

Infrastrutture verdi urbane e offerta di servizi ecosistemici: uno studio sulla Functional Urban Area della Città di Cagliari

Federica Isola

Dipartimento di Ingegneria Civile,
Ambientale e Architettura,
Università degli Studi di Cagliari, Italia
federica.isola@unica.it
orcid.org/0000-0003-0482-0404

Sabrina Lai

Dipartimento di Ingegneria Civile,
Ambientale e Architettura,
Università degli Studi di Cagliari, Italia
sabrina.lai@unica.it
orcid.org/0000-0002-4317-8007

Urban Green Infrastructures and ecosystem service supply: a study on the Functional Urban Area in the City of Cagliari

Federica Leone

Dipartimento di Ingegneria Civile,
Ambientale e Architettura,
Università degli Studi di Cagliari, Italia
federicaleone@unica.it
orcid.org/0000-0003-1071-2768

Corrado Zoppi

Dipartimento di Ingegneria Civile,
Ambientale e Architettura,
Università degli Studi di Cagliari, Italia
zoppi@unica.it
orcid.org/0000-0003-4114-5380

Received: 15 June 2025 / Accepted: 08 October 2025 |

© 2026 Author(s).

This article is published with Creative Commons license CC BY-SA 4.0 Firenze University Press.

DOI: 10.36253/contest-16541

Keywords

urban green infrastructure
ecosystem services
urban ecological corridors
functional urban area

L'importanza delle reti ecologiche nella pianificazione dello spazio urbano

Diversi autori e documenti hanno contribuito a costruire e affinare il concetto di servizi ecosistemici (SE). La definizione più nota è stata fornita dal Millennium Ecosystem Assessment (2005), che li descrive come benefici forniti dagli ecosistemi agli esseri umani. Attualmente, il concetto ha subito significative evoluzioni: per esempio, La Notte et al. (2017), spostan-

Urban green infrastructure (UGI) is an interconnected system of natural and semi-natural spaces, such as green areas, open spaces, and water features, which are strategically planned to provide ecosystem services and address community needs. UGIs should be inclusive and enhance human well-being, supporting biodiversity and facilitating access to natural

resources. This study introduces a methodological framework for identifying UGIs, based on a taxonomic analysis of key ecosystem services (ES) essential to urban quality, including outdoor recreation, flood risk management, carbon capture and storage, habitat quality, and climate regulation. Furthermore, UGIs are modelled as complex networks composed of core areas, and urban ecological corridors. This approach is applied to the Functional Urban Area (FUA) of Cagliari in Italy. The findings indicate that areas with high levels of climate regulation, carbon storage and habitat quality are particularly well-suited for inclusion in UGI. While recreational potential is comparatively lower, it remains locally significant. On the other hand, flood mitigation zones demonstrate reduced connectivity due to urban impermeable surfaces.

do il focus sull'ecologia, definiscono i SE come flussi generati dagli ecosistemi che includono interazioni ecologiche e informazioni utili agli esseri umani, distinguendo tra funzioni, servizi e beni. Il concetto di SE è strettamente connesso a quello di infrastruttura verde (IV). L'IV, secondo la definizione della Commissione Europea, è una rete strategicamente pianificata di aree naturali e seminaturali progetta-

ta per fornire un'ampia gamma di servizi ecosistemici (SE) (EC, 2013). Include elementi sia terrestri che acquatici, e favorisce efficacemente la promozione della connettività ecologica, la conservazione della biodiversità e la riduzione della frammentazione degli ecosistemi, in particolare nell'ambito della Rete Natura 2000 e degli obiettivi definiti dall'articolo 10 della Direttiva Habitat (Liquete et al., 2015). La categoria concettuale di infrastruttura verde urbana (IVU) si pone come un importante punto di riferimento nella pianificazione territoriale. Le IVU consistono in reti interconnesse di spazi verdi e blu, come parchi, foreste urbane, tetti verdi e corsi d'acqua, che mirano a potenziare l'erogazione di SE in contesti densamente urbanizzati. Dal punto di vista urbanistico, l'IVU si riconosce quale sistema multifunzionale per la conservazione ed il miglioramento delle condizioni dello sviluppo sostenibile in relazione ai profili ecologico, sociale e spaziale (Sandström, 2002). L'integrazione delle IVU nella pianificazione urbana contribuisce al raggiungimento di obiettivi fondamentali quali incrementare la resilienza climatica, mitigare il calore urbano, migliorare la qualità dell'aria e dell'acqua, tutelare la salute pubblica e garantire una fruizione equa delle risorse naturali (Eggermont et al., 2015). Queste infrastrutture fungono da sistemi adattivi in grado di affrontare le sfide urbane attraverso soluzioni basate sulla natura, come la de-impermeabilizzazione dei suoli e il ripristino della

vegetazione, che reintegrano le funzioni ecologiche nei paesaggi urbanizzati (Tzoulas et al., 2007). La pianificazione, lo sviluppo e la gestione delle IVU richiedono un approccio di governance multidimensionale, ed è essenziale che esse siano integrate nei quadri normativi degli strumenti di pianificazione territoriale e urbana. Una governance efficace dipende anche dalla partecipazione attiva delle comunità locali, delle istituzioni pubbliche, dei privati cittadini e delle organizzazioni della società civile, affinché i processi partecipativi accrescano la legittimità e la sostenibilità degli interventi, sia nel breve, che nel medio e lungo periodo, allineando le strategie territoriali con i bisogni e le aspettative delle società locali (Zoppi, 2012; Walmsley, 2006). In questo senso, le IVU rappresentano un cambio di paradigma nella pianificazione urbana, in cui i sistemi ecologici siano considerati componenti fondamentali per il funzionamento e la qualità della vita nelle città. La loro implementazione come elemento centrale nella pianificazione territoriale riflette una visione olistica che integra sviluppo sostenibile, equità sociale e resilienza ecologica. Studi recenti evidenziano l'importanza di un approccio proattivo, inclusivo e sensibile al contesto, che rafforzi il ruolo delle IVU come infrastrutture per l'erogazione dei SE. Tuttavia, la letteratura scientifica, in particolare i contributi di Sandström (2002), Tzoulas et al. (2007) e Breuste (2021),

La Functional Urban Area (FUA) di Cagliari.

