sperimentale a scala locale, regionale e nazionale. ISPRA in particolare ha promosso diverse iniziative tra le quali la partecipazione diretta a progetti come LIFE SAM4CP, la collaborazione e il confronto con altri progetti come SOILCONSWEB, LIFE MGN, SOS4LIFE, un costante confronto con la comunità scientifica attraverso i contributi del Rapporto sul consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici (Ed. 2016 e 2017), attraverso la collaborazione con il Comitato per il Capitale Naturale per le due edizioni del Rapporto 2016 e 2017, ed infine attraverso un lavoro di un apposito tavolo di confronto sulle metodologie, avviato per l'edizione 2018 del Rapporto sul consumo di suolo, che ha coinvolto 7 università e centri di ricerca italiani (Università di Urbino, Università del Molise, Università di Roma Sapienza, Università di Padova, Università Federico II di Napoli, CNR Firenze, CREA di Arezzo) e 2 Agenzie regionali per la protezione dell'ambiente (Puglia e Veneto) oltre all'ISPRA.

Partendo dai sette servizi inizialmente identificati nell'ambito del progetto Life SAM4CP, già nella prima edizione della valutazione nazionale (ISPRA, 2016) sono stati considerati alcuni SE diversi o aggiuntivi,

ulteriormente selezionati nella edizione 2017 e proposti per la edizione del 2018 come evidenzia la tabella che segue.

Tabella 2 Servizi ecosistemici considerati

Servizi	u.m. biofisica	u.m. economica	LIFE SAM4CP ¹	Rapporto 2016	Rapporto 2017	Rapporto 2018
Stoccaggio e sequestro di carbonio						
Flusso	t/ha	€/t				x
Stock	t/ha	€/t	x	x	x	x
Qualità degli habitat	adim	€/ha	x	x	x	x
Produzione agricola						
Flusso	ha	€/ha				x
Stock	ha	€/ha	x	x	x	x
Produzione di legname						
Flusso	m ³	€/m ³				x
Stock		€/ha	x	x	x	x
Impollinazione	adim	€/ha	x	x	x	x
Regolazione del microclima	stima	stima		x	x	x
Rimozione particolato e ozono	t/ha	€/t		x	x	x
Protezione dall'erosione	t/ha	€/t	x	x	x	x
Disponibilità di acqua	m ³	€/m ³				x
Regolazione del regime idrologico	m ³	€/m ³	Come Water Yield	x	x	x
Purificazione dell'acqua	adim	€/ha/anno	x	x	-	x
Supporto alle attività umane	adim	-				x

Alcuni servizi inizialmente presi in considerazione non sono stati successivamente analizzati perché non si riteneva sufficientemente solida la metodologia adottata, rimandando l'analisi a successivi approfondimenti. Questo è accaduto ad esempio per il servizio di trattenimento dei nutrienti (NR) e di stoccaggio di acqua (WY) considerati nelle applicazioni del Life Sam4cp. In altri casi, come per il servizio di produzione agricola, è stata inizialmente utilizzata una metodologia basata sui dati disponibili dei "valori agricoli medi", che per l'edizione 2018 viene integrata per assicurare la robustezza dei risultati con una metodologia differente, basata su dati di produzione e valori economici per le singole colture.

Tenuto presente che nelle analisi relative al consumo di suolo la dimensione spaziale è imprescindibile, è necessario utilizzare modelli spazialmente espliciti, per le finalità della pianificazione anche locale ed è indispensabile che si tratti di software free e open source.

Le metodologie utilizzate per la valutazione dei diversi SE sono state selezionate inizialmente attraverso una attenta analisi delle esperienze disponibili in letteratura, tramite confronti con la comunità scientifica e la ricerca dei migliori dati disponibili per la loro applicazione (cfr. Lifesam4cp -Report azione B1), da cui è emerso che la *suite* di modelli InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs), è il principale riferimento.

Si tratta di un insieme di modelli che richiedono dati di *input* specifici a seconda del servizio ecosistemico analizzato ma partendo da un dato di partenza comune rappresentato dalla mappa di uso e copertura del suolo. Sviluppato dall'Università di Stanford all'interno del "Natural Capital Project", InVEST copre la maggior parte delle richieste di valutazione dei servizi considerati.

Secondo le più recenti pubblicazioni in materia (Mokondoko et al, 2018) l'applicazione di InVEST varia comprendendo valutazioni di tipo biofisico (Hoyer and Chang, 2014), valutazioni monetarie (Ninan and Inoue, 2013; Berg et al., 2016), analisi sulle priorità di conservazione (Keller et al., 2015) e analisi di scenario rispetto all'uso del suolo (Nelson, 2009; Polasky et al., 2011).

¹ Si tratta dei servizi inclusi nel simulatore validi su tutto il territorio nazionale, parzialmente diversi da quelli considerati nelle sperimentazioni a scala locale

Alcuni aspetti restano delle sfide per il prossimo futuro, come ad esempio la valutazione del valore del capitale naturale in un dato periodo, la valutazione delle variazioni dei SE anche rispetto ai cambiamenti da copertura artificiale a naturale e in generale tra le diverse classi (*tradeoff*), o l'analisi di ulteriori servizi, quali quelli culturali, finora poco investigati. In futuro sarà opportuno lo sviluppo di Linee guida per la valutazione a scala locale, poiché la pianificazione urbanistica ha esigenze incompatibili con l'utilizzo di dati/metodi utilizzati a scala nazionale nonché indirizzi ed azioni per aumentare la percezione del pubblico sui temi del suolo e dei servizi ecosistemici che esso è in grado di fornire.

Dal tavolo di confronto recentemente avviato, è emersa la necessità di:

- evidenziare per ogni servizio la differenza tra *stock* di capitale naturale e flussi di servizi ecosistemici e tra servizio potenziale e reale, dichiarando cosa si sta valutando. Fare riferimento prioritariamente a servizi potenziali e valori di *stock*;
- fare riferimento quando possibile a schemi di classificazione dei SE europei (MAES/CICES) e alle eco regioni;
- evidenziare la differenza tra valore economico di mercato e sociale, dichiarando quale si usa;

Una nota di carattere generale merita la questione dei metodi più idonei per effettuare le conversioni tra valute di diversi paesi in diversi anni. Nelle scorse edizioni del Rapporto la conversione era stata effettuata considerando il cambio "euro-dollaro" (EURSD) per l'anno di riferimento del valore originale, poi aggiornando il valore applicando il coefficiente di rivalutazione monetaria (ISTAT).

Nei casi in cui i valori originali sono espressi in dollari internazionali si prevede in analogia con la metodologia adottata dal Rapporto sul Capitale naturale, la conversione del dollaro internazionale in euro attraverso il PPP e successivamente la rivalutazione monetaria applicando il coefficiente di rivalutazione dei prezzi al consumo (ISTAT, <https://rivaluta.istat.it>) per l'anno indagato.

Stoccaggio e sequestro del carbonio

Il sequestro e lo stoccaggio di carbonio costituiscono un servizio di regolazione assicurato dai diversi ecosistemi terrestri e marini grazie alla loro capacità di fissare gas serra, seppur con diversa entità (Hutyra *et al.*, 2011), secondo modalità incrementali rispetto alla naturalità dell'ecosistema considerato (tale regola vale in generale e nel contesto mediterraneo e del nostro Paese). Questo servizio contribuisce alla regolazione del clima a livello globale e gioca un ruolo fondamentale nell'ambito delle strategie di mitigazione e di adattamento ai cambiamenti climatici. Fra tutti gli ecosistemi, quelli forestali naturali e seminaturali presentano il più alto potenziale di sequestro di carbonio. Il danno peggiore è pertanto il consumo di suolo nelle aree a copertura naturale e seminaturale o, più in generale, nei contesti territoriali connotati da un elevato grado di naturalità (Sallustio *et al.*, 2015).

Le foreste sono in grado di assorbire carbonio dall'atmosfera e accumularlo, per periodi di lunghezza assai variabile, nella biomassa legnosa, nella lettiera e nel suolo. In aggiunta, qualora le foreste siano utilizzate per prodotti in legno di media e lunga durata (ad es., mobili, legname da costruzione: prodotti da legno raccolto – *harvested wood products*), l'effetto di accumulo si protrae nel tempo oltre il taglio del bosco. I fattori che determinano la quantità di carbonio stoccato nei diversi comparti sono di varia natura, ma quasi tutti sono influenzati dal clima (Comitato Capitale Naturale, 2018).

Seguendo l'Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), la maggior parte del carbonio presente negli ecosistemi terrestri è contenuta in quattro principali pools costituiti da: biomassa epigea, biomassa ipogea, suolo e sostanza organica morta.

La valutazione di questo servizio di regolazione viene effettuata sia rispetto al valore di stock sia al valore del flusso di servizio. Per quanto riguarda il valore di stock, la valutazione viene fatta con riferimento alla stima del quantitativo di carbonio stoccato a seconda della tipologia d'uso/copertura del suolo. Poiché si tratta di stime funzionali a rappresentare le variazioni di copertura del suolo, lo schema adottato tende a semplificare il complesso ciclo del carbonio; in particolare considera costante il quantitativo di carbonio nel

tempo (avendo come unico fattore di variazione quello relativo alla copertura del suolo) rappresentato e non prende in considerazione i trasferimenti di carbonio tra un pool e un altro.

Per valutare questo servizio dal punto di vista biofisico è necessario associare a ciascuna porzione del territorio e ciascuna tipologia di copertura del suolo una caratterizzazione dei quattro pool di carbonio, biomassa epigea, biomassa ipogea, suolo e sostanza organica morta.

Per la valutazione di questo servizio ecosistemico è stato utilizzato, nei rapporti sul consumo di suolo precedenti (ISPRA, 2016; ISPRA, 2017a) il software InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs, Natural Capital Project*), ed in particolare il modello “Carbon Storage and Sequestration” che fornisce mappe della quantità di carbonio immagazzinato dagli ecosistemi terrestri in termini biofisici (Megagrammi, Mg, di C ad ettaro) ed economici (€ ad ettaro). La risoluzione spaziale delle mappe di output dipende da quella della carta d’uso del suolo utilizzata in input.

Come dato di input dello stock di carbonio, sono state utilizzate e integrate fonti diverse quali l’Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio (INFC), il progetto ISPRA Sviluppo Indicatori Ambientali sul Suolo (SIAS) e poi la recente Carta del Carbonio organico realizzata nell’ambito delle attività della Global Soil Partnership (CREA et al 2018); per individuare il contributo derivante dai diversi pool sono stati utilizzati coefficienti specifici (Vitullo et al., 2007; ISPRA, 2014; Di Cosmo et al., 2016).

Nel dettaglio, per le categorie forestali di uso del suolo (tutte le sottocategorie di 3.0.0.0 di Corine Land Cover - Boschi), sono utilizzati i dati di provvigione dell’Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio (INFC)² associati alle classi della carta di uso e copertura del suolo (Marchetti et al. 2012b). Il volume della biomassa epigea (AGB – *above-ground biomass*) è ricavato dalla provvigione GSV (*growing stock volume*) con la formula:

$$AGB = a * GSV + b * GSV * e^{-c*GSV}$$

dove a, b e c sono coefficienti specifici per ogni tipologia forestale (Di Cosmo et al., 2015). La biomassa ipogea (BGB – *below-ground biomass*) è invece stimata tramite la formula (ISPRA, 2017b):

$$BGB = GSV * BEF * WBD * R$$

data dal volume di provvigione moltiplicato per il fattore di espansione della biomassa (BEF – *biomass expansion factor*), per la densità basale del legno (WBD – *wood basic density*) e per il fattore R, che rappresenta il rapporto chioma/radici, tabellato per le varie specie (Vitullo et al., 2008; ISPRA, 2017b). Per passare dalla biomassa alla frazione di carbonio immagazzinato, i valori sono moltiplicati per 0,5 (ISPRA, 2017b).

I valori del carbonio contenuto nella necrosasse sono dedotti da quelli nella biomassa epigea attraverso dei coefficienti (0,20 per le piante sempreverdi e 0,14 per le caducifoglie, fonte IPCC, 2003), mentre quelli nella lettiera con formule specifiche per ciascuna specie ricavate dalle ricerche bibliografiche (Vitullo et al., 2008; ISPRA, 2017b). Per le altre categorie di uso e copertura del suolo vengono utilizzate stime da letteratura: i valori dei pool per le aree artificiali sono stati lasciati tutti a zero mentre per le altre aree naturali e per le superfici agricole vengono utilizzati valori di letteratura riportati in Tabella 3 (Sallustio et al. 2015).

Con riferimento ai valori di carbonio nei pool di biomassa epigea ed ipogea dei permanent crops, è stata, di recente, resa disponibile una valutazione del carbonio in funzione dell’accrescimento, riportata in Tabella 4, con particolare riferimento a olivicoltura, vigneti, alberi da frutto, nei quali il contenuto di C è espresso in funzione dell’età di maturazione (Canaveira, P., 2018). I valori a 20 anni sono considerati adeguati a rappresentare il valore di stock di carbonio, in sostituzione dei valori di letteratura precedentemente utilizzati.

² http://www.sian.it/inventarioforestale/jsp/pools_carbonio.jsp?menu=3

Tabella 3 Valori di contenuto di carbonio per classe d'uso del suolo (da Sallustio et al. 2015)

<i>Classe d'uso del suolo</i>	<i>Epigeo (Mg C ha⁻¹)</i>	<i>Ipogeo (Mg C ha⁻¹)</i>	<i>Sostanza organica morta (Mg C ha⁻¹)</i>	<i>Suolo (Mg C ha⁻¹)</i>	<i>Totale (Mg C ha⁻¹)</i>
<i>Foreste</i>	50.5 (Gasparini & Tabacchi, 2011)	11.525 (Est. ISPRA, 2014)	5.295 (Gasparini & Tabacchi, 2011)	76.1 (Gasparini & Tabacchi, 2011)	143.42
<i>Aree agricole</i>	5 (ISPRA, 2014)	/	/	53.1 (Chiti et al., 2012)	58.1
<i>Arboricoltura da frutto</i>	10 (ISPRA, 2014)	/	/	52.1 (Chiti et al., 2012)	62.1
<i>Arboricoltura da legno</i>	28.55 (Gasparini & Tabacchi, 2011)	5.25 (Est. ISPRA, 2014)	1.75 (Gasparini & Tabacchi, 2011)	63.9 (Gasparini & Tabacchi, 2011)	99.45
<i>Prati e pascoli</i>	/	/	/	78.9 (ISPRA, 2014)	78.9
<i>Altre terre boscate</i>	3.05 (IPCC, 2003)	/	/	66.9 (ISPRA, 2014; Alberti et al. 2011)	69.95
<i>Urbano</i>	*	*	*	*	*
<i>Aree con vegetazione rada o assente</i>	**	**	**	**	**

Tabella 4 Valori dello stock di carbonio e dell'accrescimento per alcune produzioni agricole

	Age	Above Ground Biomass AGB ⁽¹⁾			Below Ground Biomass BGB		
	years	tDM.ha ⁻¹	%C	tC.ha ⁻¹	tDM.ha ⁻¹	%C	tC.ha ⁻¹
Olive Trees	1	1.9	47%	0.9	0.4	45%	0.2
	5	9.4	47%	4.4	2.8	45%	1.3
	10	18.1	47%	8.5	5.5	45%	2.5
	15	19.4	47%	9.1	5.7	45%	2.6
	20	19.4	47%	9.1	5.8	45%	2.6
Vineyards	1	0.2	48%	0.1	0.5	45%	0.2
	5	0.9	48%	0.4	1.8	45%	0.8
	10	5.3	48%	2.5	5.6	45%	2.5
	15	10.3	48%	4.9	8.7	45%	3.9
	20	11.5	48%	5.5	9.7	45%	4.4
Fruit Trees	1	3.8	46%	1.7	1.6	45%	0.7
	5	9.3	46%	4.3	5.2	45%	2.3
	10	15.8	46%	7.3	10.6	45%	4.8
	15	18.0	46%	8.3	12.4	45%	5.6

Per il carbonio contenuto nel suolo, mentre nelle edizioni 2016 e 2017 del Rapporto sul consumo di suolo il valore è identificato associando le mappe di uso e copertura del suolo alle mappe del progetto SIAS (Sviluppo Indicatori Ambientali sul Suolo) a livello regionale³, per l'edizione 2018 viene utilizzato il nuovo strato informativo prodotto come contributo italiano alla Global Soil Organic Carbon map e realizzato da CREA-ABP, CNR-Ibimet, Regioni e alcune università nell'ambito della iniziativa Global Soil Partnership/ FAO (CREA, 2018). La carta offre i valori del carbonio contenuto nel suolo in formato raster con risoluzione di 1 km. Per mantenere il dettaglio offerto, nel rapporto 2018 è stato abbandonato l'utilizzo del software InVEST e i valori del suolo vengono considerati tal quali, senza semplificazioni derivate dal trasferimento su tabella.

La valutazione del flusso di servizio è possibile attraverso l'utilizzo dei valori di accrescimento sopra richiamati. In particolare, per le colture quali l'olivicoltura, vigneti, alberi da frutto, "incremento corrente medio" è dato dalla differenza tra il valore dei 20 anni e quello dei 5 anni (tabella sopra riportata) diviso i 15 anni che intercorrono, mentre per le categorie forestali il dato è quello dell'accrescimento INFC.

Valutazione economica

Per la valutazione economica del servizio ecosistemico di stoccaggio e sequestro di carbonio esistono diversi approcci, ma due sono quelli più utilizzati: uno basato sul costo sociale, l'altro sul valore di mercato dei permessi di emissione.

Non esiste un unico valore monetario corretto per il SCC (Isacs et al., 2016), in letteratura è disponibile un rilevante numero di stime, che tuttavia differiscono per diversi ordini di grandezza, lasciando ambiguità e confusione su quale usare. L'incertezza di queste stime è intrinseca, in quella dei fenomeni da cui dipende tra cui la sensibilità al clima, le ipotesi sulle emissioni future e le posizioni etiche dei decisori. Nella valutazione del costo sociale, in particolare, a seconda delle scelte fatte in merito ai punti di vista etici e alle ipotesi sulle emissioni future e sulla sensibilità al clima, le stime possono essere significativamente più alte di quelle normalmente utilizzate negli strumenti di valutazione. .

Il costo sociale considera il danno evitato, a livello globale, grazie al sequestro di CO₂. Questo tipo di costo è variabile a causa dell'incertezza della stima.

Nelle edizioni 2016 e 2017, per il costo sociale si è fatto riferimento al valore stimato per il 2015, ma valido anche per il 2014, pari a 37\$/tCO₂ (circa 109 €/tC; OIRA, 2013) ed utilizzato frequentemente per la valutazione dei costi potenziali associati al cambiamento climatico (Sallustio *et al.*, 2015). Per il 2018, si fa riferimento ai valori aggiornati, utilizzati da US EPA (Interagency Working Group on Social Cost of Greenhouse Gases, United States Government, 2016), per il 2015 indicano un valore di 36 \$/t (dollari 2007 per tonnellata di CO₂), che aggiorna la precedente stima (OIRA, 2013), che corrisponde a un valore di 33.18 €/tCO₂ (2015), che in termini di C corrisponde a 101.85 €/tC.⁴

La meta analisi di Tol nel 2005 ha effettuato una analisi dei valori di letteratura sul costo sociale del sequestro di carbonio indicando un valore medio su studi selezionati, utilizzando una pesatura proposta dall'autore, pari a 122 \$/tC .

Altre stime (richiamati da Van der Meulen et al. 2018) lo hanno quantificato a seconda dei modelli utilizzati tra 6 USD/tC e 150 USD/tC (van den Bergh and Botzen, 2015). Stime alternative al SCC, sono effettuate come WTP con risultati dell'ordine di 17 €/tC/procapite (Rodríguez-Entrena et al., 2012), altri studi hanno calcolato 73 USD/ha/anno (Noe et al. ,2016) in Minnesota, mentre per le Everglades (US) (Jerath et al. 2016) è stato stimato un valore tra 13.859 e 23.728 USD/ha (ovvero tra circa 44 e 197 USD/tC).

³ carbonio immagazzinato nei primi 30 cm di suolo per 16 delle 20 regioni italiane, con celle di 1 km di lato. Per le quattro regioni mancanti (Campania, Friuli Venezia Giulia, Liguria e Puglia) era stata effettuata una stima attraverso la media dei valori per le altre regioni appartenenti alla stessa ripartizione territoriale (nord, centro, sud Italia).

⁴ 0.6793 tasso di cambio tra dollaro e euro 2007 (<https://cambio-euro.it/archivio-valute/2007-12-31/>); coefficiente di rivalutazione di 1,138 (rivaluta.istat.it, da 2007 a 2015); 1 tC= 3,66 t CO₂ in funzione del rapporto tra peso molecolare del CO₂ e peso atomico del carbonio C; la valutazione è di 36 \$/tCO₂(2007)*0,6793*1.138*3,66= 101,85 €/tC(2015).

Il Rapporto sul capitale naturale 2017 che fa riferimento ad uno studio promosso dalla Fondazione Enrico Mattei (van der Bijgart et al., 2013) indica valori del SCC mediani di 15 €/tCO₂, medi di 31€/tCO₂ e massimi di 100 €/tCO₂, per l'anno 2015.

Per il 2018 utilizzando il riferimento della meta analisi di Tol sopra richiamata, il valore indicato di 122 \$/tC (2005), corrispondenti a 121.45 €/t al 2015.

Diversamente, il prezzo di mercato è quello stabilito dal mercato dei permessi di emissioni. Per le edizioni 2016 e 2017 il prezzo utilizzato è stato quello dei crediti di carbonio in Italia al 2014 (Storti *et al.*, 2015) venduti nell'ambito di mercati volontari, pari a 12 €/t CO₂eq⁵. Tali valori aggiornati per il 2015 (Brotto et al, 2016), hanno evidenziato una riduzione dei prezzi del 50% rispetto al 2014, prezzi che si attestano a 6,3 €/tCO₂eq, più vicina ai valori del mercato regolato⁶. Per quanto riguarda proprio il mercato regolato, i Rapporti del GSE indicano che il prezzo medio ponderato per il 2017 sul mercato degli scambi delle European Union Allowances (EUA) è stato di 5,77 euro, in rialzo rispetto al 2016 (5,26 euro), ma più basso di quello per il 2015 che era 7,63 euro (GSE, Rapporto Aste 2015 e 2017).

Per le edizioni 2016 e 2017 si è fatto riferimento alla valutazione con entrambi i costi SCC e di mercato identificando una forchetta di valori. Questo approccio si conferma anche per il Rapporto 2018, con riferimento ai valori aggiornati in particolare per il SCC utilizzando il valore 121.45 €/tC, mentre il prezzo di mercato di riferimento per la valutazione dello stock sul periodo 2012-2017 è quello al 2015 di 6,3 €/tCO₂eq, ovvero di 23 €/tC.

Per quanto riguarda la valutazione dei flussi, è necessario fare riferimento al valore annuale del prezzo di mercato per ciascuno degli anni, ovvero adattare il prezzo di un anno di riferimento con una analisi di sensitività con tasso di sconto, mentre il SCC può essere considerato costante poiché le variazioni sono valutate su periodi lunghi, quello citato dell'US EPA ogni cinque anni, confrontabile con il periodo dell'analisi qui svolta.

Per il futuro si condurrà una analisi della variazione dello stock di carbonio a seguito della artificializzazione considerando una perdita parziale e non totale (Sallustio et al, 2017) della capacità di stoccaggio in funzione della tipologia di copertura artificiale. Questo aspetto sarà correlabile ai nuovi livelli della classificazione del consumo di suolo previsti per il 2018, in particolare con le aree di consumo reversibile (ad es. i pannelli fotovoltaici a terra) e sarà pertanto oggetto di future elaborazioni.

