

Consumo di suolo e diminuzione del potenziale di cattura di CO₂ della copertura arborea: il caso studio della città di Roma

La trasformazione della copertura del suolo da naturale ad artificiale, dovuta a dinamiche di urbanizzazione, ha un considerevole impatto negativo sull'ambiente e sulla salute umana. Le politiche europee dedicano sempre maggiore attenzione alla riduzione del consumo di suolo e al ruolo delle Green Infrastructure (GI) come strumento per compensarne e mitigarne gli effetti negativi. La copertura arborea urbana, come elemento costitutivo delle GI, fornisce diversi servizi ecosistemici (SE), tra i quali la cattura di CO₂ è nodale. Pertanto, la diminuzione di copertura arborea a causa del consumo di suolo incide negativamente sulla fornitura di questo importante SE. Tuttavia, nonostante vi sia in letteratura una proliferazione di modelli per la stima dei SE, manca un indicatore quantitativo largamente condiviso a livello europeo che misuri l'effetto del fenomeno del consumo di suolo sui SE urbani. In questo articolo si propone un indicatore quantitativo dell'impatto consumo di suolo sul sequestro di CO₂ da parte degli alberi urbani. Il caso studio adottato è il Comune di Roma. L'indice elaborato rappresenta un potenziale strumento informativo per i decisori politici, permettendo di prevedere l'impatto sulla diminuzione del SE di cattura di CO₂ per diversi scenari di sviluppo urbano. Si evidenzia la necessità che le politiche locali per la riduzione del consumo di suolo integrino la quantificazione dei SE nel processo di pianificazione urbana, invece che essere mono settoriali.

Soil Consumption and Decreasing CO₂ Capture Potential of Tree Cover: The Case Study of the City of Rome

The transformation of land cover from natural to artificial due to urbanization dynamics has a substantial and negative impact on the environment and on human health. European policies devote increasing attention to the reduction of land consumption and to the role of Green Infrastructure (GI) as a tool to offset and mitigate its negative effects. Urban tree cover, as a constituent element of GI, provides several ecosystem services (ES), among which CO₂ capture is nodal. Therefore, the decrease in tree cover due to land consumption negatively affects the provision of this important ES. However, although there is a proliferation of models for estimating ES in the literature, there is a lack of a widely agreed quantitative indicator at the European level that measures the effect of land consumption on urban ES. In this paper, a quantitative indicator of the impact of land consumption on CO₂ sequestration by urban trees is proposed. The case study adopted is the City of Rome. The developed index represents a potential information tool for policy makers, allowing them to predict the impact on the decrease of the ES of CO₂ sequestration for different urban development scenarios. It highlights the need for local policies for reducing land consumption to integrate ES quantification into the urban planning process, rather than being mono-sectoral.

El consumo de suelo y la disminución del potencial de captura de CO₂ de la cubierta arbórea: El caso de la ciudad de Roma

La transformación de la cubierta del suelo de natural a artificial, debido a la dinámica de la urbanización, tiene un considerable impacto negativo sobre el medio ambiente y la salud humana. Las políticas europeas prestan cada vez más atención a la reducción del consumo de suelo y a la función de la Infraestructura Verde (IG) como herramienta para compensar y mitigar sus efectos negativos. La cubierta arbórea urbana, como elementos constitutivos de la IG, ofrece varios servicios ecosistémicos (SE), entre los que la captura de CO₂ es clave. Por lo tanto, la disminución de la cobertura arbórea debida al consumo de tierras afecta negativamente a la provisión de este importante SE. Sin embargo, aunque en la literatura proliferan los modelos para estimar el SE, falta un indicador cuantitativo ampliamente aceptado a nivel europeo que mida el efecto del consumo de suelo en los SE urbanos. En este trabajo se propone un indicador cuantitativo del efecto del consumo de suelo sobre la captación de CO₂ por parte de los árboles urbanos. El caso de estudio adoptado es el de la ciudad de Roma. El índice elaborado representa una potencial herramienta informativa para los responsables políticos, que permite predecir el impacto en la disminución del SE de secuestro de CO₂ para diferentes escenarios de desarrollo urbano. Se destaca la necesidad de que las políticas locales de reducción del consumo de suelo integren la cuantificación de las SE en el proceso de planificación urbana, en lugar de ser monos sectoriales.

Parole chiave: consumo di suolo, servizi ecosistemici urbani, stoccaggio di carbonio

Keywords: soil consumption, urban ecosystem services, carbon storage

Palabras clave: consumo de suelo, servicios de los ecosistemas urbanos, almacenamiento de carbono



Nota: i paragrafi sono opera di Giulia Benati, con la supervisione e revisione di Federico Martellozzo.

1. Introduzione

Circa il 54% della popolazione mondiale risiede attualmente in aree urbane e la previsione è che questa percentuale cresca fino al 66% entro il 2050 (United Nations, 2018). L'aumento di popolazione urbana ha provocato un'ingente trasformazione della copertura del suolo da naturale ad artificiale, impermeabilizzandolo: fenomeno noto come consumo di suolo (Marando, Salvatori e altri, 2020). Fenomeno che nel nostro Paese non accenna ad arrestarsi nonostante una dinamica demografica recessiva (Munafò, 2020). Infatti, negli ultimi decenni in Italia il suolo consumato è aumentato addirittura con un tasso di crescita molto maggiore rispetto a quello demografico (*ibidem*).