Fonte: Limiti amministrativi comunali - Geoportale della Regione Sardegna:
Fig.1

segnala l'assenza di una definizione teorica e operativa universalmente condivisa delle IVU, distinta dal concetto più ampio di IV. Per colmare questa lacuna, questo studio propone un quadro metodologico per identificare e classificare le IVU in termini di attuazione delle IV nei contesti urbani.

L'approccio si articola in tre fasi analitiche:

1. l'identificazione spaziale delle IVU tramite un'analisi tassonomica di SE fondamentali per la qualità urbana: attività ricreative all'aperto, gestione del rischio alluvionale, cattura e stoccaggio del carbonio, qualità degli habitat e mitigazione delle ondate di calore;
2. la modellazione delle IVU quali reti complesse costituite da nodi, identificati come le aree protette presenti nella Functional Urban Area (FUA), e da corridoi ecologici urbani (CEU), definiti in base a criteri di integrità ecologica e di naturalità;
3. l'analisi della correlazione funzionale tra CEU e fornitura di SE attraverso una sovrapposizione dei CEU con la tassonomia spaziale delle IVU.

La metodologia è applicata alla FUA di Cagliari, localizzata nella Regione Sardegna, e costituisce un modello replicabile in altri contesti urbani, nazionali ed internazionali. La sezione conclusiva riflette sul ruolo delle IVU nel quadro complessivo delle IV, e proponendo alcune direzioni per il futuro della ricerca.



Analisi delle relazioni spaziali tra funzionalità ecosistemica e connettività ecologica nella FUA di Cagliari

In questa sezione si propone una descrizione del territorio della FUA di Cagliari, utilizzato come caso di studio sperimentale. Successivamente, si descrive la metodologia adottata per la costruzione della tassonomia spaziale dell'IVU. In terzo luogo, si definiscono i CEU. L'ultima parte della sezione presenta un modello di regressione lineare multipla finalizzato all'identificazione delle relazioni tra i SE costituenti la tassonomia spaziale dell'IVU ed i CEU.

L'area di riferimento per l'applicazione della metodologia è, dunque, la FUA di Cagliari, che si estende per circa 1.950 km², comprende 32 comuni e conta una popolazione complessiva di oltre 476.000 abitanti (dati 2022). Emergo-

no marcate differenze nella dotazione di aree verdi tra il centro urbano di Cagliari e le altre zone della FUA. Il 42,06% del territorio è occupato da aree verdi, di cui solo lo 0,47% è destinato a verde urbano mentre il 3,87% è costituito da zone umide (fig. 1).

L'assetto spaziale delle IVU è identificato sulla base della distribuzione spaziale dei seguenti SE: le opportunità ricreative basate sulla natura; la capacità di regolazione del deflusso superficiale, soprattutto in caso di importanti eventi meteorici; la regolazione del clima mediante la cattura e stoccaggio del carbonio; la qualità degli habitat, intesa come riferimento per il potenziale di fornitura di cibo e rifugio per la fauna e la flora selvatiche; la temperatura al suolo, considerato come indicatore per la mitigazione del calore urbano, in relazione alle zone vegetate e alberate.

Variabili	Dati di Input	Fonti dati
RECR_OUT	Mappa della copertura dei suoli	Copernicus Europe's Eyes on Earth. Land Monitoring Service. Urban Atlas, 2018.
	Popolazione residente per sezione censuaria	Censimento Nazionale (Anno 2022).
FLD_CNTR	Mappa della copertura dei suoli Mappa della permeabilità dei suoli Valori relativi al parametro "Curve number" nell'Area di riferimento	Geoportale della Regione Sardegna.
	Dati sulle precipitazioni	Annali idrologici regionali.
CA_CP_ST	Mappa della copertura dei suoli	Copernicus Europe's Eyes on Earth. Land Monitoring Service. Urban Atlas, 2018.
	Dati sui serbatoi di carbonio (biomassa epigea, biomassa ipogea, necromassa, suolo)	Progetto pilota regionale dell'AGRIS. Inventario nazionale delle foreste italiane (2005).
HAB_QUAL	Mappa della copertura dei suoli	Copernicus Europe's Eyes on Earth. Land Monitoring Service. Urban Atlas, 2018.
	Aree protette presenti nella FUA	Geoportale della Regione Sardegna.
	Minacce agli habitat.	Formulari standard Rete Natura 2000. Geoportale della Regione Sardegna.
	Peso delle minacce e distanza di decadimento. Vulnerabilità degli habitat alle minacce.	Questionari somministrati ad esperti locali.
L_S_TEMP	Immagini Landsat collection 2, level 2	Earth Explorer - United States Geological Survey (USGS).

La tab. 1 riporta i dati di input e le fonti utilizzate per l'individuazione della distribuzione spaziale dei SE presi in considerazione.