Qualità degli habitat

Il servizio ecosistemico relativo alla qualità degli habitat, anche denominato nelle diverse classificazioni come habitat per gli organismi o tutela della biodiversità, consiste nella fornitura di diversi tipi di habitat essenziali per la vita di qualsiasi specie e il mantenimento della biodiversità stessa, e rappresenta uno dei principali valori di riferimento nella valutazione dello stato ecosistemico dei suoli. Questo servizio è considerato come un indice della biodiversità complessiva, e rientra nella categoria dei cosiddetti servizi di supporto, secondo alcune classificazioni, o incluso nei servizi di Regolazione e mantenimento, o in altri casi ancora escluso come nello schema CICES, qui in gran parte adottato con alcune rilevanti eccezioni tra cui questa, secondo il quale considerato come funzione o come servizio indiretto di supporto agli altri servizi.

Gli habitat, a causa dei diversi fattori di impatto che gravano su di essi (cambiamenti di uso del suolo, impermeabilizzazione, urbanizzazione, compattazione, salinizzazione, specie aliene invasive, etc.), sono soggetti a fenomeni di degrado, distrofia e alterazione del funzionamento dei processi eco-biologici, oltre che alla complessiva riduzione della resilienza ecologica e frammentazione ecosistemica (Seto *et al.*, 2012, Romano e Zullo, 2014). L'impermeabilizzazione lineare del suolo (es. strade e autostrade), ad esempio, svolge un vero e proprio effetto barriera ai percorsi migratori e agli spostamenti degli animali in genere,

⁵ In particolare tali crediti sono stati creati da un numero attivo di progetti basati sul carbonio forestale in Italia grazie ai quali sono state generate e scambiate tCO₂eq. Le tipologie progettuali più frequenti sono afforestazione/riforestazione, seguita da blu carbon, miglioramento della gestione forestale, REDD+ (Riduzione delle Emissioni da Deforestazione e Degradazione delle Foreste) e foreste urbane.

⁶ Il dato 2016 non è stato prodotto, sarà fornito unitamente a quello del 2017 in esito al questionario attualmente in distribuzione

risultando dunque una serie minaccia per la biodiversità (Commissione Europea, 2012), sia perché riduce in termini quantitativi la superficie degli habitat sia perché produce l'isolamento e l'aumento del disturbo proveniente dalla matrice antropica sui margini (Battisti e Romano, 2007). I suoli agricoli non irrigui e quelli con sistemi colturali complessi e spazi naturali importanti, seppur marginali da un punto di vista strettamente produttivo, sono fondamentali per la tutela della biodiversità (Sallustio *et al.*, 2013) e quelli maggiormente colpiti dal consumo di suolo.

Per la valutazione del servizio ecosistemico è stato utilizzato il software InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs, Natural Capital Project*) (AA.VV. 2015) ed in particolare il modello di *Habitat Quality*. Nel modello la qualità degli habitat è valutata in relazione alle diverse classi di uso e copertura del suolo (Sharp *et al.*, 2016), in base all'ipotesi che le aree con una qualità degli habitat più alta ospitano una ricchezza maggiore di specie native e che la diminuzione delle dimensioni di uno specifico habitat e della sua qualità portino al declino della persistenza delle specie (Terrado *et al.*, 2016). InVEST determina la qualità relativa di uno specifico habitat in base a quattro fattori: la capacità dell'habitat di sostenere forme di vita animale e vegetale; l'impatto di ciascuna minaccia sui diversi habitat; la sensibilità di ogni singolo habitat ad essere influenzato dai diversi tipi di minacce; la distanza degli habitat dalle relative fonti di alterazione dell'equilibrio proprio.

Il modello combina le informazioni relative all'uso del suolo, la loro capacità di accogliere o sostenere specie animali e vegetali (quindi biodiversità in senso ampio e generico) e le minacce per la stessa, arrivando così alla produzione di una carta di qualità relativa (*Habitat Quality*) e una di degrado (*Habitat Degradation*) degli habitat.

Il primo passaggio è dunque la disponibilità della carta di uso e copertura del suolo, realizzata da ISPRA (ISPRA, 2016 e 2017a), migliorata ed aggiornata per questa edizione 2018, che consente di associare le categorie di habitat presenti sul territorio con l'uso e copertura del suolo, mantenendo la corrispondenza tematica con il Sistema di classificazione europea EUNIS⁷ (Tabella 5).

Tabella 5 Classi di uso del suolo utilizzate per la valutazione della qualità degli Habitat

Uso del suolo	CLASSE
Spiagge, dune e sabbie	1
Corpi idrici permanenti	2
Zone umide	3
Praterie	4
Cespuglieti	5
Foreste di latifoglie	6
Foreste di conifere	7
Aree interne con vegetazione scarsa o assente	8
Superfici agricole a uso intensivo	9
Superfici agricole a uso estensivo	10
Edifici e altre aree artificiali o impermeabilizzate	11
Aree aperte urbane	12

Il secondo passaggio è dunque la identificazione dei parametri relativi agli habitat ovvero la compatibilità delle specie con le classi di uso e copertura del suolo *Habitat suitability* e la sensibilità degli habitat alle minacce.

⁷ <http://eunis.eea.europa.eu/habitats-code-browser.jsp>

Il parametro *Habitat suitability* è in questo caso riferito all'ecosistema in generale, sebbene siano solitamente specie-specifici a diversi livelli di dettaglio (Rondinini et al., 2011), e indica la capacità di sostenere specie vegetali e comunità animali che concorrono al mantenimento e alla conservazione della biodiversità. Sempre all'uso e copertura del suolo è collegato il parametro della sensibilità degli habitat alle minacce. Le minacce sono state classificate per l'Italia in 8 categorie: gli edifici, insieme alle altre aree artificiali, le diverse tipologie di infrastrutture e le aree agricole, suddivise in agricoltura intensiva ed estensiva. Non tutti gli ecosistemi vengono influenzati allo stesso modo da medesime minacce e le diverse minacce hanno differenti distanze di influenza, pertanto è necessario un parametro di vulnerabilità.

Questi parametri sono stati valutati attraverso un approccio *expert based* (Kuhnert et al., 2010), attraverso un questionario a oltre 100 esperti nazionali con affiliazioni diverse nei settori della conservazione e della gestione della biodiversità, i cui risultati (Sallustio et al., 2017) sono descritti nelle tabelle che seguono.

A partire da questi valori che rappresentano gli input al modello InVEST, il modello elabora due mappe raster dell'*Habitat suitability* (0-1) e delle minacce (0-1). In particolare, l'impatto delle minacce è valutato per ciascun punto, con valori da 0, assenza della minaccia, e 1, presenza, in base a (Sharp et al., 2016):

- La vulnerabilità (sensitivity) di ogni tipologia di habitat per ogni minaccia.
- L'impatto relativo (peso) di ciascuna minaccia rispetto alle altre.
- La distanza tra gli habitat e le fonti di minaccia. Il modello permette anche di impostare il decadimento dell'impatto nello spazio in modo lineare o esponenziale, a seconda della funzione applicata. In questo lavoro è stato scelto per tutte le minacce un decadimento esponenziale, ritenuto più rappresentativo della situazione reale.
- Il livello di protezione legale, istituzionale, sociale o fisica dai disturbi. Questo parametro, opzionale, non è stato considerato in questo studio.

Tabella 6 Valori di input per il modello Habitat Quality di InVEST derivati dall'indagine: compatibilità delle specie con le classi di uso e copertura del suolo e, tra parentesi, deviazione standard e coefficiente di variazione (Sallustio et al., 2017).

Tipologie di habitat	<i>Suitability</i>
Spiagge, dune e sabbie	0.74 (0.23, 0.31)
Corpi idrici permanenti	0.83 (0.15, 0.18)
Zone umide	0.96 (0.08, 0.09)
Praterie	0.86 (0.12, 0.14)
Cespuglieti	0.81 (0.17, 0.20)
Foreste di latifoglie	0.93 (0.10, 0.10)
Foreste di conifere	0.82 (0.16, 0.19)
Aree interne con vegetazione scarsa o assente	0.55 (0.23, 0.41)
Superfici agricole a uso intensivo	0.26 (0.18, 0.70)
Superfici agricole a uso estensivo	0.52 (0.22, 0.42)
Edifici e altre aree artificiali	0.09 (0.11, 1.17)

Aree aperte urbane	0.27 (0.17, 0.62)
--------------------	-------------------

Tabella 7 Valori di input per il modello Habitat Quality derivati dall'indagine: sensibilità degli habitat alle minacce, peso e massima distanza di influenza. Tra parentesi deviazione standard e coefficiente di variazione (Sallustio et al., 2017).

Minacce	Strade principali	Strade secondarie	Strade urbane	Strade sterrate	Ferrovie	Superfici agricole a uso intensivo	Superfici agricole a uso estensivo	Edifici e altre aree artificiali
Habitat								
Spiagge, dune e sabbie	0.81 (0.25, 0.31)	0.46 (0.23, 0.30)	0.69 (0.23, 0.33)	0.50 (0.28, 0.56)	0.67 (0.28, 0.42)	0.68 (0.25, 0.37)	0.51 (0.28, 0.55)	0.86 (0.19, 0.22)
Corpi idrici permanenti	0.72 (0.21, 0.28)	0.64 (0.19, 0.30)	0.60 (0.20, 0.34)	0.36 (0.23, 0.64)	0.51 (0.22, 0.43)	0.76 (0.22, 0.28)	0.53 (0.27, 0.51)	0.72 (0.25, 0.34)
Zone umide	0.84 (0.18, 0.21)	0.74 (0.20, 0.28)	0.69 (0.21, 0.31)	0.44 (0.26, 0.60)	0.64 (0.26, 0.41)	0.80 (0.21, 0.27)	0.59 (0.28, 0.46)	0.79 (0.21, 0.27)
Praterie	0.80 (0.17, 0.21)	0.71 (0.19, 0.27)	0.63 (0.21, 0.33)	0.42 (0.25, 0.59)	0.60 (0.24, 0.41)	0.75 (0.24, 0.32)	0.52 (0.29, 0.57)	0.72 (0.25, 0.35)
Cespuglieti	0.78 (0.16, 0.21)	0.71 (0.21, 0.30)	0.63 (0.23, 0.37)	0.39 (0.26, 0.67)	0.60 (0.27, 0.44)	0.72 (0.23, 0.31)	0.51 (0.28, 0.55)	0.69 (0.25, 0.35)
Foreste di latifoglie	0.85 (0.17, 0.20)	0.77 (0.19, 0.24)	0.66 (0.24, 0.36)	0.40 (0.28, 0.71)	0.65 (0.25, 0.39)	0.67 (0.25, 0.37)	0.47 (0.29, 0.61)	0.77 (0.22, 0.29)
Foreste di conifere	0.84 (0.18, 0.21)	0.76 (0.18, 0.24)	0.68 (0.23, 0.35)	0.39 (0.28, 0.71)	0.61 (0.26, 0.42)	0.63 (0.24, 0.39)	0.44 (0.28, 0.65)	0.76 (0.22, 0.29)
Aree interne con vegetazione scarsa	0.61 (0.25, 0.40)	0.57 (0.24, 0.42)	0.52 (0.26, 0.49)	0.30 (0.24, 0.80)	0.46 (0.24, 0.53)	0.51 (0.25, 0.49)	0.35 (0.27, 0.75)	0.61 (0.27, 0.43)
Superfici agricole a uso intensivo	0.61 (0.28, 0.46)	0.54 (0.27, 0.51)	0.47 (0.26, 0.55)	0.24 (0.23, 0.97)	0.44 (0.28, 0.64)	\	0.12 (0.17, 1.51)	0.51 (0.28, 0.55)
Superfici agricole a uso estensivo	0.71 (0.25, 0.35)	0.61 (0.26, 0.42)	0.55 (0.26, 0.48)	0.26 (0.25, 0.95)	0.51 (0.27, 0.53)	0.54 (0.29, 0.54)	\	0.62 (0.28, 0.44)
Edifici e altre aree artificiali	\	\	\	\	\	\	\	\
Aree aperte urbane	0.56 (0.32, 0.56)	0.52 (0.32, 0.62)	0.46 (0.34, 0.74)	0.19 (0.23, 1.18)	0.46 (0.28, 0.61)	0.31 (0.28, 0.89)	0.21 (0.27, 1.28)	0.56 (0.37, 0.66)
Peso	0.86 (0.15, 0.17)	0.69 (0.19, 0.27)	0.61 (0.24, 0.39)	0.28 (0.19, 0.67)	0.62 (0.27, 0.43)	0.69 (0.22, 0.32)	0.42 (0.24, 0.57)	0.79 (0.22, 0.28)
Distanza [km]	1.5 (1.0, 0.7)	1.0 (0.4, 0.4)	0.9 (0.7, 0.8)	0.3 (0.5, 1.5)	1.6 (1.0, 0.7)	1.6 (1.5, 0.9)	0.6 (0.7, 1.1)	1.7 (2.7, 1.6)

Il modello *Habitat Quality* genera in output due mappe che rappresentano la qualità degli habitat (*Habitat Quality*) e le pressioni che gravano su di essi (*Habitat Degradation*). Il valore di Q e D associato ad ogni singola cella deriva dalla relazione esistente tra la stessa e quelle limitrofe per questo motivo, in entrambi gli output del modello, i valori sono espressi in termini relativi rispetto alle condizioni presenti sul territorio oggetto di studio, esprimendo quindi un *range* di variazione rispetto ad un minimo (0) ed un massimo (1). Le analisi possibili sono, quindi, di tipo comparativo all'interno dell'area di studio, o di tipo diacronico tra due momenti temporali diversi (con assetti territoriali differenti, in termini di uso/copertura del suolo), ma non permette quantificazioni biofisiche in senso stretto.

Le formule alla base delle elaborazioni del modello sono di seguito richiamate.

Il livello di minaccia *D* per una data cella *x* appartenente a un habitat *j* è valutato come effetto delle minacce *r* presenti nell'intorno della cella (quindi con distanze di impatto non nulle) dato dalla formula (Sharp et al., 2016):

$$D_{xj} = \sum_{r=1}^R \sum_{y=1}^{Y_r} \left(\frac{w_r}{\sum_{r=1}^R w_r} \right) r_y i_{rxy} \beta_x S_{jr}$$

In cui w_r è il peso della minaccia r generata nella cella y , i_{rxy} rappresenta il risultato della formula di decadimento in base alla distanza massima di impatto delle minacce, β_x è il livello di accessibilità dell'habitat (non considerato) e S_{jr} indica la sensibilità dell'habitat j rispetto alla minaccia r . I pesi w_r nella formula sono normalizzati, quindi non rileva il valore assoluto ma le proporzioni tra i diversi pesi.

Il valore di qualità Q della cella x relativo all'habitat j viene valutato sottraendo agli indici iniziali di *suitability* dell'ecosistema, l'effetto delle minacce tramite una funzione di semi saturazione (Sharp et al., 2016):

$$Q_{xj} = H_j \left(1 - \frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + k^z} \right)$$

Dove H_j è il valore di compatibilità delle specie con la classe j di uso e copertura del suolo, z è una costante, posta dagli sviluppatori pari a 2,5, e k è la costante di semi saturazione da inserire nell'interfaccia.

I risultati delle formule descritte per D_{xj} e Q_{xj} applicate su tutte le celle dell'area di studio rappresentano gli output cartografici del modello, rispettivamente la carta di degrado e quella di qualità degli habitat.

Valutazione economica

Per quanto riguarda il valore economico da associare a questo servizio, poiché esso è associato a valutazioni complessive della biodiversità si è scelto di fare riferimento a valutazioni come quella di Costanza (Costanza et al.1997 e 2014) che fornisce il valore economico a scala globale di 17 servizi ecosistemici, tra cui anche l'habitat/refugia, suddivisi in 16 biomi. La stima più aggiornata rivista dallo stesso Costanza nel 2014, fa riferimento allo studio condotto da de Groot (de Groot, 2012). I valori economici di questo studio, per alcuni ecosistemi presenti sul territorio italiano (zone umide, praterie e foreste), sono stati anche utilizzati per le valutazioni del Rapporto sul Capitale naturale (Comitato Capitale Naturale, 2018).

Nelle precedenti edizioni, invece, era stato considerato direttamente il valore economico medio globale assunto dal servizio ecosistemico Habitat quality per tutti i biomi indagati da Costanza, poi applicato agli ecosistemi italiani in base al valore dell'indice HQ. La conversione era stata attuata considerando il cambio "euro-dollaro" del 2007 (EURSD⁸), e attualizzato applicando il coefficiente di rivalutazione monetaria per l'anno indagato (2014), ottenendo un valore economico medio pari a 491,26 €/ha.

Per il Rapporto 2018, al fine di migliorare i valori economici, sempre a partire dai valori proposti da Costanza sono stati derivati i valori per gli altri ecosistemi per i quali non sono presenti valori nello studio citato. In particolare, è stata calcolata la media pesata del valore economico sugli ecosistemi per i quali si dispone del dato (zone umide, praterie e foreste), utilizzando come peso le superfici effettivamente associate a quegli ecosistemi nel territorio italiano. Si ottiene un valore medio di 974,46 id\$2007/ha.

Tenuto presente che la *suitability* rappresenta il grado di "disponibilità di habitat" in una data classe d'uso e copertura del suolo, può essere utilizzato per ricostruire una distribuzione dei valori economici a partire dal valore medio. I risultati sono riportati nella Tabella 8 Valori economici per tipologia di Habitat Tabella 8. Per zone umide e praterie e per le foreste viene comunque utilizzato il valore originale di Costanza (nella tabella con fondo grigio). Il valore economico degli altri ecosistemi è stimato scalando il valore economico medio sopra richiamato di 974,46 Id\$2007/ha sui diversi Habitat utilizzando come parametro il rapporto tra i valori dell'Habitat *suitability* associata ad un dato Habitat e il valore medio della stessa *suitability* calcolato utilizzando come pesi le superfici effettivamente coperte dagli Habitat (0,91).

Il valore economico massimo da moltiplicare per l'indice HQ di ciascuna porzione di territorio è ricavato sulla base del valore economico medio, calcolato come media pesata sulle superfici, utilizzando il valore medio dell'indice di *suitability*, pesato anch'esso sulle superfici, come fattore di proporzione, come evidenziato nella Tabella 8 in cui sono riportati i valori utilizzati per il 2018. Il valore (in dollari internazionali 2007) è convertito a euro 2007 attraverso il PPP⁹ e successivamente attualizzato applicando il

⁸ cambi.bancaditalia.it

⁹(<https://data.oecd.org/conversion/purchasing-power-parities-ppp.htm>) pari a 0,81 per il 2007

coefficiente di rivalutazione monetaria¹⁰ per l'anno 2017. Il valore economico massimo così determinato è pari a 1000,9 €/ha.

Tabella 8 Valori economici per tipologia di Habitat

Classe	Tipologie di habitat	Suitability	Valore id\$ 2007/ha	Valore €/ha 2017
1	Spiagge, dune e sabbie	0,74	794,4	740,6
2	Corpi idrici permanenti	0,83	891	830,7
3	Zone umide	0,96	12452	11609,1
4	Praterie	0,86	1214	1131,8
5	Cespuglieti	0,81	869,6	810,7
6	Foreste di latifoglie	0,93	862	803,6
7	Foreste di conifere	0,82	862	803,6
8	Aree interne con vegetazione scarsa o assente	0,55	590,4	550,4
9	Superfici agricole a uso intensivo	0,26	279,1	260,2
10	Superfici agricole a uso estensivo	0,52	558,2	520,4
11	Edifici e altre aree artificiali	0,09	96,6	90,1
12	Aree aperte urbane	0,27	289,9	270,3
	Media pesata sulle superfici	0,58	633,2	590,4

Produzione agricola

Per quanto riguarda la produzione agricola la metodologia utilizzata per il 2016 e 2017 si è appoggiata ai valori economici dell'Agenzia delle Entrate, i Valori Agricoli Medi¹¹, determinati dalla Commissione Provinciale Espropri e pubblicati ufficialmente sui Bollettini Ufficiali Regionali, con la principale finalità delle procedure di espropriazione per pubblica utilità delle aree non edificabili. I valori espressi in euro per ettaro sono forniti per ciascuna delle regioni agrarie, livello territoriale utilizzato dall'ISTAT per l'acquisizione di dati statistici ed economici in campo agricolo, che corrispondono a più di 800 gruppi di comuni costituiti "secondo regole di continuità territoriale omogenee in relazione a determinate caratteristiche naturali ed agrarie e, successivamente, aggregati per zona altimetrica" (ISTAT, 2005). Le tipologie colturali presenti nelle tabelle dei Valori Agricoli Medi sono state aggregate e associate alle diverse classi di uso e copertura del suolo nelle classi agricole. Non esistendo una corrispondenza perfetta, si è dovuto procedere in maniera specifica per ciascuna regione agraria e per ciascuna classe di uso e copertura del suolo, aggregando e mediando quelli tra i Valori Agricoli Medi che meglio la rappresentassero. La stima del valore della produzione agricola non ha riguardato esclusivamente i terreni propriamente agricoli ma anche quelli destinati alla produzione di foraggio (prati) e al pascolo, con i rispettivi valori VAM.

In tal modo è stato possibile associare a ciascuna delle classi di uso e copertura del suolo ed in ciascuna regione agraria i valori corrispondenti, ottenendo un risultato in €/ha che rappresenta una *proxy* per la stima del valore di stock relativo alla risorsa suolo agricolo, da integrare con altre valutazioni. Si tratta dunque di una stima di tipo puramente economico e non corrispondente a valori di tipo biofisico del servizio, e comunque affetta dalla incertezza derivante dalla diversa finalità per la quale i VAM sono costruiti.

¹⁰ rivaluta.istat.it pari a 1,151 dal 2007 al 2017

¹¹ Tutti i Valori Agricoli Medi vengono pubblicati ogni anno, per ogni regione, su <http://www.agenziaentrate.gov.it/wps/content/Nsilib/Nsi/Documentazione/omi/Banche+dati/Valori+agricoli+medi/>

Per il futuro sarà verificata la possibilità di adottare una valutazione integrativa, per assegnare i valori biofisici ed economici alle singole superfici potenzialmente coltivabili (anche in funzione della tipologia di suolo e di coltura) e tenendo conto della non indipendenza e dei tradeoffs tra i servizi.

Valutazione economica

Per il 2018 viene introdotta una nuova metodologia per la valutazione economica che prevede la valutazione del flusso di servizio attraverso la valutazione biofisica ed economica della produzione effettiva. Tale stima viene effettuata sulla base dell'aggregazione in macro-classi dei dati provinciali ISTAT sulla produzione agricola, per poter utilizzare come valori economici i valori di mercato dei prodotti. Le fonti di informazioni su produzioni e prezzi sono oltre all'ISTAT, i dati ISMEA (<http://www.ismeamercati.it/dati-agroalimentare/indice-prezzi>) e il database RICA con valori di produzione e prezzi disponibili a scala sia nazionale che regionale al 2015 (<http://arearica.crea.gov.it>) in €/ha. Le diverse tipologie di produzione sono state associate in raggruppamenti semplificati identificati come "Macro classi" di produzione: seminativi, vigneti, frutteti e frutti minori, oliveti, prati stabili. Le superfici agricole attribuite alle diverse produzioni sono quindi state aggregate secondo queste macroclassi. Poiché ciascuna macro classe rappresenta ovviamente più coltivazioni, i dati ISTAT sono stati mediati su ciascuna macro classe utilizzando come peso la superficie occupata da ciascuna coltura e i valori medi sono stati poi spazializzati su tutte le province.