Diversi studi mostrano come il cambio di copertura del suolo da naturale ad artificiale sia una delle principali cause del deterioramento del valore dei servizi ecosistemici (SE) offerti dal verde urbano. I SE sono definiti come «le caratteristiche ecologiche, le funzioni, o i processi, che direttamente o indirettamente contribuiscono al benessere umano» (Costanza e altri, 2017), i quali nella più recente classificazione CICES (Haines-Young e Potschin, 2018) si dividono in SE di fornitura (ovvero prodotti materiali, come legname o frutta), di regolazione (regolazione di processi e cicli ambientali, come regolazione della temperatura o cattura e sequestro di inquinanti dell'aria) e culturali (i benefici non materiali che le persone ottengono dalla natura, come l'apprezzamento estetico, l'attività ricreativa sportiva o l'arricchimento spirituale). L'impatto ambientale dei processi antropici viene rappresentato in città prevalentemente dalla classe servizi ecosistemici di regolazione, alla cui diminuzione consegue un abbassamento della qualità della vita (Corvalan, 2005; Tzoulas e altri, 2007; Kleinschroth e Kowarik, 2020). Pertanto, una delle principali sfide per le amministrazioni locali è quella di pianificare gli spazi urbani considerando la reale necessità di ulteriore consumo di suolo e garantendo allo stesso tempo adeguati *standards* di sostenibilità ambientale e vivibilità urbana mediante l'uso di strumenti di valutazione quantitativa dei SE e del-

la loro variazione in funzione del consumo di suolo (TEEB, 2010).

Il tema è centrale nell'Agenda Europea, che chiede agli stati membri di azzerare il consumo di suolo netto entro il 2050 e di rallentarne la velocità per renderlo proporzionale al tasso di crescita demografica, al fine di assicurare una soddisfacente qualità della vita in città (UN General Assembly, 2015). Tra i *Sustainable Development Goals* dell'Agenda 2030 di particolare rilevanza è l'indicatore 11.3.1: «rapporto tra tasso di variazione del suolo consumato e il tasso di variazione della popolazione». In Italia questo indicatore assume valore negativo, evidenziando così l'aumento di consumo di suolo nonostante lo spopolamento nazionale (Munafò e altri, 2020). Al fine di valorizzare gli spazi verdi urbani e tutelarli da dinamiche di artificializzazione, la UN ha introdotto diverse strategie, come la Green Infrastructure Strategy (2013) (Haase e altri, 2017) che si basa sui concetti di quantità, distribuzione e qualità delle aree verdi e sul ruolo dei SE offerti. In questo ambito, la vegetazione arborea come elemento costitutivo delle Green Urban Infrastructures assicura diversi SE (purificazione dell'aria, regolazione della temperatura, valore estetico eccetera) (Zimmerman Teixeira e altri, 2019), tra i quali quello di cattura e sequestro di carbonio riveste particolare rilevanza ambientale, incidendo positivamente sulla qualità dell'aria in città (Barò e altri, 2014), mitigando gli effetti di inquinamento atmosferico e proteggendo la salute umana.

In questo lavoro abbiamo utilizzato una quantificazione del valore del SE di regolazione di sequestro di CO₂ fornito dalla biomassa arborea urbana e, in ambiente GIS, abbiamo elaborato una stima dell'impatto del consumo di suolo sulla variazione di questo servizio nel tempo, prendendo come caso studio l'area del Comune di Roma. Questo studio fornisce per la prima volta una valutazione quantitativa della relazione tra questi due fenomeni, tramite una stima del valore del SE perso in ogni municipio esclusivamente a causa del consumo di suolo. I risultati sono stati poi tradotti in termini monetari in base al prezzo delle

quote di carbonio nel sistema di scambio di quote di emissione dell'Unione Europea.

2. Metodi e materiali

2.1. Caso studio: Comune di Roma

La superficie del Comune di Roma corrisponde all'area *Urban Core* nella classificazione OECD¹, coerente e condivisa per tutte le città europee più densamente popolate. Con 2.779.973 abitanti e un'estensione di 1287,36 km², Roma è il comune più popoloso e più esteso d'Italia e il terzo dell'Unione Europea. Con il 36% di aree verdi pubbliche, è tra le città europee più ricche di parchi, ma anche quello in Italia in cui il consumo di suolo è cresciuto più velocemente (Munafò, 2016). Il fenomeno dell'*urban sprawl* ha contribuito infatti a rendere la sua espansione dispersa, aumentando così in un circolo vizioso anche il consumo di suolo dovuto alle infrastrutture e il carattere auto-centrico della città (Munafò e altri, 2010; Marando e altri, 2019).

Il territorio di Roma ha subito un processo di rapida edificazione a partire dagli anni Cinquanta, nel periodo del cosiddetto miracolo economico italiano. Dal 1951 al 1971 la popolazione

fu nettamente ridistribuita: milioni di cittadini migrarono dalla campagna alla città in cerca di un lavoro e oltre a un ripopolamento dei centri urbani si assistette anche a un aumento di densità abitativa nelle periferie. Insieme al *boom* economico si ebbe quello edilizio: i valori del terreno edificato aumentarono in maniera esponenziale. La mancanza di una legislazione urbanistica efficiente e appropriata, accompagnata dal mancato rispetto di norme esistenti, creò le condizioni per la diffusione di un'edificazione sregolata (Insoleira, 2011).

Tuttavia, nel periodo tra gli anni Cinquanta e Novanta, il consumo di suolo, seppur connotato dalle caratteristiche negative appena descritte, era da attribuire a una domanda abitativa dovuta proprio all'aumento di popolazione. Infatti, in quel periodo il rapporto tra aumento di consumo di suolo e aumento di densità di popolazione si attestava sui 957 m² per ogni nuovo abitante in Italia. Diversamente, a partire dagli anni Novanta, nonostante la crescita demografica abbia visto un andamento decrescente, l'impermeabilizzazione di aree naturali è continuata con un considerevole tasso crescente: a livello nazionale, ancora oggi, cresce più il consumo di suolo della popolazione (Crisci, Gemmiti e altri, 2014).