I servizi ricreativi basati sulla natura (RECR_OUT) sono valutati mediante due indicatori: la disponibilità di aree potenzialmente idonee per le attività ricreative all'aperto e la popolazione residente in prossimità di tali aree, considerata come potenziale beneficiaria del servizio. Le aree sono individuate tramite il dataset Urban Atlas 2018, pubblicato dall'European Land Monitoring Service (2018)¹. Grazie all'elevata risoluzione spaziale del dataset, è stato possibile selezionare le coperture dei suoli rilevanti ai fini dello studio: aree verdi urbane, strutture sportive e ricreative, aree naturali vegetate, acque interne e acque marine. I dati sono stati elaborati su una griglia vettoriale di 100×100 metri calcolando, per ciascuna cella, la quota percentuale di aree che offrono opportunità ricreative. La popolazione residente

è stata individuata utilizzando i dati del Censimento ISTAT 2021², assumendo una distribuzione uniforme all'interno delle unità censuarie e considerando un raggio di 500 metri da ciascuna cella. La variabile RECR_OUT è stata, infine, calcolata come il prodotto tra la percentuale di aree idonee per le attività ricreative presenti in ciascuna cella e la popolazione residente entro 500 metri. La scelta della distanza entro la quale le aree verdi sono individuabili come idonee per lo svolgimento di attività ricreative da parte della popolazione residente è stata effettuata tenendo in considerazione le esperienze, riportate in letteratura, di diverse città nelle quali è previsto un limite massimo di distanza tra ogni residenza e la più prossima area verde. Tale limite è concepito come la distanza entro la quale si ritiene che anche bambini e anziani possano raggiungere la più vicina area verde con una passeggiata di durata inferiore a dieci minuti. A seconda del-

Dati di input e fonti utilizzate per la valutazione della distribuzione spaziale per ciascun SE preso in considerazione.

Tab. 1

la città, anche sulla base di fattori di contesto quali clima e orografia, tale distanza è assunta tra 300 e 1000 metri (cfr., ad esempio, De Souza Silva et al., 2018; Kabisch et al., 2016; van Herzele e Wiedemann, 2003); tra le città che hanno scelto 500 metri come soglia si segnala Berlino (Kabisch e Haase, 2014). Per quanto riguarda la risoluzione spaziale del dataset utilizzato, va posto in evidenza come informazioni più dettagliate di quelle offerte da Urban Atlas sarebbero necessarie qualora, in termini di sviluppi futuri della ricerca, si sviluppassero studi analoghi a questi al livello del singolo comune. Sarebbe, inoltre, importante, poter discriminare le aree verdi in termini di regime di proprietà e di utilizzo, in modo da garantire che le aree individuate quali potenzialmente idonee siano effettivamente accessibili e fruibili dalla popolazione residente.

La variabile FLD_CNTR descrive la capacità degli ecosistemi di mitigare il rischio idraulico, tramite l'intercettazione del deflusso superficiale. Per stimarla, è stato impiegato il modello "Urban flood risk mitigation" della suite InVEST³, che utilizza come input la mappa della copertura del suolo, il gruppo idrologico del suolo (SHG), l'intensità delle precipitazioni e il *curve number* (CN), che rappresenta il potenziale di deflusso. La mappa SHG deriva dalla riclassificazione della carta regionale di permeabilità (in scala 1:25.000)⁴, mentre la copertura del suolo è tratta dalla Carta Tecnica Regionale (CTR) (in scala 1:10.000)⁵. I dati pluviometrici

provengono dall'Annuario Idrologico Regionale, disponibile sul sito dell'Agenzia Regionale per l'Ambiente⁶. La variabile FLD_CNTR è calcolata per ciascuna cella della griglia 100×100 m, aggregando i volumi di ritenzione idrica a livello di bacino idrografico.

Per mappare la variabile CA_CP_ST, relativa alla capacità di cattura e stoccaggio del carbonio, è stato utilizzato il modulo "Carbon storage and sequestration" (InVEST). Tale modello considera quattro principali componenti (pool): la biomassa epigea, la biomassa ipogea, la materia organica morta e il suolo organico. I dati di input includono una mappa d'uso del suolo e una tabella con i valori della densità di carbonio per ciascun tipo di copertura in riferimento ai diversi pool. Le fonti comprendono la letteratura scientifica, gli inventari forestali, le banche dati, i rilievi ed i calcoli allometrici. A causa della mancanza di dati attendibili per la biomassa ipogea, sono considerati solo i tre pool relativi alla biomassa epigea, alla materia organica morta e al suolo. I valori di riferimento derivano dal progetto-pilota regionale dell'Agenzia della Regione Sardegna per la ricerca scientifica, la sperimentazione e l'innovazione tecnologica nei settori agricolo, agroindustriale e forestale (AGRIS), e dall'Inventory nazionale delle foreste italiane (2005). Il calcolo della variabile è stato effettuato mediante software di calcolo delle statistiche zonali in relazione a ciascuna cella.