Macroclassi di produzione agricola

- **Seminativi:** frumento tenero, frumento duro, segale, orzo, avena, mais, sorgo, altri cereali, fava da granella, fagiolo, pisello proteico, pisello da granella, cece, lenticchia, patata primaticcia, patata comune, batata o patata dolce, fava fresca, fagiolo e fagiolino, pisello, aglio e scalogno, barbabietola da orto, carota e pastinaca, cipolla, porro, rapa, ravanella, asparago, bietola da costa, broccetto di rapa, carciofo, cavolo cappuccio, cavolo verza, cavolo di bruxelles, altri cavoli, cavolfiore e cavolo broccolo, finocchio, indivia (riccia e scarola), lattuga, radicchio o cicoria, prezzemolo, sedano, spinacio, cetriolo da mensa, cetriolo da sottaceti, cocomero, fragola, melanzana, peperone, popone o melone, zuccina, colza, girasole, ravizzone, soia, canapa, lino, cotecotecotecotecote, barbabietola da zucchero, tabacco, mais ceroso, orzo in erba, orzo ceroso, loietto, altri erbai monofiti, graminacee, leguminose, altri miscugli, erba medica, lupinella, sulla, altre specie, pomodoro, pomodoro da industria, riso
- **Vigneti:** uva da tavola, uva da vino
- **Frutteti e frutti minori:** arachide, melo, pero, albicocca, ciliegio, pesco, nettarina, susino, nespolo del giappone, nocciole, mandorle, pistacchi, fichi, cotogne, loti, melograne, ribes rosso, ribes nero, lamponi, uva spina, altre bacche, actinidia o kiwi, carrubo, fichi d'india, nespolo comune, arancio, mandarino, clementina, limone, pompelmo, bergamotto, cedro, chinotto
- **Oliveti:** olive
- **Prati stabili:** prati avvicendati polifiti, prati permanenti.

Al fine di tenere conto dell'effetto di disturbo delle aree artificiali sulla capacità dei suoli circostanti, che si riflette anche sulla produzione agricola, viene considerata una distanza di 20 m intorno a ciascuna area artificiale, nella quale si ritiene credibile che l'effetto di disturbo non abbia più effetto. In questi primi 20 m si considera una capacità produttiva nulla, al pari delle aree artificiali.

I valori ottenuti dalla stima economica sono dunque relativi sia al valore di stock calcolato attraverso il VAM come sopra descritto, che rappresenta una perdita di capitale una tantum, sia ai valori del flusso di servizio attraverso le singole produzioni, che è un valore invece su base annua. Si specifica che tali valori non devono essere sommati per evitare il doppio conteggio.

Restano come aspetti aperti a miglioramenti futuri, al fine di considerare nei confronti tra i diversi anni anche il contributo delle aree attualmente non coltivate, la possibilità di valutare in modo specifico la produttività potenziale, in particolare di prati e pascoli, e la produttività potenziale dei suoli non consumati in ambito urbano o soggetti ad un consumo reversibile. A questo si aggiunge il miglioramento dei dati ottenibile integrando informazioni sulla fertilità e sulla qualità dei suoli e sulle pratiche agricole, anche per tenere conto di rotazione e variazione colturale. In futuro sarà opportuno anche dare attenzione alla possibilità di utilizzare valori economici di servizi potenziali secondari (es. costi per alimentazione animale al

posto del prezzo del foraggio) e esplorare la possibilità di una rappresentazione dell'intera filiera nel valore economico dei prodotti, anche attraverso indicatori sintetici.

Produzione legnosa

La produzione di materie prime legnose è un servizio ecosistemico di approvvigionamento, garantito in larga misura dalle superfici forestali naturali e dagli impianti di arboricoltura da legno. La produzione riguarda legna e legname (rispettivamente da ardere o trasformazione) reso disponibile in termini di legname maturo asportabile.

Nella valutazione di questo servizio è necessario valutare la copertura attuale dei diversi ecosistemi forestali, la cui estensione potenziale è determinata dall'insieme di condizioni ambientali (clima, geomorfologia, idrografia, suoli, biogeografia) (Blasi et al. in Comitato Capitale Naturale, 2018). L'analisi delle variazioni di uso del suolo (ISPRA, 2016) mostra l'espansione del bosco oltre che della superficie urbanizzata, a scapito delle superfici agricole. In modo particolare, sono i terreni seminativi e le altre colture nell'alta collina a subire le maggiori perdite a favore delle superfici forestali, in seguito a fenomeni di abbandono delle attività agricole e alla conseguente ricolonizzazione da parte di arbusti ed alberi. La ripresa di copertura forestale, presente in alcune zone, va valutata con attenzione rispetto alla capacità di ripresa del servizio ecosistemico inclusa la funzione produttiva. Infatti, mentre boschi e foreste naturali o gli impianti con una corretta gestione forestale mantengono una buona capacità produttiva, che dipende dalla tipologia forestale dei popolamenti e dallo stadio del ciclo evolutivo, nel caso delle foreste di ripresa a seguito di fenomeni di abbandono, i servizi ecosistemici non hanno la stessa potenzialità.

Come nel caso della produzione agricola, anche per la produzione legnosa l'artificializzazione di superfici precedentemente forestali produce un azzeramento del servizio ecosistemico. I fattori di tipo gestionale influenzano il valore assegnato alla produttività che dipende dalla funzione assegnata a una determinata superficie forestale. A seconda della finalità, ad esempio boschi in aree protette per la conservazione della biodiversità o di protezione idrogeologica di abitati a valle o per ricavarne diversi assortimenti (come legna da ardere o legname da opera), si associano diversi valori di mercato (ISPRA, 2016). Di conseguenza il reperimento dei dati necessari per la valutazione di questo servizio a scala nazionale è risultato allo stato attuale impossibile.

Valutazione economica

Per questo motivo la stima è stata eseguita nel 2016 e 2017 con lo stesso procedimento applicato per la produzione agricola, valutando direttamente in termini economici lo stock di risorsa perduta, utilizzando come proxy il valore delle aree espresso dai VAM associati ai boschi. Mediante la spazializzazione dei VAM, applicati alle classi della copertura del suolo "Boschi e area a copertura alberata" viene assegnato a ciascuna unità di superficie un valore economico. Il valore del servizio ecosistemico è nullo in tutte le classi di copertura non forestale pertanto il cambiamento da copertura forestale a qualsiasi altra classe, comporta un annullamento del servizio.

Anche rispetto a questo servizio grazie ai confronti condotti con la comunità scientifica è emersa per il 2018 la necessità di integrare l'approccio basato sui Valori Agricoli Medi, che produce un valore di stock, con una valutazione del flusso di servizio. Poiché allo stato attuale, anche in conseguenza della interruzione da parte dell'ISTAT della pubblicazione dei dati relativi, non esiste un modo per valutare in modo specifico la produzione, il metodo adottato utilizza i valori delle utilizzazioni su base nazionale considerati i per il calcolo del "carbon stock change" relativo alla biomassa epigea con il modello For-est (ISPRA, 2018; Federici et al, 2008). Il valore medio annuale (calcolato come media sui valori degli anni 2014-2015-2016) delle utilizzazioni per il periodo di riferimento in termini di volume, viene qui utilizzato per rappresentare il valore biofisico del flusso di servizio ecosistemico.

In termini economici ai volumi di biomassa così valutati è possibile applicare il prezzo di mercato per il periodo di riferimento. Una valutazione per l'Italia, specifica per la zona della valle di Fassa e di Fiemme, riportata in letteratura (Haya et al, 2015), indica valori medi dei prezzi di mercato rispettivamente tra 95 €/m³ e 98 €/m³ per il tondo su strada, 24 €/m³ per la legna da ardere e per il cippato 21 €/m³. Tenendo

presenti le proporzioni della produzione tra tali destinazioni produttive si ottiene un valore economico come media pesata di 82,14 €/m³ al 2010, che rivalutato al 2015¹² corrisponde a 88.15 €/m³.

Impollinazione

L'impollinazione è un servizio ecosistemico di fondamentale importanza poiché costituisce uno dei fattori di produzione dell'agricoltura (Zhang *et alii*, 2007). Secondo una stima in ambito Europeo, il valore economico di questo servizio ecosistemico è intorno ai 14 miliardi di euro annui, pari al 10% del valore della produzione agricola per l'alimentazione umana (Unione Europea, 2013).

Per il suo ruolo "intermedio" tra suolo e funzioni produttive alcune classificazioni non lo considerano tra i servizi ecosistemici del suolo (CICES). Tuttavia, poiché dall'impollinazione dipende la fecondazione e la produttività di moltissime colture, nonché di piante spontanee (Klein *et al.*, 2007), ed è fornito da molti organismi animali tra cui api e bombi, il suo valore è, insieme ad altri, un indicatore non solo di utilità per il settore agricolo ma anche di benessere dell'intero ecosistema.

L'impollinazione è uno dei servizi ecosistemici maggiormente a rischio a causa dei fenomeni di degrado del suolo, in primo luogo l'urbanizzazione e infrastrutturazione del territorio a scapito delle aree naturali, ma anche l'intensificazione dell'agricoltura e l'utilizzo massiccio di insetticidi, erbicidi e fertilizzanti. Secondo una valutazione a scala europea (IUCN, 2015), circa il 9,2% delle specie di api sono attualmente a rischio estinzione, principalmente a causa della frammentazione degli habitat, che incide fortemente sulla rete di impollinazione (Xiao *et al.*, 2016).

Questo servizio dipende dalla disponibilità di habitat di nidificazione e risorse floreali, dalla distanza di foraggiamento degli impollinatori e dal clima (Nogué *et al.*, 2016), ovvero dalla distanza percorribile al fine di accedere alle fonti di nettare e pollini.

Per la valutazione sul territorio italiano sono state selezionate 50 specie di impollinatori (api e bombi) tra le più diffuse nell'intero territorio nazionale¹³ (Tabella 9 – Principali specie impollinatrici sul territorio italiano).

Tabella 9 – Principali specie impollinatrici sul territorio italiano

<i>Andrena (Agandrena) agilissima</i>	<i>Andrena (Euandrena) bicolor</i>	<i>Andrena (Plastandrena) carbonaria</i>
<i>Andrena (Simandrena) dorsata</i>	<i>Andrena (Zonandrena) flavipes</i>	<i>Andrena (Andrena) morio</i>
<i>Andrena (Micrandrena) minutuloides</i>	<i>Andrena (Melandrena) nigroaenea</i>	<i>Andrena (Notandrena) nitidiuscula</i>
<i>Andrena (Chlorandrena) taraxaci</i>	<i>Anthidium (Anthidium) manicatum</i>	<i>Anthophora (Lophanthophora) dispar</i>
<i>Anthophora (Anthophora) plumipes</i>	<i>Bombus (Megabombus) hortorum</i>	<i>Bombus (Thoracobombus) humilis</i>
<i>Bombus (Melanobombus) lapidaries</i>	<i>Bombus (Bombus) lucorum</i>	<i>Bombus (Thoracobombus) pascuorum</i>
<i>Bombus (Pyrobombus) pratorum</i>	<i>Bombus (Megabombus) ruderatus</i>	<i>Bombus (Bombus) terrestris</i>
<i>Ceratina (Ceratina) cucurbitina</i>	<i>Colletes succinctus</i>	<i>Dasyglossa (Dasyglossa) altercator</i>
<i>Eucera (Eucera) longicornis</i>	<i>Eucera (Eucera) nigrescens</i>	<i>Halictus (Hexataenites) scabiosae</i>
<i>Halictus (Hexataenites) sexcinctus</i>	<i>Halictus (Tythhalictus) maculatus</i>	<i>Heriades (Heriades) truncorum</i>
<i>Hoplitis (Hoplitis) adunca</i>	<i>Hoplitis (Hoplitis) anthocopoides</i>	<i>Hylaeus (Hylaeus) angustatus</i>
<i>Hylaeus (Hylaeus) communis</i>	<i>Hylaeus (Paraprosopis) clypearis</i>	<i>Lasioglossum (Evylaeus) calceatum</i>
<i>Lasioglossum (Lasioglossum) leucozonium</i>	<i>Lasioglossum (Dialictus) nitidulum</i>	<i>Lasioglossum (Evylaeus) pauxillum</i>
<i>Lasioglossum (Dialictus) villosulum</i>	<i>Megachile (Chalicodoma) parietina</i>	<i>Megachile (Eutricharaea) rotundata</i>
<i>Osmia (Osmia) bicornis</i>	<i>Osmia (Helicosmia) caerulea</i>	<i>Osmia (Helicosmia) cornuta</i>
<i>Osmia (Helicosmia) leaiana</i>	<i>Panurgus (Panurgus) calcaratus</i>	<i>Stelis (Stelidomorpha) nasuta</i>
<i>Tetraloniella (Tetraloniella) salicariae</i>	<i>Xylocopa (Xylocopa) violacea</i>	

Inoltre sono state analizzate le loro caratteristiche associate alle diverse classi di uso e copertura del suolo, in termini di disponibilità di ospitare le specie impollinatrici, secondo le tipologie di nidificazione (canneti;

¹² coefficiente 1,075 dal 2010 al 2015. Rivaluta.istat.it

¹³ Ricerca prodotta da ISPRA nell'ambito del progetto Life SAM4CP - alcune fonti tra le altre: portale BWARS.com; Intoppa F., Piazza M.G., 1999, "Flora spontanea bottinata dai bombi in Molise", Atti Convegno Apilombardia1998, Minoprio (Como) 25-27 settembre 1998: 157-164; Ricciardelli D'Albore G., Intoppa F., 2000, "Fiori e api. La flora visitata dalle api e dagli Apoidei in Europa", Calderini, Edagricole, Bologna: 253 pp). Per un dettaglio completo sulle fonti utilizzati si rimanda al report di progetto, Azione B1

rocce, rupi e bracciai; mura; steli delle piante; suolo; legno morto). Il territorio italiano è stato a tal fine suddiviso in base alla fascia altimetrica (meno di 800 m, da 800 a 1.600 m, da 1.600 a 2.100 m, oltre 2.100 m all'altitudine) e alle tre ecoregioni principali (mediterranea, continentale e alpina), considerando per ciascuna delle aree risultanti una vegetazione diversa e periodi di produzione di pollini differenti.

Attraverso questi valori viene stimata prima l'abbondanza di impollinatori in ciascuna area considerata come "sorgente" e successivamente la sua distribuzione, sulle superfici agricole da impollinare, ovvero l'indice potenziale di abbondanza di impollinatori che raggiungono un'area agricola.

Per valutare questo servizio viene utilizzato il modello di InVEST Crop pollination¹⁴, che restituisce come output mappe di abbondanza in termini di indice di disponibilità di impollinatori per un'area agricola da impollinare (valori 0-1), che rappresenta il grado di dipendenza delle coltivazioni dall'impollinazione.

Per ciascuna unità di superficie, la stima dell'abbondanza delle specie impollinatrici è basata sulla idoneità dell'area alla nidificazione delle specie e sulla presenza di cibo (fiori) nelle celle adiacenti, in funzione della distanza di volo delle specie, attribuendo un peso maggiore alle celle più vicine rispetto alle celle distanti. L'abbondanza di impollinatori (*pollinator abundance* - P) di una specie β per un pixel x è calcolata come (Tallis et al., 2013):

$$P_{x\beta} = N_j \frac{\sum_{m=1}^M F_{jm} e^{-\frac{D_{mx}}{\alpha_\beta}}}{\sum_{m=1}^M e^{-\frac{D_{mx}}{\alpha_\beta}}}$$

Dove N_j è l'idoneità della classe di uso e copertura del suolo j ad ospitare le tipologie di nidificazione, F_j è l'ammontare relativo di risorse floreali prodotte da j , D_{mx} è la distanza euclidea tra x e la cella m e α_β è la distanza prevista per la specie impollinatrice. Per garantire un'analisi accurata, α_β deve necessariamente avere valori maggiori rispetto alla dimensione dei pixel della mappa di uso e copertura del suolo utilizzata. Una distanza inferiore porterà necessariamente a risultati poco significativi.

Il risultato è una mappa di abbondanza, con valori compresi tra 0 e 1 per ciascuna specie, che rappresenta la disponibilità di impollinatori per una potenziale area agricola da impollinare.

Per collegare le aree con abbondanza di impollinatori alle superfici agricole da impollinare, il modello utilizza di nuovo il range di volo per simulare la nutrizione nelle celle vicine. La formula che segue è la simulazione del calcolo per l'abbondanza relativa di specie che viaggiano da un pixel sorgente x per nutrirsi in un pixel agricolo o (Winfree et al., 2005; Tallis et al., 2013):

$$P_{ox\beta} = \frac{P_{x\beta} e^{-\frac{D_{ox}}{\alpha_\beta}}}{\sum_{x=1}^M e^{-\frac{D_{ox}}{\alpha_\beta}}}$$

Il numeratore di questa equazione rappresenta la proporzione di impollinatori, pesata sulla distanza, forniti dalla cella x che raggiunge la cella o per rifornirsi di cibo, mentre il denominatore è uno scalare che normalizza questo contributo sul totale dell'area inclusa nella distanza di volo (Winfree et al., 2005). Il totale della cella o è semplicemente la somma di tutti i contributi delle M celle.

Dalle applicazioni del 2016 e 2017 è emerso che il modello presenta delle limitazioni, a causa delle approssimazioni necessarie alla valutazione su vasta scala e della mancanza di dati specifici per ogni singola area agricola. Vi sono infatti criticità legate alla stima dell'abbondanza di impollinatori, in particolare per la difficoltà nel reperimento di dati sulla densità dei nidi e sulla disponibilità di risorse. A queste si aggiungono le criticità legate alla dimensione delle aree di nidificazione, considerato che per molte specie esiste una dimensione minima sotto la quale un territorio non può supportarne la sopravvivenza. Infine, come ulteriore criticità, vengono considerate solo le specie selvatiche di impollinatori, trascurando la componente fornita dall'apicoltura.

¹⁴ Nelle prime applicazioni è stato utilizzato il modello relativo alla versione di InVEST 3.3.0. L'ultima versione (3.3.3) prevede dei dati di input e un procedimento leggermente diversi secondo la versione aggiornata della guida in Sharp et al. (2016).

Valutazione economica

La valutazione economica di questo servizio si basa sul valore economico complessivo di impollinazione (EVIP) disponibile anche per l'Italia dal 1991 al 2009 (Leonhardt et al., 2013), che si basa a sua volta sulla quantificazione del valore globale del servizio di impollinazione in funzione del valore della produzione agricola (Gallai et al., 2009), che pone il servizio al 9,5% del valore della produzione agricola mondiale utilizzata per l'alimentazione (valore al 2005). Per l'Italia il valore dell'EVIP medio annuale è pari a 2,02 miliardi di euro mentre il valore per area agricola è pari a 18.016 (EVIP in €/Km²), considerando le principali colture dipendenti da impollinatori (mele, pesche e pesche noci, pere) con un valore della deviazione standard pari a 0,29. Sulla base di questi valori sono stati calcolati i due valori di minimo e massimo per unità di superficie agricola pari a), considerati valori del 2009 (Leonhardt et al., 2013).

Attraverso la spazializzazione sulle aree agricole in base 15.430 e 20.602 (EVIP in €/Km² all'indice di disponibilità di impollinatori potenziali ottenuto dal modello InVEST, è possibile calcolare il valore del servizio per diverse aree di riferimento con un valore economico minimo e massimo.

Per il 2018 viene utilizzato il medesimo valore di riferimento sopra richiamato tra 15.430 e 20.602 (€/Km² 2009), già utilizzato nelle precedenti edizioni, attualizzato all'anno 2015 attraverso il coefficiente di rivalutazione monetaria¹⁵. Il valore è rappresentato dall'intervallo di 169,27 €/ha – 226 €/ha.

Regolazione del microclima

Tra gli effetti sull'ambiente dovuti alla continua espansione del fenomeno del consumo di suolo, la modificazione del microclima urbano rappresenta un aspetto di grande importanza, soprattutto perché nelle città è concentrata la maggior parte della popolazione italiana (ISPRA, 2016), e nelle aree urbane si presentano gli effetti della cosiddetta "isola di calore", determinata dall'incremento delle temperature superficiali dovuto al calore accumulato dalle superfici artificiali durante il giorno, che si ripercuote anche sui valori notturni specie in condizioni di stabilità atmosferica.

La situazione è particolarmente critica sulle regioni dell'area mediterranea, dove negli ultimi 40 anni sono stati osservati aumenti della temperatura media annuale ed estiva rispettivamente di 1.0 °C e 1.8 °C (Giorgi e Lionello, 2008). Questo ha un effetto diretto e importante sulla salute dei cittadini, con un crescente impatto sulla popolazione in termini di aumento della mortalità legata a patologie da caldo, con effetti particolarmente intensi nei paesi dell'Europa meridionale. Quando gli scenari prevedono aumenti medi della temperatura di circa 2 °C (come quella osservata nel periodo più caldo nelle nostre città in aree con un incremento di 40 ha/km² di suolo consumato) si stima un aumento dei decessi legati al caldo in aree urbane anche di 2-3 volte rispetto alla situazione attuale (Stern, 2006).

La copertura del suolo influenza la potenziale capacità di raffreddamento da parte delle infrastrutture verdi. Nel suolo non artificiale, infatti, in presenza di temperature dell'aria più elevate, l'umidità diminuisce a causa dell'evaporazione, con benefici effetti termici. Inoltre, il suolo fornisce il substrato per la vegetazione, che fornisce a sua volta il raffreddamento attraverso l'ombreggiatura e l'evapotraspirazione. Se la vegetazione soffre la traspirazione diminuisce (Pickett et al., 2011). La vegetazione potrebbe persino perdere foglie e di conseguenza l'effetto di ombreggiamento sarà compromesso (Van der Meulen et al., 2016).

L'impatto della regolazione della temperatura da parte del sistema suolo-vegetazione sul benessere umano è fortemente dipendente dai collegamenti spaziali locali tra la fornitura potenziale e l'uso di questo servizio, dunque ha caratteristiche valutabili alla scala locale. Il consumo di suolo, o meglio la percentuale di area non sigillata, è un parametro rilevante poiché il terreno aperto è l'habitat più favorevole alla vegetazione per fornire servizi di mitigazione delle isole di calore (Van der Meulen et al., 2018).

L'aumento dell'artificializzazione del suolo contribuisce a questo fenomeno, poiché determina condizioni termiche particolarmente critiche soprattutto durante il periodo estivo. Gli impatti termici, che sono naturalmente risultati diversificati in funzione del periodo diurno e notturno e della stagione, sono

¹⁵ rivaluta.istat.it

dipendenti anche dalla dimensione e morfologia dell'area urbana con una robusta correlazione tra il tasso di suolo consumato e la temperatura superficiale (Morabito et al., 2016)¹⁶.

Partendo da tale considerazione è possibile affermare che un aumento di suolo consumato è associato a un aumento della temperatura superficiale pari a 0.6 °C ogni 20 ha di incremento (0.6 °C/20 ha/km²). Tale aumento, inoltre, è risultato essere ancora più elevato nel periodo più caldo dell'anno (0.9 °C/20 ha/km²). Tra il 2013 e il 2015, il consumo di suolo in Italia ha portato un aumento di densità media di 0,081 ha/km². Considerando la proporzionalità con i dati sperimentali di 0.9 °C/20 ha/km², è possibile stimare un aumento di temperatura medio nelle aree costruite, dovuto all'aumento di densità tra il 2013 e il 2015, pari a 0,004 °C.

A questo aumento termico, associato al consumo di suolo, è possibile associare l'incremento di costo sul settore energetico. Già è noto che per l'Europa meridionale l'effetto dei cambiamenti climatici avrà effetti importanti sulla spesa energetica a causa di una polarizzazione dei picchi di consumo verso il sud (Wenz et al, 2017). In particolare, uno dei maggiori impatti sarà dovuto all'aumento della domanda per l'utilizzo dei condizionatori in estate (associati all'aumento dei *cooling degree days*) e la riduzione del riscaldamento invernale (associati alla diminuzione degli *heating degree days*). Il primo effetto determinerà un sensibile aumento dei costi soprattutto nei paesi dell'Europa meridionale, tra cui l'Italia. Alcuni autori (Aebischer et al., 2007) prevedono una riduzione di circa il 10% della richiesta di energia dedicata al riscaldamento nel caso di un aumento medio della temperatura nella stagione invernale di 1 °C. Nel periodo estivo, invece, un aumento medio della temperatura di 2 °C aumenterà più del doppio la richiesta di energia per l'utilizzo dei condizionatori.