A Roma la dinamica di popolazione mostra un

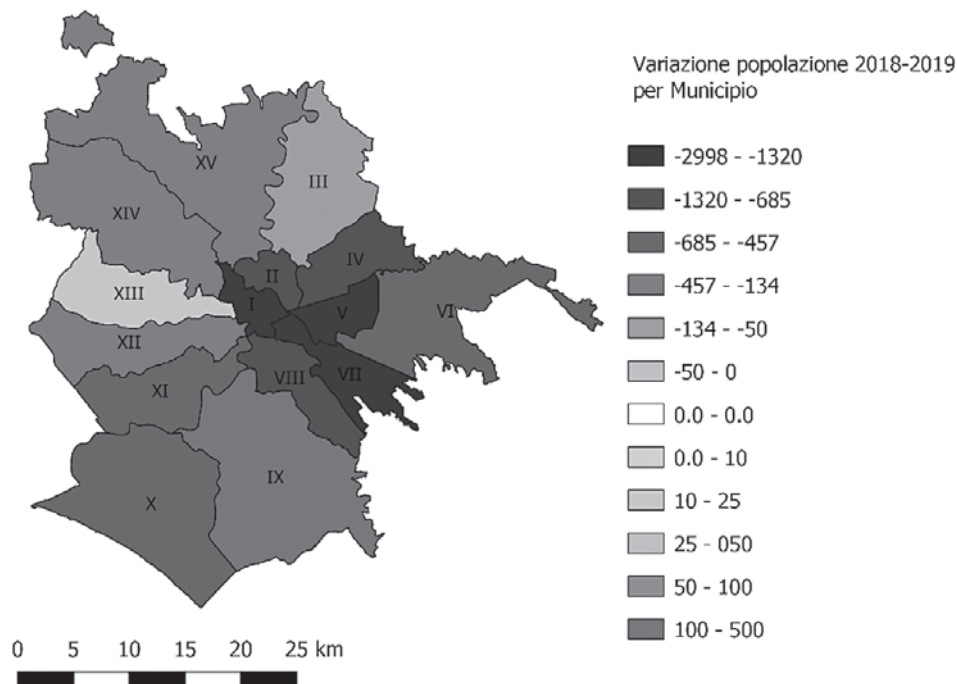


Fig. 1. Distribuzione della popolazione

Fonte: elaborazione degli autori su *open-data*/dati anagrafici del Comune di Roma



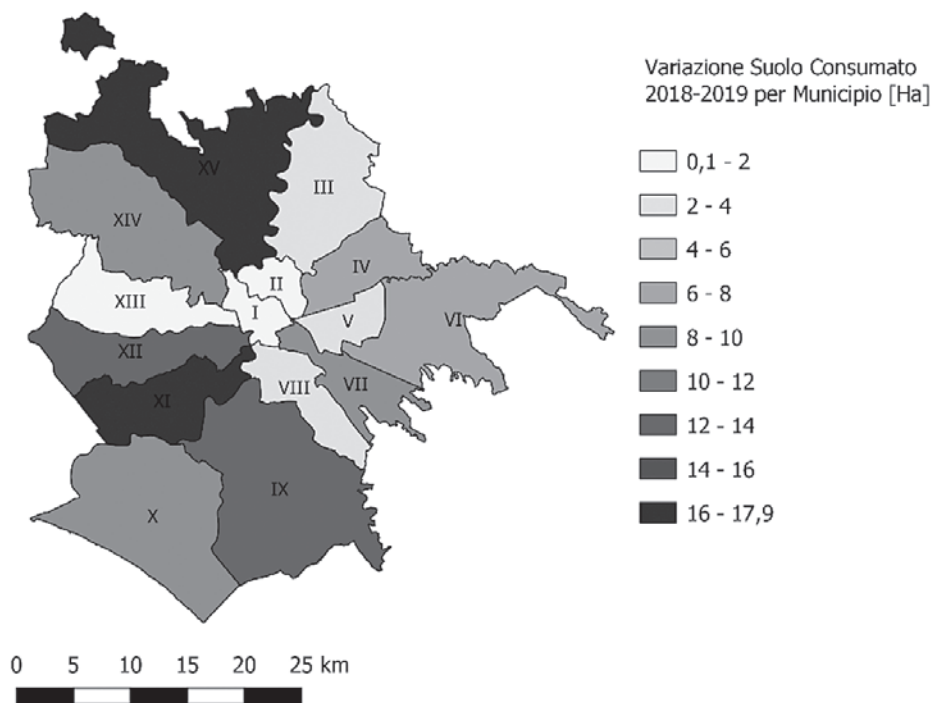


Fig. 2. Consumo di suolo

Fonte: elaborazione degli autori su dati ISPRA

leggero calo medio dello 0,6% tra il 2009 e il 2019, con notevoli differenze tra i vari municipi. Infatti, mentre in quelli più centrali lo spopolamento è sostanziale (nel I -16,3%, nel secondo -4,8%), in altri più periferici si è assistito a un ripopolamento (nel VI +8,6% e nel IX +5,1%) (Comune di Roma, 2019).

Tra il 2018 e il 2019, come si nota nella figura 1, l'area del centro è stata soggetta a uno spopolamento massiccio, mentre le zone più periferiche sono state interessate o da un lieve spopolamento o da un aumento di popolazione.

Nonostante ciò, nello stesso anno, il consumo di suolo è aumentato considerevolmente (fig. 2). L'aumento si registra soprattutto nei municipi situati ai margini della capitale. Paradossalmente, il suolo non è stato maggiormente consumato in quei municipi dove si è registrato un incremento di abitanti, ma il contrario. Il caso più evidente è il municipio XIII che, nonostante sia uno di quelli più soggetti a ripopolamento, rientra nell'insieme di quelli con il minore consumo di suolo nell'ultimo anno. Viceversa, il XV, nonostante il calo di popolazione, risulta essere, insieme all'XI, quello con il maggiore consumo di suolo.

Emerge, pertanto, che il fenomeno del consumo di suolo a Roma non è stato guidato da dinamiche di popolazione, ma da altri fattori. Come Bianchini e altri (2021) evidenziano, questo è il

caso non solo della città di Roma, ma in generale delle metropoli caratterizzate da «economia avanzate» (Matteucci e Morello, 2009), in cui le dinamiche di popolazione hanno influenzato il consumo di suolo in maniera più che proporzionale rispetto al passato, portando a uno squilibrio dove il consumo di suolo cresce molto più velocemente che la popolazione. Sembra quindi apparire che il consumo di suolo venga, nelle metropoli più ricche, guidato da fattori di tipo economico e non di reale necessità abitativa.