Per stimare la variabile HAB_QUAL, che dà

Fasi	Dati di input	Fonti dati	Risultati	Strumenti/Modelli
Step 1: elaborazione mappa del grado di naturalità	Land cover map	Copernicus -Land Monitoring Service.	Mappa del grado di naturalità	Guido Toolbox
Step 2: elaborazione mappa di integrità ecologica.	Land cover map	Copernicus - Land Monitoring Service.	Mappa di integrità ecologica	Matrice di Burkhard.
Step 3: elaborazione mappa di resistenza al movimento	Mappa del grado di naturalità	Step 1	Mappa di resistenza al movimento	Analisi in ambiente GIS
	Mappa di integrità ecologica	Step 2		
Step 4: elaborazione mappa relativa alla distanza pesata in riferimento al costo (CWD)	Mappa di resistenza al movimento	Step 3	Mappa relativa alla distanza pesata in riferimento al costo (CWD) Mappa vettoriale della distribuzione spaziale dei CEU	Applicativo GIS "Linkage Pathways Tool" del Linkage Mapper Toolbox.
	Mappa delle core areas	Geoportale della Regione Sardegna]		
		Agenzia europea dell'Ambiente		

conto della qualità degli habitat, è utilizzato il modulo “Habitat Quality” della suite INVEST. Gli input comprendono la mappa d’uso del suolo (Corine Land Cover 2018) e i dati sulle pressioni ambientali che influenzano la qualità degli habitat. Le minacce sono state identificate consultando i formulari standard dei siti della Rete Natura 2000, con riferimento a dieci categorie di impatto (urbanizzazione, agricoltura, incendi, etc.). L’assegnazione dei valori di intensità delle minacce e sensibilità di ogni habitat a ogni minaccia è stata effettuata da un gruppo di esperti locali.

Infine, la distribuzione spaziale della temperatura superficiale terrestre (LST) è ottenuta utilizzando una serie di mappe raster disponibili sulla piattaforma Earth Explorer dello United States Geological Survey (USGS). Le immagini sono state selezionate in base a criteri specifici (l’estensione territoriale, la copertura nuvolosa inferiore al 10%, l’intervallo temporale, scelto tra maggio e ottobre 2023). Tra le 13 mappe acquisite della collezione Landsat Collection 2 - Livello 2, è selezionata quella con i valori medi di LST più elevati.

Con riferimento alla definizione spaziale dei CEU, vi sono numerose metodologie impiegate nella letteratura scientifica per individuarli. Peng et al. (2017) classificano questi approcci in quattro categorie: la valutazione empirica, l’analisi di idoneità/sensibilità, l’analisi reticolare e l’analisi del costo cumulativo minimo per il movimento delle specie. Accanto ai metodi qualitativi, basati su giudizi di esperti, si individuano approcci quantitativi, tra i quali l’analisi multicriteri proposta da Ferretti e Pomarico (2013). L’analisi reticolare, fondata sulla teoria dei grafi, interpreta il paesaggio come una rete di nodi e connessioni. Li et al. (2022) combinano questo approccio con modelli di simulazione d’uso del suolo per valutare la connettività ecologica urbana.

L’analisi Least-Cost Path (LCP), invece, misura la resistenza al movimento della fauna selvatica in riferimento alle caratteristiche del paesaggio. Con riferimento a quest’ultimo approccio, questo studio adotta un approccio basato sull’utilizzo del tool Linkage Mapper, che combina la teoria dei grafi con i modelli LCP secondo la metodologia sviluppata da Cannas et al.

Dati di input e fonti utilizzate per ciascuna fase di costruzione della mappa dei CEU.

Tab. 2

(2017) e da Isola et al. (2022), con un focus specifico sui corridoi ecologici urbani. La metodologia si articola in quattro fasi che consistono nelle elaborazioni delle mappe seguenti: grado di naturalità, integrità ecologica, resistenza al movimento, distanza pesata in riferimento al costo (Cost-Weighted Distance, CWD). Il grado di naturalità è calcolato attraverso la Landscape Mosaic Methodology del Joint Research Centre (JRC) (Maes et al., 2019; EC, 2023). L'integrità ecologica è misurata sulla base della capacità del suolo di fornire servizi ecosistemici, attraverso sette indicatori, tra cui livello di biodiversità e capacità di ritenzione e immagazzinamento dei nutrienti. La mappa di resistenza è ottenuta invertendo e normalizzando gli indici relativi al grado di naturalità e all'integrità ecologica. Utilizzando lo strumento Linkage Pathways si individua, infine, la distribuzione spaziale dei CEU che connettono le aree protette (parchi regionali, siti Natura 2000 e zone Ramsar) all'interno della FUA di Cagliari. L'output è costituito da una mappa vettoriale dei CEU e da una mappa raster dei valori della CWD. La tab. 2 riporta i dati di input e le fonti utilizzate per ciascuna fase di costruzione della mappa dei CEU.

Le relazioni tra l'offerta di SE e l'identificazione dei CEU vengono identificate tramite un modello di regressione lineare multipla. I CEU sono identificati applicando l'algoritmo LCP alla distribuzione spaziale della CWD. Le porzioni di territorio corrispondenti ai CEU sono definite

come quelle con valori di CWD inclusi nel ventesimo percentile della sua distribuzione statistica, individuando così le connessioni ottimali tra le patch con il minor costo di movimento. Il modello di regressione è definito nel modo seguente:

$$\begin{aligned} CO_W_DIS = & \beta_0 + \beta_1 RECR_OUT + \\ & \beta_2 FLD_CNTR + \beta_3 CA_CP_ST + \\ & \beta_4 HAB_QUAL + \beta_5 L_S_TEMP + \\ & \beta_6 ALT_ELEV \end{aligned}$$

Le variabili incluse nel modello, i cui valori sono riferiti a celle di 100×100 metri, sono così definite:

- CO_W_DIS: distanza ponderata in base al costo (CWD);
- RECR_OUT: percentuale di area disponibile per attività ricreative all'aperto, moltiplicata per la popolazione residente entro un raggio di 500 metri;
- FLD_CNTR: volume di deflusso idrico superficiale trattenuto;
- CA_CP_ST: quantità di carbonio organico sequestrato e immagazzinato;
- HAB_QUAL: valore relativo alla qualità degli habitat;
- L_S_TEMP: valore della temperatura superficiale terrestre (LST);
- ALT_ELEV: altitudine media, utilizzata come variabile di controllo.