La stima dell'incremento di costo energetico è effettuata (ISPRA, 2016) sulla base dell'incremento della richiesta di climatizzazione estiva a fronte di un incremento di temperatura esterna superiore a quello di 2°C, aumentato dall'incremento di superfici artificiali di ulteriori 0,004 °C. Considerato che il flusso termico da smaltire e il relativo costo sono proporzionali alla differenza tra le temperature interna ed esterna e che aumentano proporzionalmente anche l'energia assorbita e il costo energetico, la valutazione porta ad una stima di incremento di spesa pari a circa 0,12 €/mese per ciascuna unità abitativa¹⁷ dovuto al consumo di suolo tra il 2013 e il 2015.

Riportando tali valori rispetto al numero di abitazioni occupate da residenti, aggiornato al 2018¹⁸, è possibile stimare in 2.921.918 €/mese i maggiori costi dovuti al consumo di suolo, nel caso di un tempo di funzionamento dell'impianto di climatizzazione pari a 8 ore/giorno. Supponendo un utilizzo dell'impianto per 3 mesi all'anno, i costi complessivi risulteranno pari a 8.765.754 €/anno a partire dall'anno 2015; tenendo conto, invece, di un impiego dell'impianto per sole 2 ore giornaliere, si avrà un costo annuale di 2.191.438 €.

Si tratta, evidentemente, di una stima preliminare in grado di dare un ordine di grandezza degli effetti economici della modificazione del microclima urbano ma che necessiterebbe, per essere confermata, di ulteriori approfondimenti e dati più dettagliati in merito alle seguenti variabili: classe energetica degli

16 Lo studio ha quantificato l'impatto di differenti densità di suolo consumato (dati ISPRA, 2015) sullo stato termico superficiale in alcune principali città italiane quali Milano, Bologna, Firenze e Roma mediante dati satellitari NASA della missione MODIS.

17 Ipotesi di climatizzazione di un appartamento di superficie pari a 40 m² situato nella città di Roma, condizionatore di tipo "split" da circa 6 kW e di classe energetica A, con consumo medio di 0,18 €/kWh, per 8 ore al giorno nella stagione estiva, nella condizione più gravosa che si verifica durante il mese di luglio, temperatura interna da norma UNI 11300-1:2014 pari a 26 °C e una temperatura esterna media mensile di 27,6 °C, relativa al mese di luglio (dati meteo Stazione Roma Ciampino 2015), differenza di temperatura tra ambiente interno da climatizzare ed ambiente esterno pari a 1,6 °C, costo medio mensile "base" pari a 53 €/mese. Con un incremento di 2°C della temperatura esterna, con un quasi raddoppio della differenza termica, si ha un raddoppio dei costi energetici che può essere stimato, pari a circa 106 €/mese.

¹⁸ N. abitazioni occupate da residenti (fonte: Istat, 15° Censimento generale della popolazione e delle abitazioni 2011, http://www.istat.it/it/files/2014/08/Nota-edifici-e-abitazioni_rev.pdf?title=Edifici+e+abitazioni+-+11%2Fago%2F2014+-+Testo+integrale.pdf) aggiornato al 2018 in proporzione all'incremento di suolo consumato nel periodo 2012-2017

edifici, volumi da climatizzare, latitudine ed esposizione delle abitazioni, potenze e caratteristiche dei condizionatori, ore medie di funzionamento, etc. Si evidenzia, inoltre, che sono stati considerati solo gli aspetti legati al raffrescamento estivo delle abitazioni residenziali. Ulteriori approfondimenti dovranno tenere in considerazione anche la componente, tutt'altro che trascurabile, degli altri edifici (uffici, servizi, attività produttive, etc.), così come le conseguenze sulla popolazione in termini sanitari e sulle risorse idriche.

Rimozione di particolato e ozono

Tra i servizi ecosistemici di regolazione, un ruolo importante riguarda il miglioramento della qualità dell'aria (Manes *et al.*, 2012). Attualmente, l'esposizione a inquinanti atmosferici è il principale fattore di rischio ambientale in Europa (EEA, 2014). In tale contesto, per l'Italia si stima il maggior numero di morti premature da inquinanti atmosferici (8.440; EEA, 2015).

Il servizio ecosistemico è stimato attraverso la rimozione di due inquinanti atmosferici, particolato atmosferico (PM₁₀) e ozono troposferico (O₃), da parte degli ecosistemi forestali per l'intero territorio nazionale. Gli ecosistemi forestali, per l'elevato rapporto superficie fogliare/volume, contribuiscono in modo rilevante al processo di rimozione di inquinanti dall'atmosfera, in particolare grazie alla capacità di assorbimento fogliare di O₃ e di adsorbimento di PM₁₀.

La stima è effettuata utilizzando la classificazione degli ecosistemi per l'Italia¹⁹ (Blasi *et al.*, 2016; Capotorti *et al.*, 2015), e i dati di rimozione di inquinanti ottenuti in una ricerca relativa a 10 città metropolitane italiane che comprendono vaste aree di territorio (Manes *et al.*, 2016) che utilizza le concentrazioni di PM₁₀ e O₃ su scala nazionale, ottenute mediante il modello AMS-MINNI sulla qualità dell'aria (Mircea *et al.*, 2014). In ambiente GIS, attraverso un modello di deposizione (Escobedo e Nowak, 2009), è stata stimata la quantità di PM₁₀ adsorbita dalle superfici fogliari, ricavando da dati MODIS l'indice di area fogliare (LAI) delle coperture forestali analizzate; l'assorbimento di O₃ è stato stimato utilizzando un modello di conduttanza stomatica, e di dati di conduttanza stomatica riportati nella letteratura scientifica per le tipologie forestali considerate. Le tipologie di ecosistemi analizzate nel presente lavoro raggruppate in 7 tipologie fisionomico-strutturali (Boschi a prevalenza di querce caducifoglie, Boschi di faggio, Castagneti, Abetine, Boschi a prevalenza di leccio, Macchia mediterranea, Pinete) non considerano aree agroforestali, vegetazione ripariale, ed ecosistemi erbacei e arbustivi, tranne la macchia mediterranea.

La valutazione monetaria considera i valori di esternalità (costo per tonnellata) dell'inquinamento da PM₁₀ e da O₃. Tali valori corrispondono al costo per la società del danno causato dall'inquinamento alla salute umana e all'ambiente. Applicando le esternalità stimate per il territorio italiano, in termini di anni di vita persa (VOLY), più conservativo, e in termini del valore statistico di una vita (VSL) (EEA, 2014), è possibile calcolare l'ammontare monetario relativo alla mancata rimozione dei due inquinanti. Risultano valori tra 284,9-910 €/ha per il PM10 e tra i 234,9 e 693,7 €/ha per O3 (EEA, 2014).

I SE legati al ciclo delle acque

Tra i SE offerti dal suolo quelli legati al ciclo delle acque appaiono allo stato attuale tra i più complessi da valutare. Le principali funzioni del suolo coinvolte riguardano la capacità del suolo di filtrare e purificare (nutrienti e contaminanti), trattenere (ricarica delle falde) e far defluire (deflussi e erosione) le acque piovane. Queste funzioni del suolo, unitamente a quelle dei corpi idrici e delle zone umide, sono interdipendenti e devono essere considerati i molteplici tradeoffs tra i servizi, per valutare in modo appropriato costi e benefici, in particolare con riferimento alle valutazioni di strategie di gestione o policy relative al ciclo delle acque (Brouwer *et al.*, 2013). Diverse concettualizzazioni e esempi applicativi sono presenti in letteratura anche rispetto ai *water ecosystem services* (Martin-Ortega *et al.*, 2015) e mostrano come gli approcci basati sui servizi ecosistemici pur non essendo una "panacea" per risolvere tutti i

¹⁹ Dati estratti dalla Carta degli Ecosistemi, realizzata da un vasto gruppo di lavoro coordinato da C. Blasi, di proprietà del MATTM, Direzione Generale Conservazione della Natura, nell'ambito di una Convenzione attivata dal MATTM con la SBI relativa al supporto per l'implementazione del Progetto MAES in Italia.

problemi della valutazione delle risorse ambientali, offrono una opportunità di integrare contesti disciplinari, informazioni ed animare una più efficace partecipazione su come le risorse naturali sono utilizzate.

Con riferimento alle schematizzazioni proposte dai principali riferimenti sui SE come riassunte nel lavoro del MAES Soil Pilot (Van der Meulen et al., 2018) si possono dunque identificare i seguenti gruppi di servizi di regolazione e di approvvigionamento:

- Water purification and soil contamination reduction– purificazione delle acque dai contaminanti, filtrazione dei nutrienti;
- Water regulation and Flood control– Regolazione del ciclo dell'acqua/regolazione del regime idrologico (infiltrazione, deflussi, ricarica delle falde). La mitigazione del rischio alluvioni è compresa in questo servizio di regolazione (secondo alcune classificazioni);
- Erosion - regolazione dell'erosione;
- Fresh water– riserva idrica/ fornitura di acqua potabile e non potabile- ricarica delle falde.

A questi si potranno aggiungere in versioni future la formazione del nuovo suolo, che può essere interpretato come servizio di supporto a tutte le funzioni del suolo, non considerato nella maggior parte delle classificazioni, ma che può essere ricondotto in qualche modo al servizio di protezione dall'erosione, poiché il trattenimento di sedimenti è il primo indispensabile passaggio per la formazione del nuovo suolo.

Il suolo contribuisce alla purificazione dell'acqua attraverso processi fisici, chimici e biologici che provocano fissazione, degradazione e diluizione delle sostanze. La fornitura potenziale di questo servizio dipende dalle proprietà del suolo e dalle caratteristiche specifiche delle sostanze. Nel terreno, inoltre, i batteri presenti degradano naturalmente la contaminazione.

Il suolo è una parte importante anche nel ciclo idrologico. La regolazione dell'acqua è influenzata dalle proprietà del suolo come la struttura e la porosità del suolo, il contenuto di sostanza organica, la capacità di ritenzione idrica e la permeabilità degli orizzonti (strati) del suolo, la pedostratigrafia e la stratigrafia del sottosuolo, la profondità delle acque sotterranee.

Anche la pendenza del suolo e la vegetazione sono rilevanti. Insieme, queste proprietà del suolo determinano l'infiltrazione delle precipitazioni e il tasso di deflusso superficiale. In tal modo, si determina la ricarica delle acque sotterranee, i picchi di flusso, il rischio di alluvioni, i tassi di erosione e il carico di sedimenti nelle acque di inondazione. Anche su questo aspetto i dati europei non sono ancora completamente disponibili (Van der Meulen et al., 2018) ma i dati regionali o nazionali possono essere utilizzati a livello locale, considerando bacini e sottobacini, spazio in un cui si sviluppa e si distribuisce la funzione ecosistemica (Palomo et al. 2013; Santolini e Morri 2017).

Nonostante la numerosa produzione di letteratura in materia di servizi di approvvigionamento e regolazione/supporto, non vi è una consolidata metodologia di valutazione dei servizi legati al ciclo delle acque, soprattutto alla scala nazionale. I servizi di regolazione sono stati infatti studiati con riferimento particolare alla regolazione del clima e stoccaggio di carbonio, mentre gli studi sui servizi di approvvigionamento si sono concentrati sulla produzione di biomasse legnose e sulla produzione alimentare (Adhikari and Hartemink, 2016).

Il tema dei servizi legati al ciclo delle acque è stato esplorato con diversi punti di vista, approcci e scale. In particolare, secondo quanto emerge dalla letteratura (Jónsson, J.Ö.G. et al, 2016) gli studi condotti hanno riguardato soprattutto l'Europa, l'USA e l'Australia/Nuova Zelanda e più di recente la Cina, con riferimento alla qualità e disponibilità delle acque sotterranee e superficiali ad uso energetico, idropotabile e irriguo e con riferimento alle diverse opzioni di valutazione economica. Si evidenziano approcci a scala locale *Gis based* sul servizio di *water flow regulation* (Guo, Z., et al 2000, Morri et al. 2014) o sull'evapotraspirazione (Larondelle, N. et al, 2014), altri che hanno utilizzato il modello InVEST per water quality e soil erosion (Nelson et al, 2009) e altri ancora che hanno correlato le caratteristiche del suolo al servizio di water purification (Keesstra, et al, 2012). Nel progetto MAES Soil promosso dal JRC, in particolare, si richiamano al water retention index (dimensionless, between 0-10) come indicatore del water regulation potential

(Maes et al., 2015). Alcune esperienze riguardano la valutazione della capacità di depurazione, la disponibilità dell'acqua e la sua qualità (Reddy 2015; Van Houtven et al., 2014; Watanabe and Ortega, 2011; Byrd et al., 2015; Doods et al., 2013). Altri autori propongono valutazioni di dettaglio a scala locale (Calzolari et al. 2016), anche implementati in sistemi di supporto alle decisioni (Manna et al 2017), della capacità depurativa, riserva di acqua e infiltrazione profonda di acqua attraverso una valutazione dei processi svolti dal suolo. Un modello proposto per valutare la capacità di purificazione delle acque superficiali è il GREEN (Geospatial Regression Equation for European Nutrient losses) utilizzato (La Notte, 2015 e 2012) per il calcolo dell'azoto (Grizzetti et al., 2011) su sottobacini. Tale modello è capace di stimare la frazione di azoto trattenuta nel bacino durante il trasporto.

Altre esperienze ancora sui SE legati al ciclo delle acque riportate in letteratura coprono un ampio raggio di valutazioni, tra le quali quelle che utilizzano valutazioni per i servizi offerti dal suolo in funzione delle caratteristiche di uso e copertura. In particolare vi sono quelle che fanno riferimento alla struttura del paesaggio/uso del suolo, quelle che utilizzano modellistica varia ed alcune che utilizzano i modelli di InVEST, come evidenzia la Tabella 10 (Hackbart et al 2017).

Tabella 10 Studi di interesse per la valutazione dei servizi offerti dal suolo (selezione degli studi che esplicitano aspetti di Landscape structure) Fonte; Hackbart et al, 2017

Authors	Valuation categories	Type valuation	ESw	Valuation tools/valuation methods
Johnson <i>et al.</i> , 2012	Economic	Indirect valuation	provision of clean water	InVEST
Li <i>et al.</i> , 2014	Mixed	Indirect valuation	water supply	market value method
Comino <i>et al.</i> , 2014	Economic	Indirect valuation	provision of water	willingness to pay
De Groot <i>et al.</i> , 2012	Economic	Indirect valuation	provision of water	monetary valuation
Di Sabatino <i>et al.</i> , 2013	Economic	Indirect valuation	freshwater	CORINE
He <i>et al.</i> , 2015	Economic	Indirect valuation	goods and services flow	meta-analysis
Fu <i>et al.</i> , 2014	Economic	Indirect valuation	hydropower	Tradeoffs-InVEST
Xie <i>et al.</i> , 2013	Mixed	Indirect valuation	water conservation	CSLE, others
Willaarts <i>et al.</i> , 2012	Ecologic	Indirect valuation	recreation use	Balance MED
Watanabe and Ortega, 2014	Economic	Direct valuation	groundwater recharge	hydro-carbon model
Vidal-Abarca Gutiérrez and Suárez Alonso, 2013	Ecologic	Direct valuation	freshwater	rank of importance
Van-Oort <i>et al.</i> , 2014	Socio-economic	Direct valuation	water quality	questionnaires
Townsend <i>et al.</i> , 2012	Economic	Indirect valuation	freshwater	hidrological-land-use-economic
Terrado <i>et al.</i> , 2014	Ecologic	Indirect valuation	water provisioning - drinking water	InVEST
Su <i>et al.</i> , 2012	Ecologic	Indirect valuation	water conservation	Amount water conserved by water intercepted by vegetation canopy, water absorption by litter and water stored by soil under vegetation
Rodríguez <i>et al.</i> , 2015	Ecologic	Direct valuation	provision of water	modelling
Andreopoulos <i>et al.</i> , 2015	Socio-economic	Indirect valuation	irrigation	willingness to pay
Arias <i>et al.</i> , 2011	Economic	Indirect valuation	hydropower	FOR-POWER framework
Brauman <i>et al.</i> , 2014	Mixed	Indirect valuation	provision of water	biophysics models
Byrd <i>et al.</i> , 2015	Ecologic	Direct valuation	provision of water	average recharge and runoff
Fan and Shibata, 2014	Ecologic	Direct valuation	provision of water	hidrological models
Feng <i>et al.</i> , 2012	Economic	Indirect valuation	provision of water	market valuation
Hoyer and Chang, 2014	Ecologic	Indirect valuation	provision of water	InVEST
Liquete <i>et al.</i> , 2011	Mixed	Indirect valuation	purification of water	replacement cost
Blumstein and Thompson, 2015	Ecologic	Direct valuation	hidrologic regulation	InVEST
Fanaian <i>et al.</i> , 2015	Economic	Indirect valuation	hydropower	adjusted market price
Harmáčková and Vačkář, 2015	Ecologic	Indirect valuation	water quality	InVest
Vicent <i>et al.</i> , 2015	Economic	Direct valuation	purification of water	econometric analysis

Anche rispetto alla valutazione economica il contesto non è ancora consolidato e sono proposti approcci e valori molto differenti.

Per l'infiltrazione, o meglio il controllo idrologico attraverso stoccaggio e ritenzione idrica nel suolo, sono stati proposti valori di sostituzione del suolo eroso, spese difensive degli interventi di mitigazione della degradazione, della prevenzione delle inondazioni o i costi di dragaggio, nonché una valutazione contingente sulla propensione a pagare, prezzi edonici e costi evitati (Bond et al., 2011; Colombo et al., 2006; Eastwood et al., 2000; Miranowski and Hammes, 1984; Pimentel et al., 1995; San and Rapera, 2010). In particolare, è stato valutata una stima del valore del servizio ecosistemico di controllo del ciclo delle acque in termini di disponibilità e flusso di acque nel suolo per infiltrazione, attraverso il costo di sostituzione con irrigazione artificiale (Sandhu et al., 2008).

Per la purificazione è stato proposto ad.es. il costo di fornitura del servizio di riciclo dei rifiuti e di decontaminazione assicurato da un pascolo di pecore e bestiame (Dominati, 2014), mentre per il servizio di filtro di nutrienti il costo di fornitura del servizio e di sostituzione (sempre Dominati, 2014).

Sempre sulla purificazione/filtraggio dei nutrienti altri autori (La Notte, 2015) riportano un valore economico valutato come costo di sostituzione del servizio, attraverso il costo di costruzione e mantenimento di bacini di fitodepurazione, ottenendo un valore conservativo di 2463 €/t (anno 2000). Valori economici di inazione (COPI) sono invece considerati da un altro studio (Braat et al. 2008) associati ai SE forniti da diverse classi di uso del suolo CLC. Questo studio fornisce una raccolta di valori economici con valori per 19 servizi ecosistemici, relativi a 13 biomi e 14 regioni nel mondo.

Per il 2018, grazie alla collaborazione con diversi esperti dell'ISPRA e di altre strutture scientifiche, è emersa la possibilità di integrare una diversa modellistica per alcuni dei servizi ecosistemici legati al ciclo delle acque, per i quali la applicazione dei modelli di InVEST è risultata piuttosto complessa o non efficace a rappresentare il valore del servizio ecosistemico indagato. In particolare, si tratta del servizio di purificazione, inizialmente valutato attraverso il modello di InVEST Nutrient Retention, e del servizio di infiltrazione dell'acqua, che nelle edizioni precedenti è stato valutato con una metodologia semplificata di tipo economico.

Per il 2018 è stata infatti sperimentata la valutazione degli effetti del consumo di suolo a scala nazionale, attraverso un modello idrologico semplificato capace di restituire i valori dei principali parametri del bilancio per ciascun punto del territorio e per ciascun bacino idrografico. Tale, modello è denominato Bigbang "Nationwide GIS-Based hydrological budget on a regular grid" version 1.0, ed è stato progettato da ISPRA (Braca et al. 2017 e 2018).

Protezione dall'erosione/sediment retention

L'erosione del suolo è un fenomeno naturale che, attraverso l'asportazione della parte superficiale del terreno ricca di sostanza organica, contribuisce al modellamento della superficie terrestre. L'entità di questo fenomeno dipende da vari fattori, tra cui le caratteristiche geologiche, pedologiche, morfologiche e vegetazionali specifiche del territorio, dalle condizioni climatiche alle quali esso è soggetto (ISPRA, 2015).

Per quanto il fenomeno dell'erosione sia un processo naturale, questo può subire un'accelerazione a causa di alcune attività antropiche, prevalentemente agricole, e dei processi di degrado del suolo, che asportano la copertura vegetale ed espongono il suolo all'azione degli agenti erosivi, rappresentati, alle nostre latitudini, principalmente dalle precipitazioni meteoriche e dalle acque di scorrimento superficiale.

L'erosione della parte superficiale del suolo comporta la perdita della parte più ricca di sostanza organica, con una riduzione anche rilevante della produttività e nei casi di suoli poco profondi anche la perdita irreversibile dell'intero strato coltivabile (ISPRA, 2015).

Il suolo è l'oggetto dell'erosione da parte delle acque di ruscellamento superficiale e delle piogge, tuttavia, se in buone condizioni è meno erodibile. Un territorio in buone condizioni offre dunque una protezione dall'erosione come servizio di regolazione, poiché preserva la funzionalità del suolo.

Secondo le stime effettuate dal *Joint Research Centre* della Commissione Europea, la superficie interessata dal fenomeno nell'UE-27 risulta pari a 1,3 milioni di km², il 20% dei quali subisce una perdita di suolo superiore a 10 t/ha/anno (Panagos et al., 2015c). Tra i 28 Stati Membri, l'Italia presenta il tasso di perdita di

suolo più alto con valori medi di 8,46 t/ha/anno, spiegabili con le elevate pendenze del nostro territorio associate ad alti valori nell'erosività delle piogge, conseguenza di precipitazioni intense e concentrate in particolare a seguito di lunghi periodi siccitosi. Altri modelli indicano che il 30% del territorio nazionale presenta una perdita di suolo superiore a 10 tonnellate ad ettaro l'anno (ISPRA, 2013).

Tali valori, pur essendo elevati, devono essere comunque valutati tenendo in considerazione i diversi contesti territoriali e le diverse tipologie di suolo. Per suoli molto profondi e su substrati facilmente lavorabili e migliorabili con fertilizzazioni e apporti di sostanza organica, come quelli delle aree agricole montano-collinari dell'Emilia Romagna²⁰, è di norma ritenuta tollerabile una perdita di suolo inferiore a 11,2 t/ha/anno (corrispondente a circa 1 mm/anno) mentre per suoli sottili ed altamente erodibili, caratterizzanti ampi settori del territorio italiano soprattutto nelle regioni meridionali, la soglia di tollerabilità si abbassa a 2 t/ha/anno (McCormack, 1982).

Questo servizio ecosistemico, dipendendo principalmente dalla capacità protettiva del manto vegetale, è fortemente legato alle variazioni d'uso e copertura del suolo. Le diverse forme di degrado del suolo (impermeabilizzazione anche parziale, compattazione, agricoltura intensiva, etc.) comportano la riduzione della capacità d'infiltrazione delle acque, una modifica del naturale reticolo di drenaggio e l'alterazione delle coperture vegetali un conseguente incremento dei deflussi idrici superficiali anche ad elevato carico solido. In generale la mancata ritenzione idrica da parte del suolo comporta un aumento dei fenomeni alluvionali ed erosivi (ad esempio, Commissione Europea, 2012; Rodriguez *et al.*, 2014).

Per valutare l'impatto del consumo di suolo su questo servizio ecosistemico, è necessario non solo avere la disponibilità dell'informazione sulle caratteristiche delle piogge, ma anche poter stimare il deflusso superficiale e il suo effetto erosivo a seconda delle caratteristiche della superficie, ovvero un modello idraulico la cui efficacia dipende da molti fattori, in particolare la disponibilità di informazioni specifiche sulle caratteristiche dei suoli.