2.2. Dati e metodologia

L'obiettivo è quello di elaborare e testare, mediante il caso di studio sopra descritto, un *framework* operativo che sia implementabile e replicabile in differenti scenari, spaziali e temporali. A tal fine sono stati presi come dati di partenza diversi strati geografici informativi in formato *raster* e *shapefile* del progetto Europeo Copernicus di osservazione satellitare. In particolare, i dati utilizzati appartengono al servizio di Copernicus Land Monitoring che fornisce informazioni geografiche su copertura e uso suolo e sulle loro variazioni nel tempo. Una caratteristica fondamentale di questi dati è che sono disponibili con la stessa risoluzione su tutta Europa e a livello urbano prendono in considerazione i confini delle

Functional Urban Areas della classificazione OECD, realizzata per le città europee più popolate, conformandole tra loro sia a livello di caratteristiche dell'area studio sia a livello di precisione del dato.

Il risultato finale di questo articolo è la quantificazione della perdita del SE di ritenzione di CO₂ da parte degli alberi urbani a causa del consumo di suolo a Roma per ogni municipio, tra il 2012 e il 2018. La perdita di SE è stata espressa in termini monetari, utilizzando un'unità di misura facilmente comunicabile e che può trovare riscontro in paragone con altri fenomeni, come euro annui persi. A tale scopo si è quindi implementata la seguente metodologia.

Per prima cosa si è voluta dare una stima della quantità di anidride carbonica sequestrata da un singolo albero in media per ogni municipio, tenendo in considerazione la numerosità totale e la numerosità di ogni specie di albero. A tal fine si è utilizzato il censimento degli alberi di Roma Capitale. Tra tutte le specie arboree presenti sono state selezionate quelle più rilevanti per il sequestro di anidride carbonica, misurata in kg assorbiti/anno. Poiché il mercato internazionale della CO₂ stima un valore sul mercato per tonnellata sequestrata dall'atmosfera, è possibile calcolare un valore economico unitario per albero, che qui chiamiamo VEU, ovvero il valore in euro dei kg di CO₂ assorbiti all'anno per albero di ogni specie. Da questa stima e dal numero di alberi per ogni specie presenti nei diversi municipi è stato ricavato l'indice cercato: un Valore Economico Unitario Albero Medio, ovvero l'assorbimento annuale di un albero medio per ogni municipio.

$$VEU_{\text{Albero Medio, Municipio } j} = \frac{\sum_{i=1}^n (\text{alberi}_i \text{ VEU}_i)}{\text{alberi}_{\text{Municipio } j}}$$

Dove:

- alberi_i = numero alberi di specie i nel *Municipio* j ;
- VEU_i = Valore Economico Unitario di un albero della specie i ;
- n = totalità di specie di alberi considerata;
- $\text{alberi}_{\text{municipio } j}$ = numero di alberi totale del *Municipio* j -simo considerato.

Per poter valutare quindi il valore di questo SE per ogni municipio romano è stato necessario ricavare l'area coperta da alberi per tutti i municipi. A tal fine è stato utilizzato l'High Resolution Layer Tree Cover Density (TCD), del progetto europeo Copernicus, disponibile per diversi anni. È stato preso come riferimento l'anno 2012, e calcolato per ogni municipio il valore del SE in questione per quell'anno. Per fare ciò è stata applicata una statistica spaziale al *file raster* di partenza, il quale

fornisce per ogni *pixel* (dalla risoluzione spaziale di 20m) un valore tra 0 e 100 di superficie coperta da alberi: si è calcolata, quindi, per ogni municipio, la superficie media coperta da alberi per *pixel*. Successivamente questa è stata moltiplicata per il numero di *pixel* presenti per municipio. È stato quindi normalizzato questo valore rispetto all'area occupata da un singolo albero in media, dividendo quindi l'area trovata per l'area media di una chioma arborea urbana (elaborata su dati del Comune di Parma, 2016) e ottenendo il numero di alberi per municipio. Moltiplicando quest'ultimo dato per il VEU Albero Medio, abbiamo ottenuto il primo risultato desiderato: il valore in euro all'anno del servizio ecosistemico di ritenzione di CO₂ fornito dagli alberi per ogni municipio.

Si è quindi voluta stimare l'area coperta da alberi persa per via del consumo di suolo tra il 2012 e il 2018. Per ottenere questo risultato è stato sovrapposto al *layer* TCD, un altro *layer* del progetto Copernicus: Urban Atlas Change 2012-2018. Questo *layer* rappresenta il cambiamento di uso e copertura del suolo in ambito urbano avvenuto fra il 2012 ed il 2018.

All'interno di questo sono state selezionate ed estratte le classi in cui si è verificato un cambiamento di copertura del suolo da naturale ad artificiale. Sovrapponendo questa selezione al *layer* TCD si è trovata l'area coperta da alberi persa, tra il 2012 e il 2018, per ogni municipio, a causa del consumo di suolo. Moltiplicando quest'area per il Valore Economico Unitario Albero Medio trovato al punto precedente, si è ottenuta proprio la perdita del SE di ritenzione di CO₂ da parte degli alberi a Roma, per ogni municipio, a causa del consumo di suolo tra il 2012 e il 2018, misurata in euro annui.

È stato poi svolto lo stesso procedimento utilizzato per il periodo tra 2012 e il 2018 in ottica previsionale per l'anno 2025, confrontandolo sempre con lo stato della copertura arborea urbana del 2012. Sono stati utilizzati come dati di partenza le previsioni di espansione urbana in formato *raster* derivate da modello SLEUTH per l'aumento di consumo di suolo presenti in Martellozzo e altri (2019), al fine di elaborare una stima della perdita del SE in funzione di possibili cambiamenti di uso del suolo basati su proiezioni di ampliamento del costruito coerenti a una dinamica *business as usual*.