Il modello di regressione lineare multipla (1) rappresenta un iperpiano in uno spazio n-dimensionale tangente a una superficie di for-

ma sconosciuta. In questo contesto, questo modello costituisce un'approssimazione locale di una funzione sconosciuta, cioè l'equazione di un iperpiano tangente a questa superficie in uno spazio a otto dimensioni (Wolman e Couper, 2003; Byron, 1983). ALT_ELEV funge da variabile di controllo relativa all'impatto dell'altitudine sulla CWD. Se il coefficiente β_6 stimato è significativo, questo indica che l'altitudine ha un effetto positivo o negativo sulla CWD, a seconda del segno del coefficiente, con l'entità dell'impatto determinata dal valore del coefficiente stesso. Infine, per verificare la significatività dei coefficienti β del modello (1), sono condotti specifici test basati sul *p-value*.

Corridoi ecologici e servizi ecosistemici: gli esiti delle analisi spaziali

Con riferimento alle opportunità di fruizione ricreativa in natura, rappresentate dalla variabile RECR_OUT, circa due terzi delle celle della griglia analizzata presentano valori nulli. Tali celle includono sia aree prive di copertura vegetale idonea alle attività ricreative (come le pianure agricole o le zone urbane ad alta densità), che aree vegetate e prive di popolazione residente, come i boschi situati ai margini orientali e occidentali della FUA. I valori più elevati si concentrano nelle aree urbane verdi centrali e nelle zone periurbane, mentre alcuni raggruppamenti, con valori medio-bassi, si trovano nella porzione orientale della FUA, dove sono presenti insediamenti a bassa densità immersi in un con-

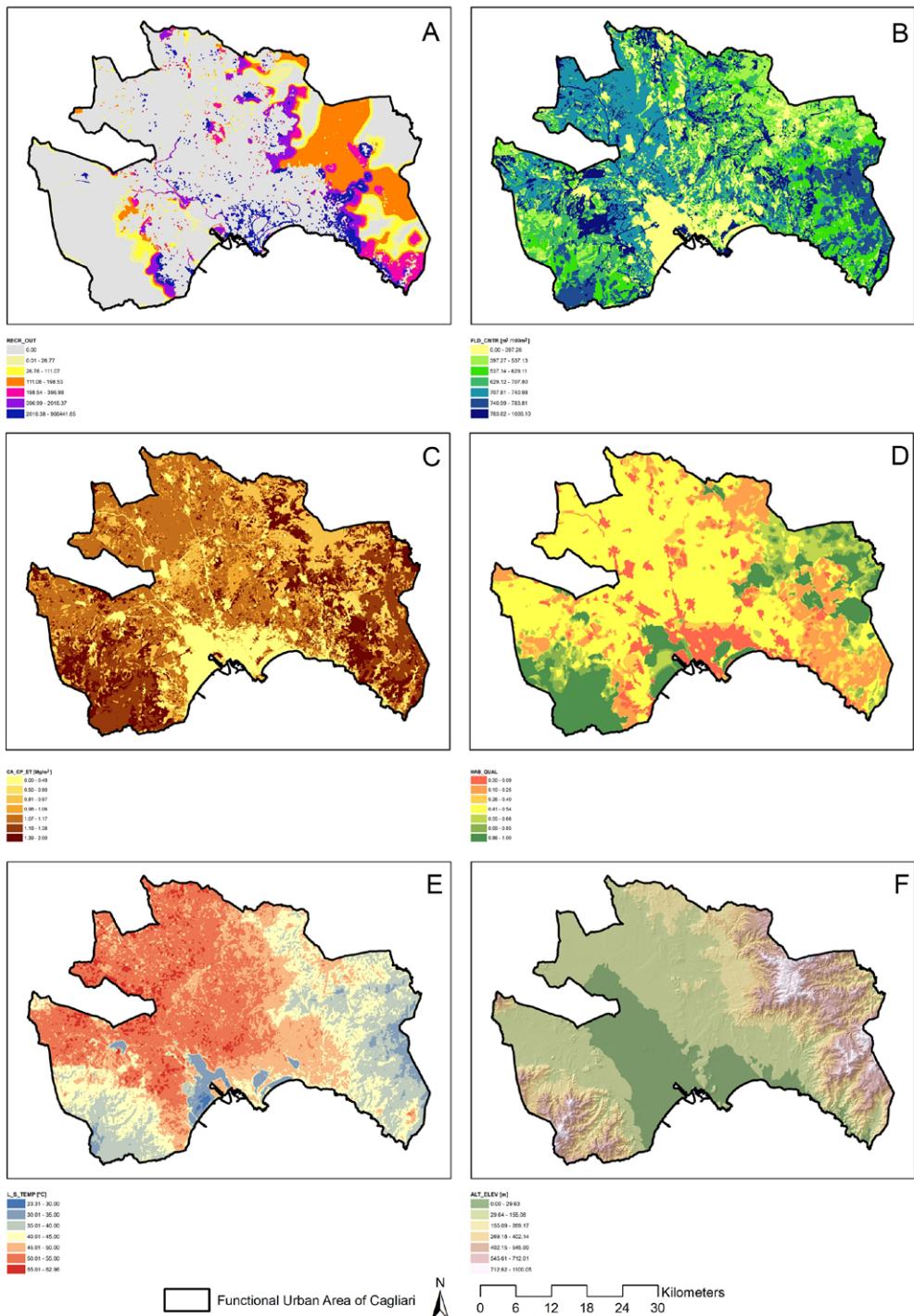
testo prevalentemente naturale (fig. 2.A).