In assenza di una informazione disponibile per l'intero territorio nazionale, nella maggior parte dei modelli disponibili vengono utilizzate schematizzazioni semplificate, che riducono il numero di parametri richiesti, come quelli previsti da una delle formule più diffuse, la *Universal Soil Loss Equation* (USLE), che valuta l'erosione potenziale dei suoli ed i cui parametri sono disponibili anche per l'Italia da studi del *Joint Research Centre*²¹ (Panagos *et al.*, 2014; 2015a; 2015b; 2015c). Il numero molto limitato di parametri e la semplicità del modello con le relative semplificazioni, rendono gli output estremamente sensibili ai dati in ingresso, con errori non trascurabili sulle previsioni delle quantità di sedimenti che raggiungono i corpi idrici (AA.VV., 2015). La possibilità di applicare la modellistica ai singoli bacini, caratterizzando in modo specifico le piogge e la relativa capacità di erosione con la disponibilità di dati specifici sulle caratteristiche dei suoli, consentirà in futuro una migliore risposta.

Attraverso la USLE, ovvero la RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) revisione dell'equazione USLE (Universal Soil Loss Equation) adattata ad ambiente topografici complessi, viene calcolata la perdita di suolo (potenziale) dalla singola porzione di territorio, in funzione delle caratteristiche relative alla geomorfologia, clima, vegetazione e pratiche di gestione. La perdita così calcolata rappresenta la quota di sedimenti che, asportata dal suolo, può essere trasportata dall'acqua. A loro volta questi sedimenti possono essere ridepositati lungo il percorso o giungere al corpo idrico superficiale recettore del deflusso del bacino. Quest'ultima porzione costituisce la quota di suolo effettivamente perso e viene valutata moltiplicando il risultato della USLE per l'intero bacino per un coefficiente di trasporto dei sedimenti (SDR) che rappresenta la quota parte dei sedimenti asportati che effettivamente raggiunge i corpi idrici. Il risultato è un valore di erosione per unità di superficie.

La quantità di suolo trattenuto o perso non è in sé la misura del servizio ecosistemico reso, poiché rappresenta la situazione "di equilibrio" nelle condizioni date di uso e caratteristiche del suolo. Tuttavia, la sua variazione è utilizzabile come indicatore di questa capacità: l'incremento di suolo perso tra due scenari (temporali o di diverso uso del suolo) rappresenta la variazione della capacità di trattenimento e dunque la

²⁰ https://applicazioni.regione.emilia-romagna.it/cartografia_sgss/user/viewer.jsp?service=erosione

²¹ <http://esdac.jrc.ec.europa.eu/>

variazione del servizio. Il valore assoluto di suolo perso calcolato in questo modo può essere utilizzato anche per confronti tra aree diverse, ovvero come indicatore della diversa sensibilità al fenomeno dell'erosione di un territorio rispetto all'altro.

Con riferimento al dato europeo, valutato con la RUSLE, per gli Stati Membri risulta una perdita di suolo pari a 2,46 tonnellate/ettaro * anno (pari a 970 milioni di tonnellate perse annualmente). L'Italia, invece, riporta valori maggiori con una media di 8.77 tonnellate /ettaro * anno, che sono leggermente superiori a quelli emersi nelle elaborazioni precedenti a scala nazionale (progetto SIAS) compresi tra 6,50 e 7 tonnellate /ettaro * anno (Annuario dei dati ambientali, 2016).

Il dato europeo è stato recentemente aggiornato dal JRC (Borrelli et al. 2018) attraverso l'utilizzo del modello WaTEM / SEDEM distribuito, spazialmente sviluppato in collaborazione con l'Università di Basilea e l'Université Catholique de Louvain, che quantifica il potenziale spostamento spaziale e il trasporto dei sedimenti del suolo dovuti all'erosione dell'acqua su scala europea sempre sulla base della RUSLE, ma con l'aggiunta di una formula di trasporto (vedi Tabella 11) differente rispetto a quella utilizzata dal modello di InVEST.

Tabella 11 il modello WaTEM/SEDEM Fonte: ESDAC <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/resource-type/soil-threats-data>

The long-term annual rates of soil loss, sediment transfer and deposition were modelled with WaTEM/SEDEM. The model has been extensively employed to estimate net fluxes of sediments across landscape, catchment- and regional-scale level. To the best of our knowledge, this study represents the first application at the continental scale. WaTEM/SEDEM is a spatially explicit sediment delivery model involving two components. In the first stage, the soil loss potential is computed according to the multi-parameter scheme of the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) (Eq. 1).

$$SL=R \cdot K \cdot LS_{2D} \cdot C \cdot P \text{ (Eq. 1)}$$

where SL is the mean soil loss ($Mg \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) which is the product of the rainfall intensity factor R ($MJ \text{ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ yr}^{-1}$), the soil erodibility factor K ($Mg \text{ h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$), the two-dimensional slope and slope-length factor LS_{2D} (Desmet and Govers, 1996), the cover-management factor C (dimensionless) and the conservation support practice factor P (dimensionless).

In the second step, the displaced soil amount (gross erosion) is routed downslope across each pixel from hillslopes to the riverine systems according to the transport capacity (TC in $Mg \text{ yr}^{-1}$) (Eq. 2), computed on the base of topography and land cover.

$$TC = k_{tc} \cdot E_{PR} = k_{tc} \cdot R \cdot K \cdot (LS_{2D} - 4.1 \cdot S_{IR}) \text{ (Eq. 2)}$$

where TC is the transport capacity ($Mg \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$), k_{tc} (m) is the transport capacity coefficient, R, K, LS_{2D} are the aforementioned RUSLE input factors and S_{IR} ($m \text{ m}^{-1}$) (Eq. 3) is the inter-rill slope gradient computed based on Govers and Poesen (1988) (Eq. 3):

$$S_{IR} = 6.8 \cdot S_g^{0.8} \text{ (Eq. 3) where } S_g \text{ represent the slope gradient (m m}^{-1}\text{).}$$

To optimize the WaTEM/SEDEM simulations across the large modelling area, the calibration of the k_{tc} coefficients, reflecting the vegetation component in the transport capacity, was conducted considering large ranges of values (k_{tc_low} range 0-0.5, in steps of 0.05; k_{tc_high} range 20-600, in steps of 20). In addition, a range of different thresholds to define the upslope contributing area (A_c) was used (50, 100, 150 and 250 hectares). For the calibration of the model, a set of 24 catchments well distributed across Europe were employed. The catchment areas range from 2.5 to 245 km^2 . For each catchment ~1,300 model runs were performed to simulate the sediment yield for each possible combination of k_{tc_min} , k_{tc_high} and A_c .

Following the Generalized Likelihood Uncertainty Estimation (GLUE) the optimal set of parameters for the median confidence level (ME = 0.89) is k_{tc_max} of 20 m, k_{tc_min} = 10 m and an upslope contributing area (A_c) of 150 hectares.

Although our modelling approach presents an important step forward by allowing high resolution large-scale prediction of soil loss (25×25 m), supported by good calibration results, the insights gained by the analysis of the results highlight the need to further improve the calibration scheme of the model transport parameter in order to better reconcile the good agreement between predicted and measured sediment yield with the spatial patterns of erosion and deposition. For WaTEM/SEDEM to serve as an effective tool for both ex-ante and ex-post policy evaluations and to increase the current understanding of erosion effects on current carbon budgets, the way forward relies on the introduction of spatially distributed calibration procedures to more effectively capture the changes in transport capacity across the different landscape features. Moreover, future research should be directed towards improving the database of sediment yield (SY) measurements. *Other geomorphological processes contributing to the catchment sediment yield – for instance, gully erosion, tillage erosion, bank and channel erosion and re-entrainment of landslide sediments – can be active on the landscape.* Therefore, for calibration/validation purposes the use SY data of catchments dominated by interrill and rill process should be preferred.

I risultati, pubblicati con risoluzione a 100 m ma disponibili anche a 25 m su richiesta, indicano che la perdita di suolo nei sistemi fluviali è di circa il 15% dell'erosione lorda prevista in precedenza (RUSLE 2015). La resa del sedimento stimata ammonta a $0,164 \pm 0,013 \text{ Pg anno}^{-1}$ (che corrisponde a $4,62 \pm 0,37 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ nell'area di erosione). La maggior parte dell'erosione lorda si verifica nei terreni agricoli (93,5%). Al contrario, le aree forestali e altre aree semi-naturali subiscono un surplus globale di sedimenti che è guidato da una nuova deposizione di sedimenti erosi dai terreni agricoli. In particolare, il coefficiente di

trasporto dei sedimenti (SDR), cioè il rapporto tra la resa dei sedimenti (SY) e l'erosione complessiva, indica che il sedimento trasportato verso il sistema fluviale rappresenta il 15,3% del suolo totale eroso.

Anche il modello "Sediment Delivery Ratio" (SDR) di InVEST utilizza la formula rivista RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation). Il modello calcola per ogni pixel l'ammontare di sedimenti erosi, per poi stimare il coefficiente di trasporto dei sedimenti (SDR) rappresentato dalla quota parte che effettivamente raggiunge i corpi idrici. Questo approccio è stato proposto inizialmente da Borselli et al. (2008). La quantità di suolo perso annualmente in un determinato pixel i è dato dalla formula (Sharp et al., 2016):

$$usle_i = R_i \cdot K_i \cdot LS_i \cdot C_i \cdot P_i$$

In cui:

R_i rappresenta l'erosività della pioggia;

K_i è l'erodibilità del suolo;

LS_i è il fattore di pendenza, calcolato dal modello secondo Desmet & Govers (1996);

C_i è il fattore di copertura vegetale e di uso del suolo;

P_i è il fattore di pratica anti-erosiva.

L'indice SDR è invece calcolato partendo dall'indice di connettività IC :

$$IC = \log_{10} \left(\frac{D_{up}}{D_{dn}} \right)$$

che è funzione dell'area a monte (D_{up}) e del percorso di flusso verso il corpo idrico (D_{dn}) della cella considerata. Le due componenti sono stimate tramite (Sharp et al., 2016):

$$D_{up} = \bar{C} \bar{S} \sqrt{A}$$

In cui \bar{C} e \bar{S} sono i contributi medi rispettivamente del fattore di copertura del suolo e del gradiente di pendenza dei pixel appartenenti alla superficie A a monte che contribuisce al flusso idrico passante per il pixel di riferimento, mentre il percorso è valutato come

$$D_{dn} = \sum_i \frac{d_i}{C_i S_i}$$

dove d_i è la distanza dalla i esima cella seguendo la direzione del percorso più ripido fino al corpo idrico.

Il valore del coefficiente di trasporto dei sedimenti viene calcolato quindi come (Vigiak et al., 2012; Sharp et al., 2016):

$$SDR_i = \frac{SDR_{max}}{1 + \exp\left(\frac{IC_0 - IC_i}{k}\right)}$$

Il valore massimo dell'indice SDR_{max} è impostato a 0,8, mentre IC_0 e k sono parametri di calibrazione.

Il carico finale di sedimenti (in $Mg \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$) sarà dato da:

$$E_i = usle_i \cdot SDR_i$$

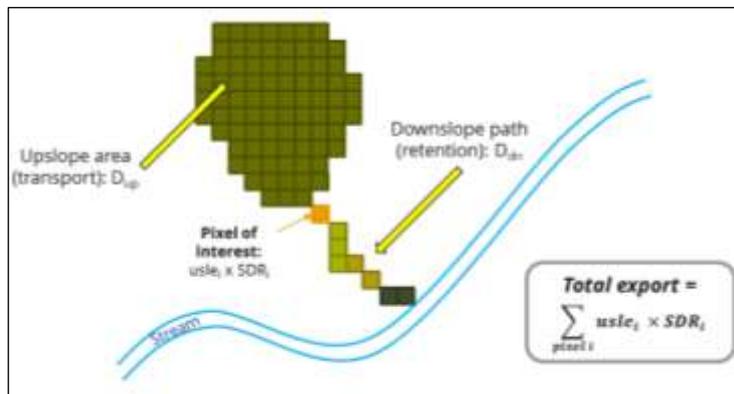


Figura 1 Rappresentazione della superficie a monte e del percorso di flusso di un determinato pixel considerati dal modello (Sharp et al., 2016).

Ad esclusione del modello digitale di elevazione²² e della mappa di uso e copertura del suolo, nelle valutazioni prodotte per il 2016 ed il 2017 i dati di input richiesti (i parametri della formula RUSLE) sono stati ricavati dagli studi del Joint Research Centre²³, disponibili in formato raster, in particolare :

- Fattore R: dati ad alta risoluzione temporale provenienti da una serie di stazioni distribuite in maniera omogenea; per l'Italia si tratta di 251 stazioni che hanno ricoperto l'intervallo 2002-2011 con risoluzione media temporale di 30 minuti;
- Fattore K: dati provenienti dai rilevamenti LUCAS che per l'Italia risultano essere circa 1.300 punti;
- Fattore LS: dati provenienti dal DEM a 25 metri;
- Fattore C: dati EUROSTAT per le aree agricole (tipo di coltura e pratiche agricole adottate come ad esempio Lavorazioni ridotte/No lavorazioni, cover crops, etc.); dati Copernicus e Corine Land Cover per le aree non agricole;
- Fattore P: dati provenienti dal GAEC database (Good Agricultural Environmental Conditions) e dai campionamenti LUCAS (pratiche anti-erosive osservabili direttamente nei rilevamenti a terra - muretti a secco, siepi, ecc.).

Il fattore di erosività della pioggia (Panagos et al., 2015a) ha una risoluzione di 500 m, per semplificare e velocizzare i processi è stato ricampionato con la risoluzione del modello digitale di elevazione e allineato ad esso. Stessa risoluzione e stesso procedimento per il fattore di erodibilità del suolo (Panagos et al., 2014), che però non è definito nelle aree densamente urbanizzate. A causa della differenza di risoluzione tra questo dato e quella del modello digitale di elevazione su cui si basa la risoluzione degli output (20 m) molte zone limitrofe alle aree urbane o anche le superfici naturali di piccole dimensioni inserite in un contesto urbano verrebbero trascurate e ci sarebbero degli output incompleti per mancanza di dati. Per ovviare a questo problema il raster dell'erodibilità del suolo è stato "riempito" per prossimità con il valore del pixel più vicino, riuscendo così ad ottenere un output in tutte le aree interessate dal fenomeno dell'erosione. I fattori di gestione della copertura del suolo (Panagos et al., 2015b) e dell'effetto delle pratiche di supporto (Panagos et al., 2015c) hanno invece una risoluzione di 250m. Questi due dati vanno inseriti nel modello non in formato raster ma con valori associati alle classi di uso e copertura del suolo. Per estrapolare questi valori, sono state fatte delle analisi spaziali per calcolare la media sulle classi di uso e copertura del suolo del CORINE Land Cover 2006, su cui si basano i dati di partenza (Panagos et al., 2015b; Panagos et al., 2015c). I valori medi delle superfici artificiali sono stati forzati a 0 per considerare l'assenza del valore del fattore di erodibilità del suolo.

Il modello fornisce anche la stima quantitativa del servizio di trattenimento, utilizzando come punto di riferimento uno scenario ipotetico in cui tutti gli usi e coperture del suolo sono annullate a suolo nudo: il valore del servizio di conservazione si basa quindi sulla differenza tra l'asportazione di sedimenti da questo bacino nudo e quello dello scenario di interesse.

Il valore del suolo trattenuto in tonnellate per ettaro (in $Mg \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$) è dato dalla formula:

$$\text{erosione evitata} = R_i \cdot K_i \cdot LS_i \cdot (1 - C_i \cdot P_i) * SDR_i$$

che rappresenta la perdita di suolo evitata dall'uso corrente del suolo rispetto al suolo nudo (massima), ponderato dal fattore SDR.

Utilizzando questo calcolo rispetto a due assetti differenti ovvero rispetto alla variazione del consumo di suolo, è possibile determinare la differenza nel valore di erosione evitata, che si assume pari al minore contributo del trattenimento causato dal consumo di suolo nel periodo di riferimento.

Tra le principali limitazioni del modello è la sua dipendenza dall' USLE (Renard et al., 1997). Questa equazione è ampiamente usata ma è limitata nella portata, poiché considera solo gli effetti di tipo distribuito delle piogge, ovvero lo scorrimento superficiale con flusso laminare, mentre trascura le altre fonti di erosione (correnti canalizzate in rigagnoli o per fossi, erosione spondale e di massa) ed ignora anche gli effetti dinamici delle piogge. Pertanto, quando si confrontano gli scenari, il valore ottenuto dal modello deve essere considerato come limite inferiore della stima dell'impatto totale.

²² Disponibile su <http://www.sinanet.isprambiente.it/it/sia-ispra/download-mais>.

²³ Dati disponibili per i Paesi europei su <http://esdac.jrc.ec.europa.eu/>.

Inoltre, poiché si tratta di un'equazione empirica sviluppata negli Stati Uniti, l'USLE ha mostrato prestazioni limitate in altre aree. E' possibile dunque migliorare il risultato specificando valori differenti degli input R, K, C, P per tenere conto dei risultati di studi locali (Sougnez et al., 2011).

Ma vi è una limitazione significativa in particolare per le valutazioni relative al consumo di suolo. Tenendo presente che i cambiamenti nell'uso del suolo determinano cambiamenti rilevanti nel picco di portata durante gli eventi di pioggia e possono quindi influire proprio sull'entità della canalizzazione e della erosione spondale, trascurare nel calcolo totale dei sedimenti asportati (o trattenuti) queste componenti porta ad una ulteriore sottostima. Alla stessa conclusione giunge anche lo studio JRC relativo al modello WaTEM/SEDEM.

L'aggiunta di ulteriori valutazioni nel modello (flussi canalizzati e caratteristiche delle piogge, oltre ai dati sulle specifiche caratteristiche pedologiche) richiede una buona conoscenza delle dinamiche dei fenomeni ed un'area di ricerca in cui vi sono ancora ampie incertezze, per questo in genere non rientra nell'ambito delle valutazioni dei servizi ecosistemici. Tuttavia le condizioni del territorio italiano, largamente soggetto a fenomeni erosivi e con variabilità territoriali difficilmente mediabili, spinge ad esplorare la possibilità di perfezionare l'applicazione del modello con informazioni più dettagliate sulle condizioni locali.

Valutazione economica

Per quanto riguarda la valutazione economica del servizio ecosistemico vi sono diverse opzioni disponibili. Una stima a scala europea, che include i costi del danno e della mitigazione, sia in situ che generali, porta a valori tra 22 e 235 €/ha (anno 2003) (Van der Meulen et al., 2018, Gorlach, 2004), che includono i danni alle acque superficiali determinati dall'eccesso di sedimenti per 105 milioni di ha (stima per l'Europa delle aree soggette ad erosione dalle acque -Jones et al. 2011)

Considerato che i valori di erosione per l'Europa (Esdac JRC, 2015) indicano un valore medio di 2.46 t/ha/yr, corrispondenti a 970 milioni di tonnellate di suolo perso ogni anno, utilizzando questo valore per convertire il valore economico sopra riportato si ottiene un costo di 8.94-95.53 €/t (2003), applicabile ai risultati in t/ha del modello InVEST.

Questi valori sono congruenti con alcuni esempi riportati in letteratura, che utilizzano il costo di ripristino della fertilità dei suoli. In termini di realizzazione di protezione artificiali che abbiano equivalente funzionalità del servizio ecosistemico, sono proposte ad esempio misure di controllo attraverso ingegneria naturalistica (6.10 €/t - 30.000€/ha, Busch, 2012 ripresi da La Notte et al., 2017), o di ripristino del suolo stesso come sostituzione dello strato superficiale di 30 cm (17,55 €/t Robinson et al. 2014) sostituzione di terriccio universale (26,08 €/t – 41 €/m³, Morri et al., 2014), ed infine un valore del costo tra 44,64€/t e 255,10 €/t (elaborazione nell'ambito del progetto LIFE MGN con valutazione ad hoc su alcuni valori di opere, (Schirpke et al., 2014).

L'analisi degli studi in letteratura sull'erosione, mostra che i valori economici considerati sono molto variabili per entità e tipologia.

I valori generali del servizio ecosistemico basati su meta analisi di altre stime (riportate da Comerford et al, 2013) sono: a livello globale 576 \$/ha/yr per la protezione dall'erosione e 57 \$/ha/yr per la formazione di nuovo suolo (Costanza, 1997); 21-208 \$/ha/yr per l'Europa (Gorlach, 2004) e 1.94 \$/t per le foreste USA (Kreiger, 2001); mentre altre fonti (Jónsson et al 2016) riportano 18-28 \$/ha/yr prezzi di mercato per il servizio di formazione di suolo.

Altre stime (sempre riportate da Comerford et al, 2013) su casi specifici indicano 0.6-11.6 \$/ha/yr costo di mercato del terriccio (valori per la Nuova Zelanda, Sandhu et al 2010); 0-1.38 \$/t costi di dragaggio (valori USA, Hanson et al. 2007), 14-67 \$/persona come disponibilità a pagare per la protezione dall'erosione nella comunità locale (in Spagna, Colombo et al, 2006), 3.4-7.5% del costo dei terreni (USA, Duffy, 2012).

Considerando un valore medio tra questi valori forniti per unità di superficie/anno si ottiene un valore di circa 155 \$/ha/yr per il costo di protezione dall'erosione, sostanzialmente congruenti con i valori riportati per l'Europa (Van der Meulen et al., 2018).

Questi costi fanno quasi tutti riferimento a costi di sostituzione o di mercato, non rappresentano comunque pienamente la componente sociale del costo, ci si aspetta dunque che ci sia una seria sottostima (Van der

Meulen et al., 2018). Un esempio diverso (Almansa et al., 2012) mostra valori circa doppi rispetto al costo di ripristino “tradizionale” con una valutazione contingente del valore non di mercato della risorsa.

Nelle edizioni 2016 e 2017 è stato utilizzato il valore del costo di sostituzione stimato dal progetto LIFE MGN, che oscilla 44,64€/t e 255,10€/t. Il calcolo è stato effettuato considerando i dati inerenti la densità di uso del suolo naturale, la densità di terriccio universale e il prezzo medio di terriccio a uso professionale tralasciando, per semplicità, i costi di trasporto e distribuzione sull’area (Schirpke et al., 2015).

Per l’edizione del 2018, sulla base delle considerazioni sopra esposte, la valutazione economica riporta un aggiornamento del costo di riferimento da dati di letteratura, utilizzando il valore sopra ricavato di 8.94-95.53 €/t al 2003, che rivalutato al 2015 porta a valori compresi tra 11,01 e 117,6 €/t.

Per il futuro sarà verificata la possibilità di utilizzare come riferimento il costo delle sistemazioni idrauliche con riferimento ai piani delle autorità di bacino e sarà effettuata una sperimentazione al fine di un miglioramento dei parametri del modello.

Regolazione del regime idrologico (infiltrazione)

L’infiltrazione dell’acqua nel suolo e nel sottosuolo è uno degli elementi base dell’offerta del servizio di regolazione del deflusso superficiale e del servizio di approvvigionamento di acqua dolce: il primo si esplica essenzialmente attraverso la riduzione della frazione di acqua che scorre in superficie e della sua velocità mitigando gli effetti delle piogge sulle piene dei corsi d’acqua; il secondo, trattato nel seguito, riguarda la disponibilità di acqua nel suolo e la ricarica delle falde e quindi la costituzione di una riserva di acqua dolce per piante ed esseri umani.

Per entrambi questi servizi è fondamentale la capacità di caratterizzare il bilancio idrologico e di effettuare stime sulla base delle caratteristiche di uso e copertura del suolo, al fine di evidenziare gli effetti diretti del consumo di suolo.

La riserva di acqua nello strato superficiale del suolo, considerato come costituito dai primi 100 cm, è funzione di diverse caratteristiche, come ad esempio la tessitura, il contenuto di carbonio organico, la densità apparente, la porosità, la frazione volumetrica di materiale solido, mentre l’infiltrazione profonda dipende anche dalle condizioni di umidità iniziale, dalla durata e dall’intensità della pioggia, oltre che dalle caratteristiche del suolo, essenzialmente, conducibilità idraulica a saturazione, capillarità e condizioni di saturazione del terreno (Calzolari et al. 2016).

Il valore di questi parametri è fortemente dipendente dalle condizioni locali, e non è disponibile un dato per l’intero territorio nazionale. Anche l’associazione di valori medi, per tipologia di copertura del suolo, per tipologia di complesso idrogeologico e di condizioni di uso, è piuttosto complessa.