3. Risultati

Come ci si aspettava si può notare che, mentre nei municipi centrali e più densamente costruiti



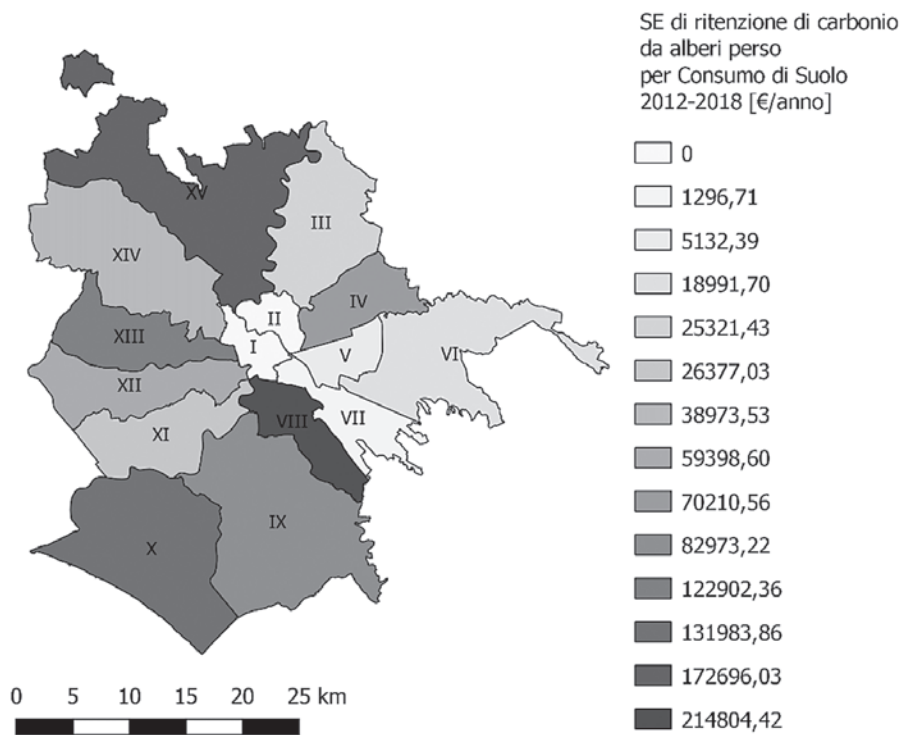


Fig. 3. Ritenzione carbonio/superficie

Fonte: Elaborazione degli autori su dati Copernicus Land Monitoring Service

la perdita del SE considerato per via del consumo di suolo è risibile o nulla (municipi I e II), questa perdita raggiunge livelli sensibili in municipi dove la trasformazione della copertura del suolo da naturale ad artificiale ha implicato una diminuzione della copertura arborea. Il municipio in cui il valore del SE perso è stata maggiore è l'VIII, ammontando a oltre 214 mila euro/anno.

Complessivamente su tutto il Comune Roma il risultato è di 971.061 euro/anno di perdita di SE di ritenzione di carbonio da parte degli alberi a causa del consumo di suolo. Occorre notare che il valore calcolato è relativo alla perdita annua ed è informativo rispetto al solo 2018 (non rispetto alla perdita effettiva tra il 2012 e il 2018, la quale quindi è significativamente maggiore). Sarebbe errato moltiplicare questo valore per la differenza tra i due anni in quanto presumerebbe un consumo di suolo istantaneo nel 2012 e che si mantiene uguale negli anni, mentre sarebbe necessario, per ottenere un risultato più preciso, considerare l'evoluzione temporale della relazione tra i due fenomeni anno per anno. Tuttavia, questo non è possibile per via della mancanza di dati satellitari e di copertura del suolo con una risoluzione temporale maggiore.

Per quanto riguarda la simulazione relativa ai dati previsionali sul consumo di suolo, questa ha

dato come risultato un'ulteriore ingente perdita del SE considerato. Tramite la metodologia illustrata per il 2018 applicata ai dati stimati per il 2025, mediante analisi di sovrapposizione spaziale in ambiente GIS, si è potuta stimare una perdita di SE di ritenzione di CO₂ dovuta al consumo di suolo pari a 4,2 milioni euro/anno, valore per niente trascurabile. Anche questo da considerarsi come effettuo annuale e quindi riduttivo rispetto alla dimensione del fenomeno nella sua dinamica temporale.

Il valore in euro annui di SE perso ci informa rispetto a due fatti: *i*) l'evidenza di un effetto del fenomeno del consumo di suolo sulla perdita del SE in questione; *ii*) la quantificazione di questo effetto. Una quantificazione di questo tipo, inoltre, rende spontanee alcune riflessioni riguardo la pianificazione locale e la ricezione degli indirizzi dell'Agenda Europea anche per quanto riguarda i programmi urbanistici. Al fine di raggiungere uno sviluppo comunitario ambientale sostenibile, infatti, non si può prescindere da un approccio olistico a scala urbana, che non prenda in considerazione esclusivamente il sistema ecologico e naturale, ma anche i principali fenomeni di artificializzazione ad esso connessi. La relazione tra i fenomeni considerati, infatti, mostra come la settorializzazione di specifici problemi, e la conse-