La seconda variabile, FLD_CNTR, riferita alla capacità di ritenzione del deflusso idrico, registra valori nulli o trascurabili nelle aree urbanizzate, mentre raggiunge valori elevati nei suoli agricoli e naturali permeabili, soprattutto nelle zone pianeggianti a bassa quota. Valori significativi si riscontrano, anche, in due promontori costieri rocciosi, dove la presenza di fenomeni carsici e fratture geologiche favorisce l'infiltrazione dell'acqua (fig. 2.B).

La variabile CA_CP_ST, relativa alla cattura e allo stoccaggio del carbonio, evidenzia valori minimi nella zona centro-meridionale della FUA, corrispondente all'area urbana di Cagliari ed alle aree umide in essa localizzate o ad essa adiacenti. Inoltre, si osservano due assi lineari con valori bassi lungo le principali arterie stradali. I valori massimi si registrano nelle aree boschive a est e nelle aree protette a ovest, mentre le pianure agricole e le colline con vegetazione rada mostrano valori intermedi (fig. 2.C).

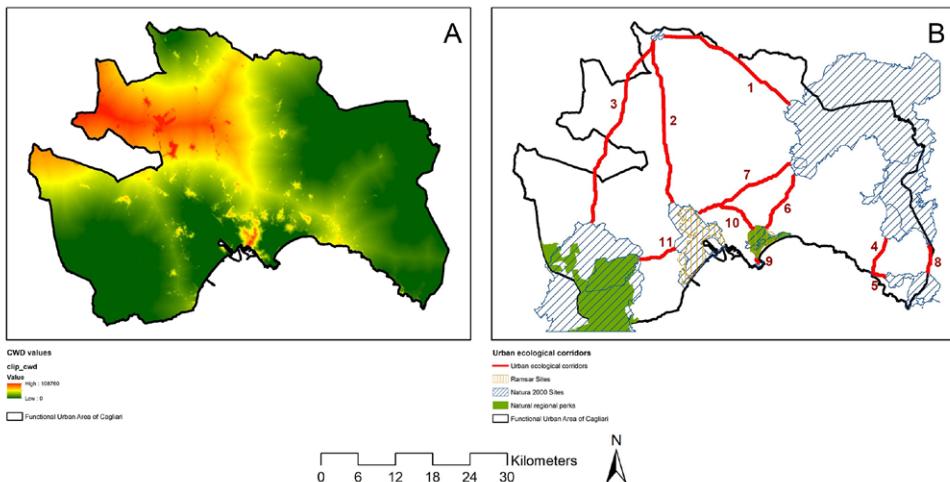
Per quanto riguarda la qualità dell'habitat (HAB_QUAL), circa il 6,8% delle celle presenta valori nulli; queste celle sono localizzate prevalentemente in corrispondenza delle aree fortemente artificializzate. I valori più elevati si riscontrano nelle aree boscate, distanti dai principali insediamenti, e nelle aree umide interne. Le zone agricole fanno rilevare valori intermedi, con una qualità ecologica contenuta, ma non trascurabile (fig. 2.D).

La variabile L_S_TEMP, indicativa della capaci-



Distribuzione spaziale dei cinque servizi ecosistemici selezionati (A-E) e della variabile di controllo relativa all'altitudine media nella FUA di Cagliari (F)

Fonte: elaborazione degli autori
Fig. 2



Mappa della distribuzione spaziale dei valori di CWD (A) e distribuzione spaziale dei corridoi ecologici urbani nella FUA di Cagliari (B).

Fonte: elaborazione degli autori

Fig. 3

tà della vegetazione di regolare la temperatura al suolo, evidenzia valori termici più elevati nelle aree urbanizzate e nelle pianure agricole, con i massimi localizzati nella pianura agricola del Campidano. Le temperature più basse si osservano nelle aree umide, nei bacini idrici e sulle cime collinari e montane situate ai margini orientale e occidentale della FUA (fig. 2.E). La variabile di controllo ALT_ELEV descrive la morfologia del territorio, evidenziando la pianura del Campidano che attraversa diagonalmente la FUA, separando le due catene montuose situate ad est e ad ovest: questa termina nella fascia costiera della FUA, dove sono localizzate due aree umide adiacenti al nucleo urbano di Cagliari (fig. 2.F).

L'approccio metodologico adottato per l'identificazione dei CEU è articolato in quattro fasi operative, ciascuna delle quali ha prodotto un risultato in termini di distribuzione spa-

ziale dei corridoi. In particolare, l'applicazione del modello genera due risultati fondamentali: una mappa raster dei valori della CWD (fig. 3.A) e una mappa vettoriale lineare dei CEU che connettono le aree naturali protette della FUA di Cagliari (fig. 3.B). Sono stati identificati 11 CEU, con valori di CWD compresi tra 0 e 108,76 km. Valori prossimi allo zero si osservano in prossimità delle aree protette, mentre i valori più elevati si riscontrano nel quadrante nord-occidentale della FUA, caratterizzato da un uso agricolo intensivo e da una rilevante urbanizzazione.