Nei Rapporti 2016 e 2017 è stato valutato solo il primo servizio, attraverso una stima di massima basata sulle analisi realizzate dall’*Institute for Advanced Sustainability Studies*²⁴. Questi studi valutano che per mantenere in efficienza, anno dopo anno, il sistema di raccolta e allontanamento delle acque in un’area urbanizzata europea occorrono mediamente 6.500 euro per ettaro per anno. Di conseguenza la stima della perdita di servizio ecosistemico viene effettuata attraverso un costo di sostituzione: l’incremento di costo prodotto dal consumo di suolo è ottenuto moltiplicando il valore dell’incremento di consumo di suolo nel periodo di riferimento per il valore economico per unità di superficie e per unità di tempo e per il numero di anni del periodo di riferimento.

Per il 2018 sarà sperimentato l’utilizzo di un modello idrologico in grado di fornire, in maniera distribuita, i valori delle principali grandezze del bilancio idrologico sul territorio nazionale, per verificare gli effetti prodotti dall’incremento di consumo di suolo nel periodo 2012-2017 in termini di aumento del deflusso superficiale e relativa diminuzione dell’infiltrazione.

Il modello di bilancio denominato BIGBANG – **B**ilancio **I**drologico **GIS B**ased a scala **N**azionale su **G**riglia regolare (versione Bigbang 1.0) è sviluppato da ISPRA (Braca, 2018) e fornisce la stima delle grandezze idrologiche precipitazione totale, evapotraspirazione reale, ricarica degli acquiferi o infiltrazione e

²⁴ http://globalsoilweek.org/wp-content/uploads/2014/11/GSW_factsheet_Sealing_en.pdf

ruscellamento superficiale, su una maglia di risoluzione di 1 km che ricopre l'intero territorio nazionale e per ciascun mese. Attualmente sono disponibili le stime delle grandezze idrologiche per un ventennio a partire dal 1996 al 2015

Il modello BIGBANG è basato sull'approccio di Thornthwaite e Mather (1955) e simula su ogni elemento della griglia il contenuto d'acqua nel suolo, l'evapotraspirazione reale, la ricarica delle falde e il deflusso superficiale, usando dati di precipitazione e temperatura, informazioni sulle caratteristiche idrauliche e geologiche del terreno e dati di uso del suolo.

L'equazione generale su cui si basa il BIGBANG è la seguente:

$$P - E = R + G + \Delta V$$

dove P è la precipitazione totale, E è l'evapotraspirazione reale, R è il deflusso superficiale, G è la ricarica nelle acque sotterranee e ΔV è la variazione del contenuto d'acqua nel suolo.

L'equazione sopra riportata è applicata per ciascun mese e su ciascuna cella schematizzata come un serbatoio di 1 km di lato per 1 m di profondità, la cui la capacità massima è data dall'accumulo del contenuto idrico disponibile (*Available Water Storage AWS* o *Available Water Content AWC*) diverso a seconda del tipo di suolo. La versione attuale del modello utilizza come valori di AWS (in mm) i dati prodotti dal progetto LUCAS_TOPSOIL del Joint Research Center (Toth et al. 2013).

A partire dalla valutazione della quantità di acqua che eccede la capacità di immagazzinamento del suolo, è possibile valutare il deflusso superficiale R e ricarica della falda G in base al coefficiente di infiltrazione potenziale (CIP, Celico 1988).

I principali dati di input utilizzati dal modello sono:

- Dati di precipitazione delle stazioni pluviometriche (da Annali Idrologici del Servizio Idrografico e Mareografico Nazionale e Rete dei Centri Funzionali)
- Dati di temperatura media mensile prodotti in formato grid da SCIA-ISPRA (Fioravanti et al., 2010)
- Carta dell'Available Water Content dal progetto LUCAS_TOPSOIL (Toth et al. 2013)
- Carta dei complessi idrogeologici (ISPRA) a cui è associato il coefficiente di infiltrazione potenziale (Celico, 1988)
- Carta del grado di impermeabilizzazione dei suoli (soil sealing rate) (ISPRA)

Come detto lo schema di bilancio lavora ad una risoluzione di 1 km che risulta generalmente poco adeguata a valutazioni locali. Inoltre il modello sconta un'importante criticità; tutta la ricarica e il deflusso non dipendono dal suolo ma dai valori del CIP (Coefficiente di infiltrazione potenziale parametrizzato su base idrogeologica - Celico P., 1988). Si tratta di soli 15 valori che coprono tutta la diversità del territorio italiano. Inoltre, non è modellato l'immagazzinamento di acqua nei laghi e corpi idrici artificiali né gli scambi orizzontali tra le celle (Braca, 2018).

In ogni caso, grazie alla capacità del modello di integrare dati sulla copertura e uso del suolo, è possibile effettuare una stima della variazione del valore delle grandezze del bilancio in funzione del consumo di suolo realizzato nei diversi periodi. L'aumento del deflusso superficiale viene considerato in questo caso come proxy del volume di acqua da gestire (allontanare/trattare) in più.

Nella sperimentazione proposta per il Rapporto sul consumo di suolo 2018 le aree consumate sono considerate nel modello come totalmente impermeabilizzate e dunque ponendo a zero l'infiltrazione, l'evapotraspirazione e l'acqua nel suolo; di conseguenza in tali aree il deflusso superficiale coincide con la precipitazione. Questa schematizzazione trascura l'effetto sul regime idrologico delle aree semipermeabili comunque classificate come consumate. In tal senso sviluppi futuri potranno anche considerare l'analisi dell'infiltrazione effettiva nelle aree scoperte interne all'urbanizzato (Sallustio et al, 2017).

Per quanto riguarda i valori economici, da una meta analisi recente (Jónsson et al 2016) risultano diversi valori economici associabili ai servizi considerati (id 2012): 62-126 Id\$/ha/yr prezzi di mercato per il servizio di regolazione del ciclo delle acque, 30-1175 id\$/ha/yr controllo idrologico attraverso costi difensivi, fornitura, danno, edonici, disponibilità a pagare, sostituzione, benefit transfer. I valori disponibili del costo

per unità di volume o massa sono tra 0 e 49 id\$/t/anno e tra 3.2 e 20 id\$/m³/anno, con valore medio di 11.34 id\$/m³/anno (id 2012) che corrisponde a 8,74 €/m³/anno²⁵.

I valori disponibili in letteratura sono certamente un riferimento, al fine di utilizzare un valore più aderente alla realtà italiana, sarà effettuato per il futuro uno studio specifico sui costi del servizio di regolazione (in termini di costo per unità di volume €/m³ e superficie €/ha), attraverso una analisi dei costi delle opere di difesa idraulica nei Distretti italiani con opere approvate (specificando se si tratta di costi di difesa/prevenzione; di ripristino/danno o di gestione/sostituzione), dividendo il territorio nazionale in tipologie di bacino e costruendo un abaco di casi (tipo di bacino, altitudine, livello urbanizzazione) per associare il relativo costo medio per caso.

Un primo esempio, che sarà utilizzato per la stima del 2018, è fornito da una norma regionale per l'invarianza idraulica (Lombardia, Regolamento Regionale 23 novembre 2017, n. 7 Regolamento recante criteri e metodi per il rispetto del principio dell'invarianza idraulica ed idrologica) che indica un valore della compensazione economica pari a 750 euro per mc, valutato come "costo unitario di una vasca di volanizzazione o di trattenimento/disperdimento", considerando una vita utile dell'opera di 100 anni.

Per il 2018 dunque l'intervallo di valori è considerato dunque tra 7,5 e 8,74 €/m³/anno.

Disponibilità di acqua

La disponibilità di acqua a fini idropotabili, agricoli e produttivi è uno dei principali fattori di benessere e si appresta a diventare un elemento di criticità anche per alcune parti dell'Europa, in particolare il sud del Mediterraneo a causa degli effetti dei cambiamenti climatici e del degrado del suolo.

Alcuni autori (Maes, 2015) fanno riferimento al water retention index (dimensionless, between 0-10) come indicatore della capacità di regolazione delle acque, che tiene conto della capacità di stoccaggio e ritenzione dell'acqua da parte del suolo e del sottosuolo, nonché della influenza del grado di permeabilità e di pendenza. Secondo queste analisi la capacità di ritenzione europea è rimasta sostanzialmente costante tra il 2000 e il 2010, mentre l'estrazione di acqua, sempre a scala europea, per industria agricoltura e usi civili, è diminuita del 5.6 % tra il 2000 al 2010, passando a 184 miliardi di m³ per anno. In questo studio non viene fatta distinzione tra acque superficiali e sotterranee.

Secondo una recente analisi delle principali fonti di letteratura in materia di water ecosystem services (Hackbart, 2017), tra gli studi analizzati quelli relativi alla fornitura di acqua, con una valutazione quantitativa della risorsa e la capacità di analizzare scenari, quelli interessanti sono indicati in tabella.

Tabella 12 Principali studi sui water ecosystem services

Reddy et al., 2015	Economic valuation	Indirect valuation	provision of water	alternative cost methods
Xie et al., 2013	Mixed valuation	Indirect valuation	water conservation	CSLE, others
Watanabe and Ortega, 2014	Economic valuation	Direct valuation	groundwater recharge	hydro-carbon model
Sánchez-Canales et al., 2012	Economic valuation	Indirect valuation	provision of water	InVEST
Bagstad et al., 2013	Socio-economic valuation	Indirect valuation	provision of water	ARIES
Brauman et al., 2014	Mixed valuation	Indirect valuation	provision of water	biophysics models
Byrd et al., 2015	Ecologic valuation	Direct valuation	provision of water	average recharge and runoff
Hoyer and Chang, 2014	Ecologic valuation	Indirect valuation	provision of water	InVEST
Fanaian et al., 2015	Economic valuation	Indirect valuation	hydropower	adjusted market price

Come evidenziato in tabella, molti studi fanno riferimento al modello InVEST "water yield" (Sharp, 2016), che valuta la riserva di acqua data dalla quantità di acque piovane che complessivamente scorre in superficie o si infiltra nel suolo (sottratte le quote di consumo e di evapotraspirazione) ed è teoricamente disponibile alla sezione di chiusura di un bacino per l'uso finalizzato alla produzione idroelettrica. Tuttavia, il modello non differenzia il deflusso superficiale dalla ricarica delle falde, poiché viene trascurata la relazione superficie/sottosuolo e la variabilità nel tempo del comportamento del suolo.

²⁵ Coefficienti di conversione: 0.748 PPP 2012 e 1.037 rivalutazione 2012-2017.

Secondo gli stessi autori il modello, che è finalizzato principalmente alla quantificazione dei cambiamenti sulla produzione di energia idroelettrica, ha numerose limitazioni. In primo luogo, il calcolo si basa su medie annuali, inoltre, si trascurano gli andamenti temporali sia della pioggia che dei deflussi e, di conseguenza, sono trascurati gli estremi della piovosità e i picchi di portata, e gli effetti dei periodi transitori. In secondo luogo, il modello non considera la distribuzione spaziale della copertura del suolo e le caratteristiche geologiche, poiché la complessità dei dati necessari esula dalle finalità dell'approccio. I cambiamenti nelle condizioni del suolo impattano sulla dinamica dei deflussi almeno quanto la dimensione quantitativa media delle piogge. Le condizioni complesse di utilizzo del suolo e caratteristiche geologiche, come quelli che caratterizzano la maggior parte del territorio italiano, potrebbero non essere ben catturati dal modello. Si comprende, quindi, come questo modello non sia particolarmente adatto a leggere gli effetti del consumo di suolo sul servizio. Anche gli aspetti relativi alla domanda di consumo idrico, , sono inoltre estremamente semplificati e difficilmente rappresentano in modo efficace la molteplicità di usi, le variazioni possibili nel tempo e nello spazio all'interno di ciascun bacino e ancor meno le quote di scambio tra bacini diversi.

In particolare, uno studio condotto in Spagna (Sánchez-Canales et al., 2012) ha analizzato la sensibilità del modello rispetto alla variazione temporale e spaziale dei parametri, segnalando che tra i principali fattori che influenzano la significatività dei risultati è la distribuzione della pioggia quello più importante.

La stessa forte dipendenza dai fattori climatici è segnalata da altre applicazioni di InVEST (Hoyer and Chang, 2014) che valutano la fornitura di acqua dolce per due bacini in Oregon (USA) rispetto a diversi scenari di urbanizzazione e cambiamento climatico. I risultati per l'area di studio suggeriscono che le stime della resa idrica sono altamente sensibili al clima, specialmente nelle pianure, mentre la copertura del suolo influenza maggiormente le stime relative ai nutrienti ed ai sedimenti.

Queste analisi avvalorano la scarsa sensibilità di questo modello alle variazioni di uso e copertura del suolo.

In queste condizioni il modello può essere utile per fornire una valutazione iniziale degli effetti sulla disponibilità di acqua complessiva (deflusso + infiltrazione) su interi bacini, in relazione a diversi assetti del suolo, non certo alla dimensione della singola particella di suolo. Per questo motivo, nonostante il modello sia stato utilizzato nelle sperimentazioni del progetto LIFE SAM4CP, non è stato ritenuto utile per valutare gli effetti del consumo di suolo sulla ricarica delle falde nella valutazione a scala nazionale. L'esperienza condotta con la sperimentazione ha comunque consentito di evidenziare la complessità della applicazione poiché i dati di input sono numerosi ed è risultato piuttosto complesso l'adattamento dei dataset.

Diversamente, alcuni studi hanno utilizzato approcci più specifici per la risorsa acqua. In particolare, lo studio di Byrd ha esaminato sei bacini della Central Valley in California, valutando deflussi e ricarica delle falde con il modello di bilancio idrologico di bacino Basin Characterization Model BCM (Flint et al. 2013), unito all'applicazione del modello FOREcasting SCEnarios LULC change model (FORE-SCE) con una risoluzione spaziale di 250 m e con dati per il periodo 1896–2010, valutando gli effetti di variazione in % della ricarica e del deflusso superficiale, rispetto a scenari di cambiamento climatico a 30 anni e scenari di uso del suolo. Nelle aree associate all'urbanizzazione (dal modello FORE-SCE), al fine di rappresentare la diminuzione di capacità di ritenzione, viene forzato il modello ponendo una profondità del suolo di 0.1 m, confrontato con il valore iniziale (SSURGO datasets -Natural Resources Conservation Service, 2006). Questi studi hanno mostrato che l'aumento di urbanizzazione rende più frequenti i picchi di runoff e di diminuzione della ricarica, mentre nelle aree con sviluppo agricolo questo effetto non è rilevato, a parità di scenari climatici considerati.

Questi risultati sostengono la necessità di pianificare per la resilienza nei bacini contro gli eventi estremi e la siccità e dimostrano il ruolo dei suoli non artificializzati nella ritenzione dell'acqua e nella riduzione del deflusso. Sostenere l'approvvigionamento idrico delle acque sotterranee non solo serve a garantire la fornitura di acqua per uso umano, ma anche al supporto del mantenimento di alcuni tipi di ecosistemi acquatici, terrestri e costieri che si basano sulla disponibilità di acqua sub-superficiale (Howard e Merrifield 2010).

Di conseguenza, per il 2018, per valutare il servizio di approvvigionamento di acqua, sia quella contenuta nel suolo superficiale che nelle falde sotterranee, è possibile fare riferimento ai termini del bilancio idrologico. Utilizzando la carta del consumo di suolo come input per il dato sulla artificializzazione del suolo e utilizzando il modello Bigbang 1.0 descritto sopra per calcolare i diversi parametri del bilancio idrologico,

si valuta la diminuzione del volume di ricarica delle falde determinata dal consumo di suolo in un dato periodo di tempo, considerata come diminuzione nel servizio di approvvigionamento di acqua dolce.

Eventuali approfondimenti potranno prevedere per il futuro il miglioramento delle valutazioni attraverso la specializzazione di alcuni dei parametri del modello, in funzione della disponibilità di dati pedologici, idrologici e climatici di dettaglio.

Valutazione economica

Per quanto riguarda la valutazione economica analizzando gli studi che riportano una valutazione economica del servizio di approvvigionamento di acqua, emergono diversi approcci. Da una meta analisi recente (Jónsson et al 2016) risultano i seguenti valori economici associabili ai servizi, 0.034 e 0.101 \$/m³ come fornitura di acqua pulita. Anche Reddy et al., 2015, che stimano il valore del servizio in base al costo dell'acqua per usi industriali (valori di mercato, costo di costruzione di opere, costo di gestione) con scenari di variazione della domanda e quindi del prezzo in funzione degli scenari climatici, ottengono valori simili tra US\$0.04/m³ e US\$ 0.93/m³, come evidenziato in tabella.

Tabella 13 Valori economici per diversi metodi di valutazione della risorsa idrica in ambito industriale

a. Cost of alternative to river water				
Water source (conditions for use)	Cost components	Cost (2012 US\$/m ³)	Cost (2012 US\$/ac-ft)	Source
Regional desalination system (long-run alternative to river water)	Retail price	0.93	1141	Freeport Seawater Desalination Project (BRA, 2004)
b. Cost of river water				
Water source (conditions for use)	Cost components	Cost (2012 US\$/m ³)	Cost (2012 US\$/ac-ft)	Source
Water right (river water available)	Pumping, infrastructure maintenance, salaries, property tax	0.04	47.41	Cost calculation, this study***
Leased water (short-term shortages make water right unreliable, need to seek other sources of river water)	Forecasted price per year and climate-demand scenario	0.11–0.53 ⁻	138.03–649.42 ⁻	Market simulation, this study
Decreased production (short-term shortages make water right unreliable and water is not available to lease)	Lost revenue	Small-0.81 medium-1.62 large-2.43 ^{**}	Small-1000 medium-2000 large-3000 ^{**}	Expert assumption

* Range of prices over 30 years under each climate-demand scenario. Specific annual values were used in cost calculation.

** Revenue losses are specific to the size of the water right and assume that the revenue per m³ increases with the size of the water right due to economies of scale. Small: <62 million m³ (<50,000 ac-ft), medium: >62 million m³ (>50,000) and ≤123 million m³ (≤100,000 ac-ft), large: >123 million m³ (>100,000 ac-ft).

Pumping costs were estimated using cost functions from the University of Nebraska Water Optimization Calculator (<http://agecon.unl.edu/wateroptimizer/download.html>)

In un recente studio basato sul costo di sostituzione, stima nella regione metropolitana di San Paolo, Brasile, (De Brito et al, 2018) il costo dei reagenti per la depurazione e la percentuale delle spese di depurazione da attribuire al funzionamento del bacino. Un approccio semplificato può considerare il prezzo di mercato dell'acqua potabile come costo di sostituzione della risorsa. A tal fine è possibile fare riferimento ai valori economici del servizio di fornitura idrica per scopi civili.

Secondo stime prodotte da ISTAT per l'anno mondiale dell'acqua (ISTAT, 2017) i dati disponibili permettono di descrivere, per l'anno 2012, il quadro delle diverse forme di utilizzo, diretto e indiretto, dell'acqua, per le principali macro-attività: usi civili, usi industriali, usi agricoli (irrigazione e zootecnia) e produzione di energia. Per queste attività sono stati utilizzati complessivamente 26,6 miliardi di m³ di acqua nel 2012. La domanda di acqua proviene dal settore agricolo (54,5% dei quali la maggior parte per irrigazione),

industriale (20,7%), civile (19,5%) e energetico (5,3%). Per far fronte alla domanda di acqua, il volume prelevato dall'ambiente è stimato in 34,2 miliardi di m³. A fronte di tale prelievo, sempre ISTAT riporta un valore economico 6,6 miliardi di euro come valore complessivo della "produzione" di acqua al 2014 (con anno di riferimento 2010) relativa alla branca di attività "raccolta, trattamento e fornitura di acqua", con un valore per il 2012 più alto intorno ai 7 miliardi. Di conseguenza si può stimare un valore economico intorno ai 0.26 €/m³.

Un altro valore economico da associare al valore della risorsa è quello dell'ERC (environmental recovery cost), che include costi ambientali (di ripristino del danno) e di consumo della risorsa (sottratta ad altri usi), che potrà essere valutato analizzando i dati delle diverse applicazioni dell'ERC da parte dei gestori in Italia (valori del costo della risorsa) obbligatorio dal 2015. Tali valori sono però solo una percentuale, intorno al 5% della tariffa di vendita (Berardi et al, 2017). Tale valore è decisamente inferiore ai valori di mercato, per la produzione del servizio. Ad esempio, considerando il prezzo di vendita, si ottiene un valore di 0,7 €/m³ (costo acqua in bolletta esclusi servizi - tariffe Marche Multiservizi 2015), ovvero tra i 0.66 e 1.19 €/m³ del volume fatturato come costo di produzione (studio per Regione Lombardia del 2012) .

Una valutazione economica su scenari di lungo periodo dovrebbe considerare i costi ambientali della tipologia di gestione e di politiche adottate nei bacini per far fronte alla perdita di benefici derivante dal degrado di funzionalità ecosistemiche. In questo senso possono essere considerate valutazioni economiche basate sui costi di difesa, mediante la valutazione del costo di realizzazione di opere idrauliche di accumulo o interventi (anche di ingegneria naturalistica) finalizzati a proteggere o aumentare la ricarica. Al contempo si dovrebbe valutare l'effetto sul costo della risorsa a fronte di scenari di diminuzione della disponibilità di risorsa idrica, attraverso l'eventuale differenza di valore d'uso tra differenti scenari allocativi.

Per il Rapporto 2018 la valutazione economica si basa sui costi stimati sopra richiamati (Reddy, 2015) pari a US\$0.04/m³ e US\$ 0.93/m³ al 2012, che convertito in euro ed attualizzato al 2015 corrisponde a 0.03-0.71 €/m³.²⁶

Purificazione dell'acqua dai contaminanti

L'acqua che si infiltra nel suolo subisce un processo di "purificazione" attraverso processi bio-chimici svolti dalla parte minerale del suolo, e ancor più dalla sua componenti biologica. La capacità depurativa è funzione non solo delle proprietà del suolo, quali la capacità di scambio cationica del suolo (cioè la sua "attività" fisico-chimica), il suo contenuto in sostanza organica, la reazione (pH) e la sua profondità, ma è legata anche al clima, alle pratiche di gestione, e agli input in termini di carico di nutrienti e inquinanti presenti nell'acqua²⁷, quali, ad esempio, i fertilizzanti (Xu *at al.*, 2016).

Ecosistemi come le foreste e le zone umide contribuiscono considerevolmente a migliorare la qualità delle risorse idriche. La vegetazione e il suolo, infatti, hanno la capacità di assorbire e quindi rimuovere inquinanti e nutrienti dell'acqua e di ridurre la velocità al fine di regolarne l'infiltrazione nel suolo (Elmqvist *et al.*, 2010).

Di conseguenza la sottrazione di superfici permeabili e l'alterazione delle capacità depurative determinate dalla artificializzazione dei suoli, produce una diminuzione del servizio ecosistemico di regolazione offerto dal suolo.

Il principale fattore è l'impermeabilizzazione, che costituisce una perdita irreversibile della capacità di infiltrazione dell'acqua nel suolo nelle aree impermeabili con la conseguenza che il carico di inquinanti già presente nelle acque non viene ridotto dall'infiltrazione e finisce nei corsi d'acqua superficiali. L'impermeabilizzazione, pertanto, rappresenta il danno più estremo anche per il servizio di purificazione. A ciò si aggiunge la riduzione della capacità di depurazione nei suoli degradati da altre forme di consumo di suolo, quali la compattazione, il degrado delle caratteristiche strutturali, i danni alla biodiversità del suolo.

Il servizio offerto dal suolo, in termini quantitativi di rimozione di contaminanti, dipende anche dal tipo di carico che viene apportato alle superfici di ciascun bacino, anche se fino ad un certo punto (La Notte, 2017).