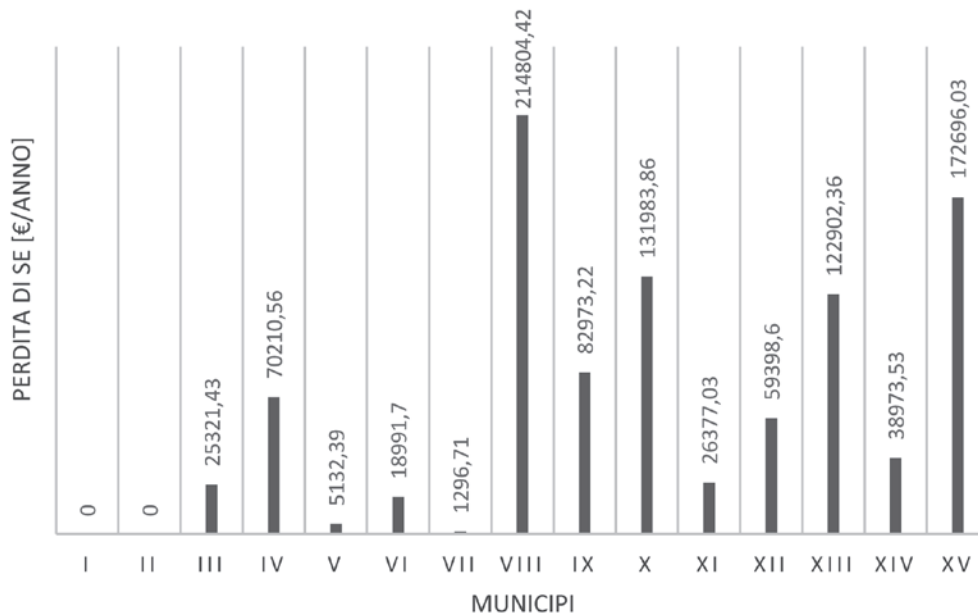


Fig. 4. Perdita SE per anno/municipio

Fonte: elaborazione degli autori

guente adozione di soluzioni anch'esse settoriali, rischia di perdere la potenzialità di un'azione politica congiunta. Potenzialità a cui è possibile avvicinarsi tramite la condivisione, a livello orizzontale e verticale, di indicatori condivisi, replicabili e di facile accesso, come quello proposto.

4. Osservazioni conclusive

L'analisi svolta ha mostrato che il consumo di suolo contribuisce in maniera rilevante alla perdita del Servizio Ecosistemico di sequestro e cattura di CO₂ da parte della massa arborea urbana e che, se non regolata opportunamente, questa perdita sarà probabilmente sempre maggiore nel futuro.

Questi risultati sottolineano la necessità di una pianificazione urbana integrata che recepisca gli indirizzi europei non in maniera mono settoriale, ma tramite un'azione sinergica sui fenomeni artificiali e ambientali che possono tra loro creare un circolo vizioso o virtuoso. Ad esempio, nell'ambito del mercato della CO₂, politiche adeguate hanno bisogno di considerare non solo le emissioni ma, parallelamente, anche i fenomeni che ne regolano la compensazione, come la diminuzione del consumo di suolo e l'aumento di specie arborea qualitativamente e quantitativamente adeguate. È emersa, infatti, l'importanza di trattare i fenomeni di tutela e potenziamento dei servizi ecosistemici urbani e i fenomeni di antropizzazione del territorio in maniera olistica e integrata, al fine

di raggiungere gli obiettivi di sviluppo sostenibile sfruttando le potenzialità di un'azione sinergica. A questo scopo, appare di estrema utilità l'utilizzo di indicatori, come quello proposto, condivisi sul territorio comunitario a livello urbano, al fine di: *i)* ottenere risultati confrontabili, e pertanto che permettano di adottare politiche di governance locali opportune tramite il confronto degli effetti di queste; *ii)* pianificare strategie comuni, ovvero, coerentemente con la filosofia e gli intenti degli indicatori dei SDGs dell'Agenda 2030, sviluppare un *set* di indicatori che non descriva solo i fenomeni in sé, ma anche la relazione tra essi.

Inoltre, se fino agli anni Settanta il consumo di suolo era giustificato da un aumento di popolazione e dalla conseguente richiesta abitativa, la tendenza degli ultimi anni rileva che le ragioni che spingono all'artificializzazione della copertura del suolo sono altre, si ipotizza quindi che le motivazioni siano di natura economica e ascriventi a logiche speculative del mercato immobiliare. Nella pianificazione urbana, pertanto, è fondamentale considerare questo fenomeno tramite opportuni interventi.

La Rosa (2019), nel valutare la presenza dei SE nella pianificazione urbana in Italia ha riscontrato che i SE e i modelli utilizzati per la loro stima non sono integrati nel processo di pianificazione territoriale e utilizzati come strumento di valutazione quantitativa dell'impatto antropico sull'ambiente; anche se la loro valutazione quantitativa esplicita sarebbe un efficace mezzo per l'individuazione di



scenari di sviluppo urbano che portino alla loro massimizzazione o alla minimizzazione dell'impatto dei processi antropici su di essi.

La direttiva europea sulla VAS (2001/42/CE) (Valutazione Ambientale Strategica), recepita in Italia con il testo unico in materia ambientale (dlgs 2006/152), rappresenta uno strumento dalle grandi potenzialità per integrare la valutazione dei SE nella pianificazione territoriale e colmare la mancanza di politiche adeguate (Geneletti, 2011; La Rosa, 2019), in quanto il suo obiettivo primario è proprio quello di valutare l'impatto che i piani e i programmi possono avere sull'ambiente. La VAS, inoltre, non è puramente descrittiva degli impatti ambientali, ma assume carattere strategico, intervenendo nelle diverse fasi dei piani e programmi (Lai, 2015). Tuttavia, la VAS non integra i SE nella valutazione ambientale, anche se ciò avrebbe senz'altro un impatto positivo sulla qualità dell'ambiente e sui servizi che questo offre alla popolazione, per via di diverse caratteristiche che essa presenta: *i*) impone la valutazione dell'adozione dei piani e programmi prima della loro attuazione in funzione dell'impatto ambientale, pertanto l'introduzione del *framework* valutativo dei SE potrebbe stimare l'impatto che gli interventi antropici che comportano un'impermeabilizzazione del suolo hanno su questi prima della loro fase esecutiva e modificarne quindi l'impatto tramite la stima di diversi scenari e opportune modifiche; *ii*) prevede cinque fasi, di cui particolare rilievo nella potenziale valutazione quantitativa dei SE assumono la numero tre «valutazione dei probabili effetti ambientali significativi», sottolineando che questi dovrebbero essere rappresentati tramite opportuni indicatori e la quattro «monitoraggio degli effetti ambientali del piano o del programma»; *iii*) l'ultima fase, l'unica che viene svolta parallelamente alle prime quattro che sono tra loro successive, prevede l'inclusione dei cittadini e dei diversi attori nel processo decisionale, lasciando quindi più spazio al carattere pubblico di piani e programmi e meno margine a logiche speculative e privatizzazione del bene pubblico; *iv*) Come sostengono Zoppi, Cannas e altri (2015), visti gli obiettivi della VAS, quando essa viene integrata opportunamente nel processo di pianificazione territoriale, impone una continua verifica che gli obiettivi di sviluppo economico o sociale non siano in contrasto con gli obiettivi di tutela e protezione ambientale, direziona il processo tutto. Se i SE vengono inseriti in un tale processo, questo non può che andare nella direzione dell'integrazione di una loro valutazione quantitativa a fronte di decisioni di stampo socio-economico.