Per la valutazione della qualità della connessione ecologica, sono impiegati due indicatori:

- CWD/ED, che misura la qualità della connessione tra due aree centrali adiacenti; valori più bassi indicano connessioni più efficienti;
- CWD/LCP, che rappresenta la resistenza media al movimento delle specie lungo il corri-

Variabili esplicative	Coefficienti	t-statistic	p-value	Valori medi delle variabili	Elasticità ai valori medi della CWD e delle variabili esplicative in riferimento ad un incremento del 10% del valore di ciascuna variabile $[(\Delta y/y)/(\Delta x/x), \%]$
RECR_OUT	-0,019	-11,183	0,000	2.059,537	-0,199%
FLD_CNTR	1,574	7,189	0,000	614,434	4,797%
CA_CP_ST	-2.569,171	-19,302	0,000	1,044	-13,308%
HAB_QUAL	-4.254,389	-28,333	0,000	0,466	-9,835%
L_S_TEMP	1.728,278	237,612	0,000	46,143	395,542%
ALT_ELEV	-17,013	-78,048	0,000	205,219	-17,317%

Variabile dipendente: CWD: Media: 20.161,61 km; Deviazione standard: 21.180,06 km; Coefficiente di correlazione corretto: 0,436.

I risultati dell'analisi di regressione lineare multipla.

Tab. 3

doio; anche in questo caso, valori più bassi indicano minore resistenza e, quindi, maggiore funzionalità ecologica.

I risultati mostrano come i corridoi n. 8 e n. 4 risultino maggiormente caratterizzati dalla migliore qualità di connessione. Al contrario, i corridoi n. 9 e n. 10 presentano valori elevati per entrambi gli indicatori, segnalando una maggiore frammentazione ecologica (fig. 3.B). La fig. 3 mostra, inoltre, i nodi relativi alle aree protette e i CEU tra queste. Sebbene l'identificazione dei corridoi non consideri direttamente le infrastrutture esistenti, è stata condotta una sovrapposizione con le reti idriche, stradali e pedonali. In diversi casi si rileva una coincidenza spaziale tra i corridoi e i tratti del reticolato idrografico e delle infrastrutture pedonali.

La metodologia adottata consente di valutare l'efficienza ecologica delle connessioni territoriali e costituisce la base per la definizione

di politiche del territorio orientate alla pianificazione urbana sostenibile, che favoriscano la salvaguardia della connettività ambientale in contesti fortemente antropizzati.

I risultati della regressione lineare multipla (1) sono riportati nella tab. 3, che mostra gli effetti marginali, in termini di segno e valore, delle variabili esplicative relative all'offerta dei SE in riferimento alla CWD, ed ai relativi *p-value*, che rappresentano il riferimento per l'affidabilità statistica delle stime. I risultati relativi ai *p-value* mostrano come le stime dei coefficienti del modello (1) siano, generalmente, affidabili. Pertanto, questi coefficienti sono da considerarsi come indicatori affidabili delle relazioni tra la CWD e l'offerta di SE che le variabili associate rappresentano.

Va evidenziato come la probabilità che una patch sia inclusa in un CEU aumenta al decrescere del valore della CWD. Di conseguenza,

un coefficiente negativo indica un effetto positivo del SE, in termini di maggiore idoneità della patch a essere inclusa nella rete dei CEU. Per evidenziare, in maniera efficace, gli impatti delle variabili esplicative su questa idoneità, sono calcolate le elasticità della CWD rispetto a ciascun SE, considerando un incremento del 10% nell'offerta media di ciascuno di essi, ai valori medi della CWD e dell'offerta dei SE.

Dai risultati emerge che un aumento del 10% del valore medio della variabile L_S_TEMP comporta un incremento della CWD pari a quattro volte il valore iniziale, evidenziando come i SE di mitigazione delle temperature (offerti, ad esempio, dalla vegetazione urbana) siano determinanti per migliorare l'idoneità ecologica delle patch.

Anche i servizi relativi alla cattura e stoccaggio del carbonio (CA_CP_ST) e alla qualità degli habitat (HAB_QUAL) mostrano effetti significativi: un aumento del 10% della loro offerta si traduce, rispettivamente, in una riduzione della CWD del 13% e del 10%, il che ne sottolinea il contributo fondamentale al miglioramento della connettività ecologica.

Per quanto riguarda i servizi ricreativi all'aperto (RECR_OUT), l'analisi evidenzia che un incremento medio del 10% dell'area fruibile per attività ricreative, riferito a una popolazione residente media di 2.057 abitanti entro un raggio di 500 metri, è associato a una riduzione della CWD pari a 11.151 metri, corrispondente a

una diminuzione del 52,69% rispetto al valore medio. Questo risultato sottolinea l'elevata rilevanza della funzione ricreativa nel rafforzare la rete dei CEU.

Il servizio legato al controllo del rischio alluvioni (FLD_CNTR) presenta un coefficiente positivo, con un'elasticità prossima al 5%. Ciò indica che una maggiore capacità di ritenzione idrica si associa ad un aumento della CWD. Tale relazione potrebbe essere dovuta alla localizzazione di aree ad alta capacità di assorbimento in contesti non facilmente connettibili ecologicamente. Infine, la variabile di controllo relativa all'altitudine (ALT_ELEV) mostra una correlazione negativa con i valori della CWD: le aree situate a quote più elevate risultano più favorevoli alla connessione ecologica, presumibilmente per la minore presenza di infrastrutture artificiali e per la maggiore presenza di copertura vegetale.

Nel complesso, il modello conferma che la pianificazione dei SE incide in maniera differenziata, ma significativa, sull'efficacia della rete dei CEU nella FUA di Cagliari.