²⁶ Tasso di cambio 0.7579 Rivalutazione istat 1.02

²⁷ <http://www.teebweb.org/resources/ecosystem-services/>

Poiché la principale fonte di contaminazione nelle acque è rappresentata da azoto e fosforo provenienti dalla fertilizzazione delle aree agricole, la maggior parte delle valutazioni del servizio ecosistemico si basano sulla quantificazione dell'azoto e fosforo rimossi dalle acque. In particolare, il modello di InVEST Nutrient Delivery Ratio stima il carico netto di azoto e fosforo in grado di raggiungere il corpo idrico relativo al bacino di appartenenza di ogni cella nel territorio di analisi. Anche il modello GREEN (Geospatial Regression Equation for European Nutrient losses) valuta la capacità di purificazione delle acque superficiali attraverso la frazione di azoto trattenuta nel bacino durante il trasporto (La Notte 2015 e 2012).

Alcune esperienze di valutazione utilizzano invece informazioni di dettaglio sui parametri in gioco, ad esempio valutando la capacità di attenuazione naturale dei suoli (Calzolari et al. 2016) o implementando un parametro (fisicamente basato) di protezione degli acquiferi in sistemi geospaziali operativi di supporto alle decisioni ed operanti sul web (Terribile et al. 2015).

Il modello SDR di InVEST è stato utilizzato per la edizione 2016 a scala nazionale e nell'ambito del progetto LIFE SAM4CP e del progetto AlpES.

Il modello *Nutrient Delivery Ratio* (NDR), a partire dal carico di nutrienti (azoto e fosforo) immesso, associato alle classi di uso del suolo, simula il flusso a lungo termine, in condizioni stazionarie, senza quindi rappresentare nel dettaglio il ciclo dei nutrienti (Sharp et al., 2016). In una prima fase, il flusso viene diviso nella parte che si lega ai sedimenti, che viene trasportata in superficie, e quella che si dissolve e che quindi viene trasportata nel sottosuolo.

Nella seconda fase, il modello *Nutrient Delivery Ratio* (NDR), per ogni pixel che contribuisce allo stesso flusso, considera i fattori di trasporto, superficiale e profondo. Per il trasporto superficiale in particolare i fattori sono la pendenza del terreno e l'efficienza di trattenimento dell'uso del suolo (Sharp et al., 2016).

Il carico su un determinato pixel (*load* - l) viene modificato (*modified load* - ml) per tenere conto del potenziale di deflusso. Similmente all'approccio utilizzato da Endreny & Wood (2003), approssimando, si applica la formula:

$$ml(x, i) = l(x, i) \times RPI_i$$

In cui x indica il nutriente preso in considerazione (azoto o fosforo) e RPI_i rappresenta l'indice potenziale di deflusso normalizzato del pixel i . Viene calcolato come $RPI_i = RP_i / RP_{av}$, dove il primo termine è il valore dell'indice deflusso attribuito al pixel, normalizzato con il valore medio su tutto il raster. Nel modello, il raster può essere inserito come indice potenziale di deflusso o, più semplicemente, come valore delle precipitazioni annuali, secondo la semplificazione utilizzata dal modello che trascura l'infiltrazione.

Per il trasporto dei nutrienti trasportati in superficie, e che quindi si legano ai sedimenti, viene calcolato l'indice NDR tramite (Sharp et al., 2016):

$$NDR_i = NDR_{0,i} \left(1 + \exp\left(\frac{IC_i - IC_0}{k}\right) \right)^{-1}$$

IC_0 e k sono parametri di calibrazione, IC_i è un indice topografico relativo al pixel i e $NDR_{0,i}$ è la parte di nutrienti che viene trattenuta dai pixel a valle, indipendentemente dalla posizione del pixel (Sharp et al., 2016). $NDR_{0,i}$ si basa sulla massima efficienza di trattenimento del territorio che collega il pixel al corpo idrico:

$$NDR_{0,i} = 1 - eff'_i$$

Muovendosi lungo il percorso del flusso, l'algoritmo calcola il contributo alla ritenzione fornita da ciascuna cella, tenendo conto della distanza totale percorsa attraverso le varie classi di uso e copertura del suolo. Ogni pixel aggiunto con la stessa tipologia di copertura del suolo contribuisce sul trattenimento totale, fino a quando non viene raggiunto il valore massimo di trattenimento per quella determinata categoria (Sharp et al., 2016).

Tralasciando le formule utilizzate per la stima di eff'_i (disponibili sulla guida di InVEST), l'efficienza di ritenzione in ciascun punto dipende dai pixel a valle, per questo motivo i calcoli vengono effettuati partendo dalla porzione di territorio più vicino al corpo idrico fino ad arrivare al pixel i . Nella stima viene assunto che la massima efficienza si raggiunge quando viene raggiunto il 99% del suo valore. Nella **Errore. L'origine riferimento non è stata trovata.** viene mostrato un esempio per la stima del valore di ritenzione

(Sharp et al., 2016). Si nota come ogni pixel contribuisce per una piccola percentuale al raggiungimento della massima efficienza fornita dalle categorie di copertura del suolo. L'andamento della curva esponenziale dipende dal valore massimo di efficienza e dalla lunghezza del percorso.

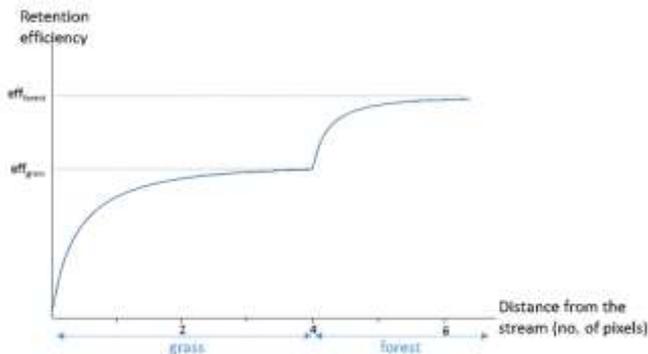


Figura 2 Illustrazione di un esempio per il calcolo dell'efficienza di ritenzione lungo un semplice percorso di flusso composto da 4 pixel di prato e 3 pixel di foresta (Sharp et al., 2016).

Il raster finale di output, che fornisce i kg di nutrienti che da ogni pixel raggiungerebbero il corpo idrico, viene infine stimato come il prodotto tra il carico modificato per l'indice NDR_i .

$$x_{expi} = load_{surf,i} \cdot NDR_{surf,i} + load_{subs,i} \cdot NDR_{subs,i}$$

$$x_{exptot} = \sum_i x_{expi}$$

I dati richiesti sono, oltre alla CUCS: il modello digitale di elevazione, il raster delle precipitazioni annuali, il file vettoriale con i bacini idrografici, per i quali verrà calcolato il totale di nutrienti esportati fino al bacino, e una tabella in cui ad ogni classe di uso e copertura del suolo vengono associati i carichi dei nutrienti, il valore massimo di ritenzione e la distanza per cui si assume che una determinata classe trattenga i nutrienti con la sua massima capacità.

I dati sui carichi dei nutrienti, applicati esclusivamente sulle aree agricole, considerano i valori che derivano dal progetto MARSALA (Lupia, 2013) dell'INEA (ora CREA - Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria) e dai valori delle asportazioni colturali pubblicati sui vari disciplinari di produzione integrata regionali. Per ogni regione e tipo di coltura esiste infatti un disciplinare con i valori di apporto massimo di azoto e fosforo massimi utilizzabili (archiviare i dati). Come utilizzato nel progetto ALPES, ad esempio, la differenza tra l'input (Ninput) e l'output (Nexport) può essere utilizzato come proxy del SE di filtrazione dell'acqua superficiale operata dagli ecosistemi nella rimozione degli inquinanti quali l'azoto.

Da queste esperienze di applicazione del modello NR sono emerse alcune limitazioni. In linea generale, la esiguità dei dati di input rendono gli output estremamente sensibili ai parametri immessi, peraltro in alcuni casi stimati secondo studi empirici e mediati. Ma la principale limitazione riguarda la semplificazione di considerare solo i carichi di azoto e fosforo come inquinanti e come fonti quasi esclusivamente le aree agricole, esigenza derivante dalla difficoltà di assegnare un valore di apporto alle classi non agricole. Si trascura o si minimizza comunque il contributo dalle aree urbanizzate che giunge alle acque superficiali e sotterranee con un carico non indifferente di nutrienti e contaminanti, dovuti alla parziale (o assente) depurazione dei reflui e dal trasporto delle sostanze depositate in superficie da parte del deflusso superficiale. Si trascura anche l'apporto delle aree non agricole non consumate, che possono comunque avere un loro carico in funzione delle caratteristiche di gestione.

A queste limitazioni di carattere generale si è aggiunta, per la sperimentazione effettuata, la limitazione della analisi alla quota di flusso superficiale, causata dalla difficoltà di reperire i dati di input relativi alla infiltrazione profonda e alle caratteristiche depurative di tale componente. Nelle applicazioni effettuate per le edizioni del Rapporto 2016, infatti, è stato considerato solo il deflusso superficiale, in quanto non è stato possibile associare i necessari dati (coefficienti di infiltrazione e di capacità depurativa specifica dovuta alla degradazione biochimica nel suolo) alle classi di uso e copertura del suolo per considerare il deflusso sotterraneo dell'azoto (il fosforo tende ad essere trasportato con i sedimenti) (Sharp, 2016). Sono stati

dunque del tutto trascurati i processi chimici, fisici e biologici che possono avere luogo durante il fenomeno di lisciviazione.

Una nota in particolare riguarda la valutazione dei risultati quando si confrontano gli effetti sul servizio di diversi scenari di uso del suolo. Poiché l'ipotesi di partenza è quella di considerare solo le aree agricole per l'immissione di nutrienti nel suolo, quando si confrontano scenari che comportano la diminuzione delle aree agricole e quindi una conseguente diminuzione dei carichi, si ottiene automaticamente una diminuzione della quantità di nutrienti che raggiunge i corpi idrici. Di conseguenza si determina un valore positivo che tuttavia è solo un apparente miglioramento del servizio, poiché è determinato solo dal minore carico, non dal miglioramento delle capacità dei suoli, dato che questo "miglioramento" si ottiene anche rispetto ad un cambiamento da agricolo a artificiale.

Se invece aumentano le aree impermeabili (a scapito di aree non agricole e dunque a parità di carico) aumenta la quota di trasporto superficiale e si azzerà quello profondo, dunque l'effetto sul valore finale dipende dalle diverse entità dei due flussi e dalle relative capacità di depurazione associate.

Poiché lo scopo della valutazione dei servizi ecosistemici in termini di effetto del consumo di suolo è quello di rappresentare il valore del beneficio ottenuto grazie alla presenza di un suolo non degradato, si ritiene opportuno per quanto sopra espresso, proporre una diversa metodologia di valutazione, che tenga conto di un valore potenziale del servizio reso dal suolo, poiché il carico di azoto e fosforo è un dato estremamente variabile e, in larga misura, indipendente dalle caratteristiche del suolo.

A tal fine, sulla base dei risultati di valori di letteratura (es. Calzolari et al, 2016) sarà effettuata una stima della capacità depurativa del suolo da associare alle diverse classi di copertura del suolo, al fine di costruire un indice.

Valutazione economica

Per quanto riguarda i parametri economici, la maggior parte degli studi considera il costo di sostituzione, come spesso accade per i servizi di regolazione.

Una stima del costo di sostituzione per la costruzione di fasce tampone boscate funzionali al trattenimento di nitrati (Rif. LIFE VIMINE - LIFE12 NAT/IT/001122) con un valore di 64 €/kg per l'azoto rimosso, è stata utilizzata nell'ambito del progetto LIFE SAM4CP, applicata ai risultati del modello InVEST.

Per l'edizione del 2016 del Rapporto sul consumo di suolo sono stati invece utilizzati i valori di rimozione di azoto attraverso tecniche convenzionali che prevedono costi al 2010, che variano dai 2 ai 4 euro al kg di N rimosso (Van Hulle et al., 2010), mentre se si impiega il processo autotrofo il costo è pari a 1 euro al kg di N rimosso. Per il fosforo, invece, si è fatto riferimento ad alcune esperienze (Reisner e Pradeep, 2014) che prevedono l'impiego della nanotecnologia i cui costi sono molto variabili, nel 2014, dai 10 ai 20 \$/kg di fosforo rimosso (pari a circa 7,5-15 € al kg). Altri autori utilizzano un diverso modello denominato GREEN (Geospatial Regression Equation for European Nutrient losses) (La Notte, 2012) e riportano diverse stime del valore economico (Cuttle et al., 2007) in termini di costo di costruzione e mantenimento di bacini di fitodepurazione, con valori pari a 2463 €/t di azoto rimosso. Questo tipo di valutazioni in termini di quantità di azoto e fosforo rimossi, comporta che il valore economico dipende oltre che dal carico, con tutte le difficoltà sopra citate di determinarlo, sia dal tipo di tecnologia considerata per la rimozione del fosforo e dell'azoto dalle acque, che dipende a sua volta dalla concentrazione di azoto e fosforo nel refluo e di conseguenza ancora una volta dal carico.

Con riferimento alla valutazione proposta per il 2018, basata sulla capacità di naturale attenuazione dei suoli, che riguarderà tutte le aree non consumate incluse quelle non agricole, la valutazione economica farà riferimento ad una meta analisi recente (Jónsson et al 2016) dalla quale risultano i seguenti valori economici associabili ai servizi considerati (espressi in id\$ 2012): 24 -180 id\$/ha/yr regolazione del ciclo di nutrienti e tra 544-6402 id\$/ha/yr (2011) per il filtraggio e decontaminazione. Di conseguenza sarà utilizzato un intervallo tra i 24 e 6402 id\$/ha/yr (2012) che corrispondono a 18.31 – 4884.47 €/ha/anno (2015).

Il servizio di supporto alle attività umane

La disponibilità di suoli adatti all'urbanizzazione è drasticamente diminuita in Italia a causa del consumo di suolo prodotto nel recente passato. La capacità dei suoli di supportare le attività umane, nel senso di offrire una piattaforma poter ospitare una ulteriore o diversa urbanizzazione ovvero altre attività è classificata come servizio di supporto in alcune classificazioni che identificano il servizio come Carrying capacity for infrastructure, buildings and animals ovvero support of animals and infrastructure o ancora carrier function (Hopman et al, 2013; Dominati et al., 2010; De Groot, 2006; Brady and Weil, 1999).

Al fine di rappresentare questo ulteriore aspetto della scarsità della risorsa suolo, è possibile utilizzare come riferimento uno studio del JRC ESDAC del 2016,²⁸ che ha mappato questa capacità dei suoli per l'Europa.

I valori indicati nella **carta, che fornisce una suitability** in 4 classi ottenuta in funzione della tipologia di suolo, del regime idrologico, della presenza di zone soggette a frane, della profondità del substrato roccioso, dell'uso del suolo dominante e delle limitazioni all'uso agricolo secondo tre intervalli di pendenza (0-8; 8:25; >25). La suitability può esser considerato un indice biofisico del servizio potenziale offerto dal suolo. In questo caso non è prodotta una valutazione economica.

Bibliografia

- AA.VV. (2015). InVEST 3.3.0 User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund.
- Adhikari K., Hartemink, A.E., 2016, Linking soils to ecosystem services — A global review. *Geoderma* 262 (2016) 101–111
- Adhikari, K., Hartemink, A.E., 2016. Linking soils to ecosystem services — A global review. *Geoderma*, Volume 262, 15 January 2016, Pages 101–111
- Aebischer B, Catenazzi G, Jakob M. (2007). Impact of climate change on thermal comfort, heating and cooling energy demand in Europe. Eceee 2007 Summer Study. Saving Energy – Just Do It! <http://www.cipra.org/en/publications/4118>.
- Battisti C., Romano B., 2007. Frammentazione e connettività: dall'analisi ecologica alla pianificazione ambientale, p. 465, Città Studi Ed., Milano.
- Berardi D., Borghini A., Gusmerotti N. M., Santolini R., Signori F., Traini S. (2017). Il capitale naturale: l'ambiente che vale. *Acqua*, n. 85: 1-23. Ref Ricerche ed., Milano
- Blasi C., Capotorti G., Alòs Ortí M.M., Anzellotti I., Attorre F., Azzella M.M., Copiz R., Manes F., Marando F., Marchetti M., Garfi V., Mollo B., Zavattoni L., Ecosystem typification and mapping at the national level: On the importance of detailed thematic maps when addressing biodiversity conservation targets. Submitted to *Applied Vegetation Sciences*, 2016. Manuscript ID AVS-RA-01764.
- Bond, C.A., Hoag, D.L., Kipperberg, G., 2011. Agricultural Producers and the Environment: A Stated Preference Analysis of Colorado Corn Producers. *Can J Agr Econ* 59, 127-144.
- Borrelli, P., Van Oost, K., Meusburger, K., Alewell, C., Lugato, E., Panagos, P. 2018. A step towards a holistic assessment of soil degradation in Europe: Coupling on-site erosion with sediment transfer and carbon fluxes. *Environmental Research*, 161: 291-298.
- Braca G., 2017.. La Disponibilità della Risorsa Idrica Naturale e suoi Trend. In 3° Rapporto Generale sulle Acque: Obiettivo 2030. Utilitatis, Roma.
- Braca, G., e Ducci, D., 2018: Development of a GIS Based Procedure (BIGBANG 1.0) for Evaluating Groundwater Balances at National Scale and Comparison with Groundwater Resources Evaluation at Local Scale. In *Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean Area*, Calvache, M.L., Duque, C., Pulido-Velazquez, D. (Eds.), Springer, January 2018. DOI10.1007/978-3-319-69356-9_7.
- Brady, N. C. and Weil, R.R., 1999, *The nature and properties of soils*, 12th edn, Prentice-Hall Inc.,
- Brotto L., Corradini G., Maso D., Portaccio A., Perugini L., Pettenella D., Storti D., Maluccio S. e Romano, R. (2016). Stato del Mercato Forestale del Carbonio in Italia 2016. Nucleo Monitoraggio del Carbonio, CREA, Rome.
- Brouwer R. & Hassan R. (2013). Water-related ecosystem services. In: Pieter J. H. van Beukering, Elissaios Papyrakis, Jetske Bouma, Roy Brouwer (a cura di), *Nature's Wealth: The Economics of Ecosystem Services and Poverty*. Cambridge University Press
- Byrd, K.B., Flint, L.E., Alvarez, P., Casey, C.F., Sleeter, B.M., Soular, C.E., Flint, A.L., Sohl, T.L., 2015. Integrated climate and land use change scenarios for California rangeland ecosystem services: wildlife habitat, soil carbon, and water supply. *Landsc.Ecol.* 30, 729–750

²⁸ <http://eu soils.jrc.ec.europa.eu/content/european-map-soil-suitability-provide-platform-most-human-activities-eu28>

Calzolari C, Ungaro F., Filippi N, Guermandi M, Malucelli F., Marchi N, Staffilani F, Tarocco P (2016) A methodological framework to assess the multiple contributions of soils to ecosystem services delivery at regional scale, *Geoderma*.

Canaveira, P., Manso, S., Pellis, G., Perugini, L., De Angelis, P., Neves, R., Papale, D., Paulino, J., Pereira, T., Pina, A., Pita, G., Santos, E., Scarascia-Mugnozza, G., Domingos, T., and Chiti, T. (2018). Biomass Data on Cropland and Grassland in the Mediterranean Region. Final Report for Action A4 of Project MediNet. <http://www.lifemedinet.com/>

Capotorti, G., Alós Ortí, M.M., Anzellotti, I., Azzella, M.M., Copiz, R., Mollo, B., Zavattoni, L., 2015. The MAES process in Italy: contribution of vegetation science to implementation of European Biodiversity Strategy to 2020. *Plant Biosyst.* 149,949–953.

Chelsea E. Berg, Madeleine M. Mineau, Shannon H. Rogers, Examining the ecosystem service of nutrient removal in a coastal watershed, 2016, *Ecosystem Services*, Volume 20, Pages 104-112, ISSN 2212-0416, <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.06.007>.

Colombo, S., Calatrava-Requena, J., Hanley, N., 2006. Analysing the social benefits of soil conservation measures using stated preference methods. *Ecological Economics* 58, 850-861.

Comerford, N., Franzluebbers, A.J., Stromberger, M.E., Morris, L., Markewitz, D., Moore R., 2013. Assessment and Evaluation of Soil Ecosystem Services Soil Horizons, doi:10.2136/sh12-10-0028 available at <https://naldc.nal.usda.gov/download/57856/PDF>

Comitato Capitale Naturale (2018), Secondo Rapporto sullo Stato del Capitale Naturale in Italia. Roma.

Commissione Europea (2009). The climate change challenge for European regions. (Authors: Kelemen A, Munch W, Poelman H, Gakova Z, Dijkstra L, Torighelli B). Directorate-General Regional Policy - Policy development, Conception, forward studies, impact assessment. Brussels, March 2009.

Commissione Europea (2012), Orientamenti in materia di buone pratiche per limitare, mitigare e compensare l'impermeabilizzazione del suolo. Bruxelles, 15.5.2012, SWD (2012) 101.

Commissione Europea (2012), Orientamenti in materia di buone pratiche per limitare, mitigare e compensare l'impermeabilizzazione del suolo. Bruxelles, 15.5.2012, SWD (2012) 101.

Costanza R., de Groot R., Sutton P., van der Ploeg S., Anderson S. J., Kubiszewski I., Farber S., Turner R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change* 26 (2014) 152–158.

Costanza, R., d'Arge, R., Groot, R. de, Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387.

CREA per GSP-Italia, 2018. Carta italiana del carbonio organico, CREA. Scaricabile da <http://54.229.242.119/apps/GSOCmap.html#>

Cuttle SP, Chadwick DR, Chambers BJ, Haygarth PM, Harris D, Humphrey R, Macleod CJA, Newell-Price P, Scholefield D, Shepherd MA. 2007

De Groot, R. (2006). Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landscape and urban planning*, 75(3-4), 175-186.;

De Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., McVittie, A., Portela, R., Rodriguez, L.C., ten Brink, P., van Beukering, P., 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services* 1, 50–61.

Di Cosmo, L., Gasparini, P., & Tabacchi, G. (2016). "A national-scale, stand-level model to predict total above-ground tree biomass from growing stock volume". *Forest Ecology and Management*, 361, 269–276.

Dodds, W.K., Perkin, J.S., Gerken, J.E., 2013. Human impact on freshwater ecosystem services: a global perspective. *Environ. Sci. Technol.* 47, 9061–9068. <http://dx.doi.org/10.1021/es4021052>.

Dominati, E., Mackay, A., Green, S., Patterson, M., 2014. A soil change-based methodology for the quantification and valuation of ecosystem services from agro-ecosystems: A case study of pastoral agriculture in New Zealand. *Ecological Economics* 100, 119-129

Dominati, E., Patterson, M., Mackay, A., 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics* 69, 1858 – 1868

Eastwood, C., Krause, M., Alexander, R.R., 2000. Muddied Waters: Estimating the national economic cost of soil erosion and sedimentation in New Zealand.

Elmqvist, T., Maltby, E., Barker, T., Mortimer, M., Perrings, C., Aronson, J., ... & Pinto, I. S. (2010). Biodiversity, ecosystems and ecosystem services. TEEB Ecological and Economic Foundations. Earthscan, London, 41-111

Escobedo, F.J., Nowak, D.J., 2009. Spatial heterogeneity and air pollution removal by an urban forest. *Landsc. Urban Plan.* 90, 102–110.

European Environmental Agency (EEA) (2014). Costs of air pollution from European industrial facilities 2008–2012 — an updated assessment. EEA Technical report No 20/2014.

European Environmental Agency (EEA) (2015). Air quality in Europe — 2015 report. EEA Report No 5/2015.

Federici S, Vitullo M, Tulipano S, De Lauretis R, Seufert G, 2008. An approach to estimate carbon stocks change in forest carbon pools under the UNFCCC: the Italian case. *iForest* 1: 86-95. URL: <http://www.sisef.it/iforest/show.php?id=457>

Felipo Meireles de Brito, Simone Georges El Khouri Miraglia & Décio Semensatto (2018): Ecosystem services of the Guarapiranga Reservoir watershed (São Paulo, Brazil): value of water supply and implications for management strategies, *International Journal of Urban Sustainable Development* To link to this article: <https://doi.org/10.1080/19463138.2018.1442336>

Fioravanti G, Toreti A, Frascchetti P, Perconti W, Desiato F (2010) Gridded monthly temperatures over Italy. EMS Annual Meeting Abstracts, 7, EMS2010-306, ECAC Conference, Zurich, 13–17 Sept 2010

Gallai N., Salles J.-M., Settele J., Vaissière Bernard E. (2009). Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics* 68 (2009) 810-821.