Tuttavia, la VAS, come menzionato sopra, non include i concetti e i modelli sei SE nel processo di valutazione, affidandosi a indicatori di sostenibilità che nonostante si pongano il valido obiettivo valorizzazione degli ecosistemi, non condividono un *framework* teorico e metodologico unico, impedendo quindi confrontabilità nel tempo, nello spazio e rispetto ad altri fenomeni antropici come il consumo di suolo (Lai, 2015). Questi *gaps* mostrano molto chiaramente possibili interventi nelle politiche urbane per poter inserire la quantificazione dei SE e il loro rapporto con le dinamiche di impermeabilizzazione del suolo nei processi di pianificazione territoriale.

Riferimenti bibliografici

- Baró Francesc, Lydia Chaparro, Erik Gómez-Baggethun, Johannes Langemeyer, David Nowak e Jaume Terradas (2014), *Contribution of Ecosystem Services to Air Quality and Climate Change Mitigation Policies: The Case of Urban Forests in Barcelona, Spain*, in «AMBIO», 43, pp. 466-479.
- Bianchini Leonardo, Gianluca Egidi, Ahmed Alhuseen, Adele Sateriano, Sirio Cividino, Matteo Clemente, Vito Imbrenda (2021), *Toward a Dualistic Growth? Population Increase and Land-use Change in Rome, Italy*, in «Land», 10, 7, pp. 1-14.
- Comune di Parma (2016), *Regolamento comunale del verde pubblico e privato*, Allegato D.
- Comune di Roma, Dipartimento Trasformazione Digitale U.O. Statistica - Open Data (2019), *La popolazione di Roma. Struttura e dinamica demografica*.
- Congedo Luca e Silvia Macchi (2015), *The Demographic Dimension of Climate Change Vulnerability: Exploring the Relation between Population Growth and Urban Sprawl in Dar es Salaam*, in «Current Opinion in Environmental Sustainability», 13, pp. 1-10.
- Congedo Luca e Michele Munafò (2014), *Urban Sprawl as a Factor of Vulnerability to Climate Change: Monitoring Land Cover Change in Dar es Salaam*, in Silvia Macchi e Maurizio Tiepolo (a cura di), *Climate Change Vulnerability in Southern African Cities*, Springer, Cham.
- Corvalan Carlos, Simon Hales, Anthony McMichael e Colin Butler (2005), *An Ecosystems and Human Well-being: Health Synthesis: A Report of the Millennium Ecosystem Assessment*, Millennium Ecosystem Assessment.
- Costanza Robert, Rudolf de Groot, Leon Braat, Ida Kubiszewski, Lorenzo Fioramonti, Paul Sutton, Steve Farber e Monica Grasso (2017), *Twenty Years of Ecosystem Services: How Far Have we Come and How Far do we Still Need to Go?*, in «Ecosystem Services», 28, pp. 1-16.
- Crisci Massimiliano, Roberta Gemmiti, Enzo Proietti e Violante Alberto (2014), *Urban Sprawl e Shrinking Cities in Italia. Trasformazione urbana e redistribuzione della popolazione nelle aree metropolitane*, Roma, CNR-IRPPS.
- European Union (2020), *Urban Ecosystems - The Importance of Green Infrastructure and Nature-based Solutions for the Development of Sustainable Cities. A Policy Brief from the Policy Learning Platform on Environment and Resource Efficiency*; https://www.interregeurope.eu/sites/default/files/inline/Urban_ecosystems.pdf (ultimo accesso: 10.IX.2021).
- Geneletti Davide (2011), *Reasons and Options for Integrating Ecosystem Services in Strategic Environmental Assessment of Spa-*

- tial Planning*, in «International Journal of Biodiversity Science Ecosystem Services and Management», 7(3), pp.143-149.
- Grimm Nancy, Stanley Faeth, Nancy Golubiewski, Charles Redman, Jianguo Wu, Xuemei Bai e Jhon Biggs (2008), *Global Change and the Ecology of Cities*, New York, Science.
- Haal Christine e Cecil Konijnendijkvan den Bosch (2015), *Challenges and Strategies for Urban Green-space Planning in Cities Undergoing Densification: A Review*, in «Urban Forestry & Urban Greening», 14(4), pp. 760-771.
- Haase Dagmar, Nadia Kabisch e Annegret Haase (2013), *Endless Urban Growth? On the Mismatch of Population, Household and Urban Land Area Growth and Its Effects on the Urban Debate*, in «PLOS ONE», 8(6), pp. 1-8.
- Haase Dagmar, Sigrun Kabisch, Annegret Haase, Erik Andersson, Ellen Banzhaf, Francesc Baró, Miriam Brenck, Leonie K.Fischer, Niki Frantzeskaki, Nadja Kabisch, Kerstin Krelenberg, Peleg Kremer, Jakob Kronenberg, Neele Larondelle, Juliane Mathey, Stephan Pauleit, Irene Ring, Dieter Rink, Nina Schwarz e Manuel Wolff (2017), *Greening Cities - To Be Socially Inclusive? About the Alleged Paradox of Society and Ecology in Cities*, in «Habitat International», 64, pp. 41-48.
- Haase Dagmar, Annette Pierr, Ninas Schwarz e Ingo Zasada (2010), *A New Tool for Integrated and Interactive Sustainability Impact Assessment of Urban Land Use Changes: The PLUREL Iat*, in «Modelling for Environment's Sake: Proceedings of the 5th Biennial Conference of the International Environmental Modelling and Software Society», iEMSs, pp. 1265-1272.
- Haines-Young Roy e Marion Potschin (2018), *Revision of the Common International Classification for Ecosystem Services (CICES V5.1): A Policy Brief*, in «One Ecosystem», 3, pp. 1-6.
- Hasse John e Richard Lathrop (2003), *Land Resource Impact Indicators of Urban Sprawl*, in «Applied Geography», 23(2-3), pp. 159-175.
- Insolera Italo (2011), *Roma Moderna*, Torino, Einaudi, pp. XII-404.
- ISPRA (2008), *Il Suolo: la radice nella vita*, Roma, Pubblicazioni di Pregio, pp 58-66.
- ISPRA (2015), *Manuali e linee guida. Linee guida di forestazione urbana sostenibile per Roma Capitale*, Roma.
- Kleinschroth Fritz e Ingo Kowarik (2020), *COVID-19 Crisis Demonstrates the Urgent Need for Urban Greenspaces*, in «Frontiers in Ecology and the Environment», 18, pp. 318-319.
- La Rosa Daniele (2019), *Why Is the Inclusion of the Ecosystem Services Concept in Urban Planning so Limited? A Knowledge Implementation and Impact Analysis of the Italian Urban Plans*, in «Socio-Ecological Practice Research», 1, 2, pp. 83-91.
- Lai Sabrina (2015), *How Does Strategic Environmental Assessment Help Bridging Spatial Planning and Preservation of Ecosystem Services? Empirical Indings from Sardinia, Italy*, in «Ecosystem Services and Urban and Regional Planning», pp. 28-30
- Marando Federica, Elisabetta Salvatori, Alessandro Sebastiani, Lina Fusaro e Fausto Manes (2019), *Regulating Ecosystem Services and Green Infrastructure: Assessment of Urban Heat Island Effect Mitigation in the Municipality of Rome, Italy*, in «Ecological Modelling», 392, pp. 92-102.
- Martellozzo Federico, Federico Amato e Beniamino Murgante (2019), *Ipotesi evolutive dei cambiamenti di uso del suolo in ottica sostenibile. Fra criteri tecnico-morfologici e indicazioni soggettive da pianificazione partecipata*, in Franco Salvatori (a cura di), *L'apporto della Geografia tra rivoluzioni e riforme*, Atti del XXXII Congresso Geografico Italiano (Roma, 7-10 giugno 2017), AGEI, Roma, pp. 755-762.
- Matteucci Silvia D. e Jorge Morello (2009), *Environmental Consequences of Exurban Expansion in an Agricultural Area: The Case of the Argentinian Pampas Ecoregion*, in «Urban Ecosystems», 12, pp. 287-310.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005), *Ecosystems and Human Well-Being*, Washington, Island Press.
- Munafò Michele (a cura di) (2016), *Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici*, edizione 2016, report SNPA 248/2016.
- Munafò Michele (a cura di) (2019), *Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici*, edizione 2019, report SNPA 08/19.
- Munafò Michele (a cura di) (2020), *Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici*, edizione 2020, Report SNPA 15/20.
- Munafò Michele, Carlo Norero, Alberto Sabbi e Luca Salvati (2010), *Soil Sealing in the Growing City: A Survey in Rome, Italy*, in «Scottish Geographical Journal», 126, 3, pp. 153-161.
- Roy Haines-Young e Marion Potschin (2017), *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure* (www.cices.eu; ultimo accesso: 12 settembre 2021).
- United Nations General Assembly (2015), *Transforming our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development*; <https://sdgs.un.org/publications/transforming-our-world-2030-agenda-sustainable-development-17981> (ultimo accesso 12.IX.2021).
- TEEB (2010), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB*, in «The Economics of Ecosystems and Biodiversity»; <https://teebweb.org/wp-content/uploads/Study%20and%20Reports/Reports/Synthesis%20report/TEEB%20Synthesis%20Report%202010.pdf> (ultimo accesso: 10.IX.2021).
- Tzoulas Konstantinos, Kalevi Korpela, Stephen Venn, Vesa Yli-Pelkonen, Aleksandra Kazmierczak, Jari Niemela e Philip James (2007), *Promoting Ecosystem and Human Health in Urban Areas Using Green Infrastructure: A Literature Review*, in «Landscape and Urban Planning», 81, 3, pp. 167-178.
- Unione Europea, (2012), *Orientamenti in materia di buone pratiche per limitare, mitigare e compensare l'impermeabilizzazione del suolo*.
- United Nations (2018), *The World's Cities in 2018 Data Booklet*; https://www.un.org/en/events/citiesday/assets/pdf/the_worlds_cities_in_2018_data_booklet.pdf (ultimo accesso: 12.IX.2021).
- Zimmermann Teixeira Fernanda, Laura Bachi, Julie Blanco, Ilaine Zimmermann, Iara Welle e Sonia Carvalho-Ribeiro (2019), *Perceived Ecosystem Services (ES) and Ecosystem Disservices (EDS) from Trees: Insights from Three Case Studies in Brazil and France*, in «Landscape Ecology», 34, 7, pp.1583-1600.
- Zoppi Corrado, Ignazio Cannas e Sabrina Lai (2015), *Ecosystem Services and Urban and Regional Planning*, in «Ecosystem Services and Urban and Regional Planning», 263, 1, pp. 1-2.

Note

- ¹ <https://data.oecd.org/popregion/urban-population-by-city-size.htm> (ultimo accesso: 12.IX.2021).