Giorgi, F., Lionello, P. (2008). Climate change projections for the Mediterranean region. *Global Planet. Change* 63, 90–104.

Grizzetti, B., Bouraoui, F., Billen, G., van Grinsven, H., Cardoso, A.C., Thieu, V., Garnier, J., Curtis, C., Howarth, R., Jones, P., 2011. Nitrogen as a threat to European water quality. In: Sutton, M., Britton, C., Erismann, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Greenfeldt, P., van Grinsven, H., Grizzetti, B. (Eds.), *In The European Nitrogen Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge.

- Guo, Z., Xiao, X., Li, D., 2000. An assessment of ecosystem services: water flow regulation and hydroelectric power production. *Ecol. Appl.* 10 (3), 925–936.
- Hackbart VCS, Lima GTNP, Santos RF. 2017. Theory and practice of water ecosystem services valuation: where are we going?. *Ecosyst Serv.* 23:218–227
- Hopman, V., G.de Lange, . Vonhogen, P. Kruiver, F. van Leijen, R.Lanoshi ,(2013) Report on pilot service Rhine-Meuse Delta. Subcoast Deliverable D3.2.3.
- Hoyer and Chang, 2014 Assessment of freshwater ecosystem services in the Tualatin and Yamhill basins under climate change and urbanization. *Applied Geography* 53:402-416
- Hoyer, R., Chang, H., 2014. Assessment of freshwater ecosystem services in the Tualatin and Yamhill basins under climate change and urbanization. *Appl. Geogr.* 53, 402–416. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.06.023>.
- Hutrya, L., Yoon, B., Alberti, M. (2011). "Terrestrial carbon stocks across a gradient of urbanization: a study of the Seattle". *WA region. Global Change Biology* 17 (2), 783–797.
- Interagency Working Group on Social Cost of Greenhouse Gases, United States Government, 2016. Technical Update of the Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis Under Executive Order 12866 (May 2013, Revised August 2016)
- ISPRA (2014). "Italian Greenhouse Gas Inventory 1990-2012. National Inventory Report 2014". ISPRA, Rapporti 198/14.
- ISPRA, 2013. "Linee guida per la valutazione del dissesto idrogeologico e la sua mitigazione attraverso misure e interventi in campo agricolo e forestale".
- ISPRA, 2015. *Annuario dei dati ambientali*, edizione 2015.
- ISPRA, 2015a. *Il consumo di suolo in Italia*. ISPRA, Roma
- ISPRA, 2016. *Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici - Edizione 2016*, Rapporto 248/2016.
- ISPRA, 2017a. *Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici. Edizione 2017*. Rapporto 266/2017. RICORDARSI DI VERIFICARE NEL TESTO
- ISPRA, 2017b. *Italian Greenhouse Gas Inventory 1990-2015. National Inventory Report 2017*. Rapporto 261/2017.
- ISPRA, 2018 *Italian Greenhouse Gas Inventory 1990-2016. National Inventory Report 2018* Rapporti 283 / 2018
- ISTAT, 2005. *Statistiche dell'agricoltura. Anno 2000. Annuario*, n. 48-2005.
- ISTAT, 2017. *GIORNATA MONDIALE DELL'ACQUA Le statistiche dell'Istat*. <http://www4.istat.it/it/archivio/198245>
- IUCN (2015). "IUCN report. Nearly one in 10 wild bee species face extinction in Europe while the status of more than half remains unknown". <http://www.iucn.org/?19073/Nearly-one-in-ten-wild-bee-species-face-extinction-in-Europe-while-the-status-of-more-than-half-remains-unknown---IUCN-report>
- Jerath, M., Bhat, M., Rivera-Monroy, V. H., Castañeda-Moya, E., Simard, M., & Twilley, R. R. (2016). The role of economic, policy, and ecological factors in estimating the value of carbon stocks in Everglades mangrove forests, South Florida, USA. *Environmental Science & Policy*, 66, 160-169.
- Jones, A., Panagos, P., Barcelo, S., Bouraoui, F., Bosco, C., Dewitte, O., Gardi, C., Erhard, M., Hervás,J., Hiederer, R., Jeffery, S., Lükewille, A., Marmo, L., Montanarella, L., Olazábal, C., Petersen, J.-E., Penizek, V., Strassburger, T., Tóth, G., Van Den Eeckhaut, M., Van Liedekerke, M., Verheijen, F.,Viestova, E. & Yigini, Y. 2011. *The State of Soil in Europe*. Luxembourg, Publications Office of the European Union.
- Jónsson, J.Ö.G., Davíðsdóttir, B. 2016. Classification and valuation of soil ecosystem services . *Agricultural Systems* 145 (2016) 24–38
- Keesstra, S.D., Geissen, V., Mosse, K., Piirinen, S., Scudiero, E., Leistra, M., van Schaik, L., 2012. Soil as a filter for groundwater quality. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 4 (5),507–516.
- Klein et al. (2007), in Elmqvist T., Maltby E., Barker T., Mortimer M., Perrings C., 2010. Biodiversity, ecosystem and ecosystem services. *TEEB*.
- Kuhnert, P.M., Martin, T.G., Griffiths, S.P., 2010. A guide to eliciting and using expert knowledge in Bayesian ecological models. *Ecology Letters* 13, pp. 900-914.
- L. Braat L., ten Brink P., 2008. *The Cost of Policy Inaction The case of not meeting the 2010 biodiversity target* Alterra-rapport 1718 Alterra, Wageningen, 2008
- L. Isacs, G. Finnveden, L. Dahllöf, C. Håkansson, L. Petersson, B. Steen, L. Swanström, A. Wikström, 2016. Choosing a monetary value of greenhouse gases in assessment tools *J. Clean. Prod.*, 127 (2016), pp. 27-48 <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.163>
- La Notte, A., Maes, J., Valecillo, S., Capacity as "virtual stock" in ecosystem services accounting. Under review
- La Notte, A., D'Amato, D., Mäkinen, H., Paracchini, M. L., Liqueste, C., Egoh, B., ... & Crossman, N. D. (2017). Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. *Ecological indicators*, 74, 392-402.
- La Notte, A., Liqueste, C., Grizzetti, B., Maes, J., Egoh, B.N., Paracchini, M.L., 2015. An ecological-economic approach to the valuation of ecosystem services to support biodiversity policy. A case study for nitrogen retention by Mediterranean rivers and lakes. *Ecol. Indic.* 48, 292–302. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.006>.
- La Notte, A., Maes, J., Grizzetti, B., Bouraoui, F., Zulian, G., 2012a. Spatially explicit monetary valuation of water purification services in the Mediterranean biogeographical region. *Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag.* 8, 26–34.4
- Larondelle, N., Haase, D., Kabisch, N., 2014. Mapping the diversity of regulating ecosystem services in European cities. *Glob. Environ. Chang.* 26, 119–129.
- Leonhardt S. D., Gallai N., Garibaldi L. A., Kuhlmann M., Klein A.-M. (2013). Economic gain, stability of pollination and bee diversity decrease from southern to northern Europe. *Basic and Applied Ecology* 14 (2013) 461-471.
- Lina Isacs, Göran Finnveden, Lisbeth Dahllöf, Cecilia Håkansson, Linnea Petersson, Bengt Steen, Lennart Swanström, Anna Wikström,
- Lupia, F. (2013). "MARSALA - A Model-based irrigation water consumption estimation at farm level". INEA, 2013.

Maes J, Fabrega N, Zulian G, Barbosa A, Vizcaino P, Ivits E, Polce Ch, Vandecasteele I, Marí Rivero I, Guerra C, Perpiña C, Vallecillo S, Baranzelli C, Barranco R, Batista e Silva F, Jacobs-Crisoni C, Trombetti M, Lavalle C. 2015. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Trends in ecosystems and ecosystem services in the European Union between 2000 and 2010. JRC Science and Policy Report. ISBN: 978-92-79-46206-1. DOI: 10.2788/341839

Manes, F., Incerti, G., Salvatori, E., Vitale, M., Ricotta, C., & Costanza, R. (2012). Urban ecosystem services: tree diversity and stability of tropospheric ozone removal. *Ecological Applications*, 22(1), 349-360.

Manes, F., Marando, F., Capotorti, G., Blasi, C., Salvatori, E., Fusaro, L., Ciancarella, L., Mircea, M., Marchetti, M., Chiici, G., Munafò, M. (2016). Regulating Ecosystem Services of forests in ten Italian Metropolitan Cities: Air quality improvement by PM10 and O3 removal. *Ecological Indicators*, 67, 425-440.

Manna et al. 2017. Soil Sealing: Quantifying Impacts on Soil Functions by a Geospatial Decision Support System. *Land Degrad. Develop.* (2017) DOI: 10.1002/ldr.2802

Martin-Ortega J. Ferrier R.C. Gordon I.J. Khan S. (eds) 2015. Water Ecosystem services. International hydrology series, Cambridge University Press Millennium Ecosystem Assessment (2005). Ecosystems and human well-being: synthesis. World Resources Institute. Washington, D.C. (USA).

McCormack, D. E., Young K. K. and Kimberlin L. W. -1982. Current criteria for determining soil loss tolerance. in Schmidt, B. L., R. A. Allmaras, J. V. Mannering, and R. I. Papendick, editors, *Determinants of Soil Loss Tolerance*, ASA Special Publication No. 45, Am. Soc. Agr., Madison, WI 53711.

Miranowski, J.A., Hammes, B.D., 1984. Implicit Prices of Soil Characteristics for Farmland in Iowa. *Am J Agr Econ* 66, 745-749

Mircea, M., Ciancarella, L., Briganti, G., Calori, G., Cappelletti, A., Cionni, I., et al., 2014. Assessment of the AMS-MINNI system capabilities to predict air quality over Italy for the calendar year 2005. *Atmos. Environ.* 84, 178-188.

Mokondoko, P, Manson, R, Ricketts, T, & Geissert, D 2018, 'Spatial analysis of ecosystem service relationships to improve targeting of payments for hydrological services', *Plos ONE*, 13, 2, pp. 1-27, Academic Search Index, EBSCOhost, viewed 7 June 2018

Morabito M, Crisci A, Messeri A, Orlandini S, Raschi A, Maracchi G, Munafò M. (2016). The impact of built-up surfaces on land surface temperatures in Italian urban areas. *Sci Total Environ.* 2016 Feb 12;551-552.

Morri, E.; Pruscini, F.; Scolozzi, R.; Santolini, R. 2014. A Forest Ecosystem Services evaluation at the river basin scale: supply and demand between coastal areas and upstream lands (Italy) *Ecological Indicators* 37: 210-219.

Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, D., Chan, K.M., Daily, G.C., Goldstein, J., Kareiva, P.M., 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Front. Ecol. Environ.* 7 (1), 4-11.

Ninan, K. N., & Inoue, M. (2013). Valuing forest ecosystem services: Case study of a forest reserve in Japan. *Ecosystem Services*, 5, 78-87.

Noe, R. R., Nachman, E. R., Heavenrich, H. R., Keeler, B. L., Hernández, D. L., & Hill, J. D. (2016). Assessing uncertainty in the profitability of prairie biomass production with ecosystem service compensation. *Ecosystem Services*, 21, 103-108.

Nogué S., Long P.R., Eycott A.E., de Nascimento L., Fernández-Palacios J.M., Petrokofsky G., Vandvik V., Willis K.J. (2016). "Pollination service delivery for European crops: Challenges and opportunities". *Ecol. Econ.* (128).

Office of Information and Regulatory Affairs, 2013. Technical update of the social cost of carbon for regulatory impact analysis. <https://www.whitehouse.gov/sites/default/files/omb/inforeg/scc-tds-final-july-2015.pdf>

Palomo, I., Martín-López, B., Potschin, M., Haines-Young, R. & Montes, C. (2013). National Parks, buffer zones and surrounding lands: Mapping ecosystem service flows. *Ecosystem Services*, vol 4, pp. 104-116

Panagos P., Ballabio C., Borrelli P., Meusburger K., Klik A., Rousseva S., Tadic M.P., Michaelides S., Hrabalíková M., Olsen P., Aalto J., Lakatos M., Rymaszewicz A., Dumitrescu A., Beguería S., Alewell C., 2015a. Rainfall erosivity in Europe. *Sci Total Environ.* 511 (2015), pp. 801-814. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.01.008.

Panagos P., Borrelli P., Meusburger C., Alewell C., Lugato E., Montanarella L., 2015c. Estimating the soil erosion cover-management factor at European scale. *Land Use policy journal.* 48C, 38-50

Panagos P., Borrelli P., Meusburger K., van der Zanden E.H., Poesen J., Alewell C., 2015b. Modelling the effect of support practices (P-factor) on the reduction of soil erosion by water at European Scale. *Environmental Science & Policy*, 51: 23-34.

Panagos P., Meusburger K., Ballabio C., Borrelli P., Alewell C., 2014. Soil erodibility in Europe: A high-resolution dataset based on LUCAS. *Science of Total Environment*, 479-480 (2014) pp. 189-200

Pickett, S.T.A., M.L. Cadenasso, J.M. Grove, C.G. Boone, P.M. Groffman, E. Irwin, S.S. Kaushal, V. Marshall, B.P. McGrath, , C.H. Nilon, R.V. Pouyat, K. Szlavecz, A. Troy, P. Warren. 2011. Urban Ecological Systems: Scientific Foundations and a Decade of Progress. *Journal of Environmental Management* 92 (3): 331-62. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.08.022>

Pimentel, D., Wilson, C., McCullum, C., Huang, R., Dwen, P., Flack, J., Tran, Q., Saltman, T., Cliff, B., 1997. Economic and environmental benefits of biodiversity. *Bioscience* 47, 747-757

Polasky, S., Nelson, E., Pennington, D. et al. *Environ Resource Econ* (2011) 48: 219. <https://doi.org/10.1007/s10640-010-9407-0>

Reddy, S.M.W., McDonald, R.I., Maas, S., Rogers, A., Girvetz, A., North, E.H., Molnar, J., Finley, J., Leathers, T., L. DiMuro, G., J, 2015. Finding solutions to water scarcity: incorporating ecosystem service values into business planning at The Dow Chemical Company's Freeport, TX facility. *Ecosyst. Serv.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.12.001>

Reisner D. E, Pradeep T. edited by (2014) *Aquananotechnology: Global Prospects*, CRC Press

Rodríguez M.I., Cuevas M.M., Martínez G., Moreno B. (2014). "Planning criteria for water sensitive urban design". *WIT Transaction on Ecology and the Environment* 191:1579-1591.

Rodríguez-Entrena, M., Barreiro-Hurlé, J., Gómez-Limón, J. A., Espinosa-Goded, M., & Castro-Rodríguez, J. (2012). Evaluating the demand for carbon sequestration in olive grove soils as a strategy toward mitigating climate change. *Journal of environmental management*, 112, 368-376.

- Romano B., Zullo F., 2014. Land urbanization in Central Italy: 50 years of evolution. *Journal of Land Use Science*, 9:2, 143-164. doi: 10.1080/1747423X.2012.754963
- Rondinini, C., Di Marco, M., Chiozza, F., Santulli, G., Baisero, D., Visconti, P., ... & Amori, G. (2011). Global habitat suitability models of terrestrial mammals. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1578), 2633-2641.
- Sallustio L., Quatrini V., Geneletti D., Corona P., Marchetti M. (2015). Assessing land take by urban development and its impact on carbon storage: Findings from two case studies in Italy. *Environmental Impact Assessment Review*.
- Sallustio L., Vizzarri M., Marchetti M., 2013. Trasformazioni territoriali recenti ed effetti sugli ecosistemi e sul paesaggio italiano. *TERRITORI* (18).
- Seto K.C., Güneralp B., Hutyra L.R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109 (40): 16083- 16088
- Sallustio, L., De Toni, A., Strollo, A., Di Febbraro, M., Gissi, E., Casella, L., Geneletti, D., Munafò, M., Vizzarri, M., Marchetti, M., 2017. Assessing habitat quality in relation to the spatial distribution of protected areas in Italy. *Journal of Environmental Management* 201 (2017), pp. 129-137.
- San, C.C., Rapera, C.L., 2010. The On-site Cost of Soil Erosion by the Replacement Cost Methods in Inle Lake Watershed, Nyaung Shwe Township, Myanmar. *J Environ Sci Manag* 13, 67-81.
- Sánchez-Canales, M., Benito, A. L., Passuello, A., Terrado, M., Ziv, G., Acuña, V., ... & Elorza, F. J. , 2012. Sensitivity analysis of ecosystem service valuation in a Mediterranean watershed. *Science of the Total Environment*, 440, 140-153.
- Sandhu, H.S., Wratten, S.D., Cullen, R., Case, B., 2008. The future of farming: The value of ecosystem services in conventional and organic arable land. An experimental approach. *Ecological Economics* 64, 835-848
- Santolini R., Morri E. (2017a). Criteri ecologici per l'introduzione di sistemi di valutazione e remunerazione dei Servizi Ecosistemici (SE) nella progettazione e pianificazione. In: *La dimensione europea del consumo di suolo e le politiche nazionali*, CRCS Rapporto 2017, pp149-154, INU ed., Roma
- Schirpke, U., Scolozzi, R., De Marco, C. (2014) Modello dimostrativo di valutazione qualitativa e quantitativa dei servizi ecosistemici nei siti pilota. Metodi di valutazione. Report del progetto Making Good Natura (LIFE+11 ENV/IT/000168), EURAC research, Bolzano, p. 73.
- Schirpke, U., Scolozzi, R., De Marco, C. (2015). Applicazione del modello dimostrativo di valutazione qualitativa e quantitativa dei servizi ecosistemici nei siti pilota. Parte 1: Quantificazione dei servizi ecosistemici. Report del progetto Making Good Natura (LIFE+11 ENV/IT/000168), EURAC research, Bolzano, p. 105.
- Seto K.C., Güneralp B., Hutyra L.R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109 (40): 16083- 16088.
- Sharp, R., Tallis, H.T., Ricketts, T., Guerry, A.D., Wood, S.A., Chaplin-Kramer, R., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S., Olwero, N., Vigerstol, K., Pennington, D., Mendoza, G., Aukema, J., Foster, J., Forrest, J., Cameron, D., Arkema, K., Lonsdorf, E., Kennedy, C., Verutes, G., Kim, C.K., Guannel, G., Papenfus, M., Toft, J., Marsik, M., Bernhardt, J., Griffin, R., Glowinski, K., Chaumont, N., Perelman, A., Lacayo, M. Mandle, L., Hamel, P., Vogl, A.L., Rogers, L., Bierbower, W., Denu, D., and Douglass, J., 2016. InVEST 3.3.0 User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund.
- Stern, N. (ed) (2006). *The Economics of Climate Change: The Stern Review*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Storti, D., Brotto, L., Pettenella, D., Chiriaco, M.V., Maluccio, S., Maso, D., Corradini, G., Portaccio, A., Perugini, L., Romano, R. (2015). *Stato del Mercato Forestale del Carbonio in Italia 2015*. Nucleo Monitoraggio del Carbonio, CREA, Rome.
- Tallis, H.T., Ricketts, T., Guerry, A.D., Wood, S.A., Sharp, R., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S., Olwero, N., Vigerstol, K., Pennington, D., Mendoza, G., Aukema, J., Foster, J., Forrest, J., Cameron, D., Arkema, K., Lonsdorf, E., Kennedy, C., Verutes, G., Kim, C.K., Guannel, G., Papenfus, M., Toft, J., Marsik, M., Bernhardt, J., and Griffin, R., Glowinski, K., Chaumont, N., Perelman, A., Lacayo, M. Mandle, L., Griffin, R., Hamel, P., Chaplin-Kramer, R., 2013. InVEST 3.0.0 User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford.
- Terrado, M., Sabater, S., Chaplin-Kramer, B., Mandle, L., Ziv, G., Acuña, V., 2016. Model development for the assessment of terrestrial and aquatic habitat quality in conservation planning. *Science of the Total Environment* 540, pp. 63-70
- Terribile F, Agrillo A, Bonfante A, Buscemi G, Colandrea M, D'Antonio A, De Mascellis R, De Michele C, Langella G, Manna P, Marotta L, Mileti FA, Minieri L, Orefice N, Valentini S, Vingiani S, Basile A. 2015. A Web-based spatial decision supporting system for land management and soil conservation. *Solid Earth* 6: 903–928. <https://doi.org/10.5194/se-6-903-2015>.
- Tol R.S.J. (2005). The marginal damage costs of carbon dioxide emissions: an assessment of the uncertainties. *Energy Policy* 33:2064–74.
- Toth G, Jones A, Montanarella L (eds) (2013) LUCAS topsoil survey. Methodology, data, results. JRC Technical Reports. Luxembourg. Publications office of the European Union, EUR 26102—scientific, technical research series—ISSN 1831-9424 (online); ISBN 978-92-7932542-7; doi:10.2788/97922
- Unione Europea (2013). "Scheda informativa. I benefici economici di Natura 2000". <http://ec.europa.eu/environment/nature/info/pubs/docs/factsheets/economic/it.pdf>
- van den Bergh, J., Botzen, W., 2015. Monetary valuation of the social cost of CO2 emissions: A critical survey. *Ecological Economics*, 2015, vol. 114, issue C, 33-46
- van den Bijgaart, I, Gerlagh, R, Korsten, L, & Liski, M 2013, 'A Simple Formula for the Social Cost of Carbon', BASE, EBSCOhost, viewed 30 May 2018.
- Van der Meulen S., Maring, L., 2018 Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services Soil ecosystems SOILS4EU/DGENV
- Van Houtven, G., Mansfield, C., Phaneuf, D.J., von Haefen, R., Milstead, B., Kenney, M.A., Reckhow, K.H., 2014. Combining expert elicitation and stated preference methods to value ecosystem services from improved lake water quality. *Ecol. Econ.* 99, 40–52. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.12.018>.
- Van Hulle S.W.H., Vandeweyer H.J.P., Meesschaert B.D., Vanrolleghem P.A., Dejans P., Dumoulin A. (2010) Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams. *Chem .Eng J.* 8/1;162(1):1-20.

- Vitullo M., De Laurentis R., Federici S. (2007). "La contabilità del carbonio contenuto nelle foreste italiane". *Silvae*, 9(3), 91–104.
- Vitullo, M., De Laurentis, R., Federici, S., 2008. La contabilità del carbonio contenuto nelle foreste italiane. *Silvae*, anno III – n. 9.
- Watanabe, M.D.B., Ortega, E., 2011. Ecosystem services and biogeochemical cycles on a global scale: valuation of water, carbon and nitrogen processes. *Environ. Sci. Policy* 14, 594–604. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2011.05.013>
- Wenz, L., Levermann, A., Auffhammer, M. European electricity demand under future warming- *Proceedings of the National Academy of Sciences* Aug 2017, 201704339; DOI: 10.1073/pnas.1704339114
- Winfrey, R., Dushoff, J., Crone, E.E., Schultz, C.B., Budny, R.V., Williams, N.M., Kremen, C., 2005. Testing simple indices of habitat proximity. *American Naturalist* 165, pp. 707-717.
- Xiao Y., Li X., Cao Y., Dong M. (2016). "The diverse effects of habitat fragmentation on plant-pollinator interaction". *Plant Ecology* pp. 1-12.
- Xu X., Yang G., Tan Y., Zhuang Q., Li H., Wan R., Su W., Zhang J. (2016). "Ecological risk assessment of ecosystem services in the Taihu Lake Basin of China from 1985 to 2020". *Science of the Total Environment* (554-555): 7-6.
- Zhang, W., Ricketts, T.H., Kremen, C., Carney, K., Swinton, S.M., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecol. Econ.* 64, 253–260.