Infrastrutture verdi urbane e sostenibilità ambientale: questioni aperte

I risultati ottenuti in questo studio arricchiscono la letteratura esistente, evidenziando l'importante contributo che le aree verdi forniscono ai contesti urbani e periurbani, in termini di benefici derivanti dai SE. Per quanto riguarda i servizi ricreativi, in linea con quanto osservato

da Larondelle e Haase (2013), non si rileva né una distribuzione lineare urbano-rurale, né una configurazione a U, nella quale la fruizione ricreativa diminuisce dal centro verso la periferia per poi aumentare nelle aree più naturali (Liu et al., 2022). Nella FUA di Cagliari, i nuclei edificati rappresentano un elemento critico, poiché le aree ad alta offerta ricreativa si alternano ad aree in cui la popolazione residente non ha accesso a spazi verdi. Tale condizione genera disuguaglianze nella distribuzione dello spazio pubblico, con implicazioni rilevanti in termini di giustizia ambientale ed equità nell'accesso alle risorse naturali (Suárez et al., 2020; Benatti et al., 2024).

Nelle aree periurbane e rurali della FUA, uno degli elementi chiave è la presenza di potenziali fruitori in prossimità delle aree che erogano SE. L'indicatore utilizzato, che misura l'offerta di spazi per attività ricreative all'aperto, tiene conto sia della domanda che dell'offerta, valutando, quindi, il flusso potenziale del SE. Ne deriva come il valore dell'indicatore cresca con l'aumentare della densità di popolazione. Tuttavia, l'espansione delle aree urbanizzate tende a ridurre l'offerta ricreativa. Paradossalmente, in alcune aree rurali l'indicatore migliora grazie a una maggiore fruibilità favorita dalla crescente urbanizzazione in tali aree, che incrementa l'accessibilità agli spazi ricreativi: si tratta di un risultato ottenuto, presumibilmente, in risposta a una domanda crescente di contatto con la natura e le attività all'aperto

(Concepción, 2021). In questo contesto, strumenti di pianificazione integrata potrebbero svolgere un ruolo strategico nel mitigare gli effetti dell'espansione urbana, superando un approccio settoriale che separa rigidamente sviluppo urbano e rurale (Kirby et al., 2023). Queste politiche dovrebbero incentivare la gestione sostenibile degli spazi periurbani e agricoli, promuovendo infrastrutture e servizi per la mobilità dolce e le attività all'aria aperta (Cozzi et al., 2022).

Per quanto concerne i SE di regolazione, i modelli spaziali relativi alla cattura e allo stoccaggio del carbonio ed alla qualità degli habitat mostrano, come previsto, un chiaro gradiente positivo che va dalle coperture artificiali a quelle agricole, fino a quelle naturali (Larondelle et al., 2016). Tuttavia, l'indicatore relativo alla temperatura mostra anomalie in alcune aree rurali pianeggianti, dove i valori termici risultano simili o superiori a quelli dei centri edificati. Questo fenomeno, tipico del clima arido mediterraneo (Marando et al., 2022), è probabilmente attribuibile alla raccolta estiva delle colture erbacee, che lascia il suolo nudo e ne aumenta l'impermeabilità.

La capacità di ritenzione idrica, invece, risulta fortemente influenzata dalla tipologia di copertura del suolo, dalle proprietà fisiche dei terreni e dai fattori morfologici, come la pendenza e la struttura geologica (Nedkov e Burkhard, 2012). Nella FUA di Cagliari, i suoli agricoli permeabili mostrano capacità di ritenzione

comparabili a quelle dei boschi collinari. Sebbene le foreste offrano prestazioni idrologiche superiori, la riforestazione non sempre costituisce una soluzione praticabile nella gestione del rischio idraulico (Sebastiani e Fares, 2023; Buechel et al., 2024). Inoltre, l'analisi conferma la scarsa capacità dei centri urbanizzati di trattenere le acque meteoriche, sottolineando la necessità di interventi infrastrutturali per aumentare la permeabilità del suolo e ridurre la sigillatura superficiale del terreno.

La distribuzione spaziale dei cinque SE analizzati evidenzia l'assenza, nella FUA, di aree in grado di fornire simultaneamente tutti i servizi considerati. Ciò sottolinea l'urgenza di dotarsi di strumenti di pianificazione territoriale e urbana finalizzati a garantire la multifunzionalità delle IVU, per una gestione efficace, resiliente e integrata del territorio (McDonald et al., 2023; Kourdounouli e Jönsson, 2020).

L'approccio metodologico adottato per l'identificazione dei CEU ha prodotto due risultati importanti: una mappa della configurazione spaziale dei CEU e una mappa dei valori di CWD. A differenza di quanto avviene per i corridoi ecologici a scala regionale o nazionale, i CEU rivelano un ruolo essenziale nella connettività tra porzioni frammentate degli ecosistemi, facilitando i flussi biologici all'interno del tessuto urbano (LaPoint et al., 2015). Inoltre, è opportuno sottolinearne il valore, culturale e sociale, oltre al contributo fondamentale sulla componente estetico-paesaggistica (Cohen, 2007).

L'analisi delle funzioni culturali dei CEU è ancora poco trattata in letteratura, sebbene studi recenti, come quello di Xu et al. (2019), ne evidenzino la doppia valenza, ecologica e sociale, proponendo strumenti e approcci integrati per la loro identificazione. Tra i metodi utilizzati per individuare i CEU, Peng et al. (2017) hanno confrontato vari approcci, tra cui l'analisi di idoneità/sensibilità, l'analisi di rete ed il modello LCP, adottato anche in questo studio. Il modello LCP si distingue per la capacità di individuare i percorsi a minore resistenza tra aree ad alto valore naturale, anche attraverso l'integrazione delle componenti funzionali del paesaggio. Tuttavia, presenta alcuni limiti, tra cui l'incapacità di definire la larghezza dei corridoi (Zhang et al., 2023).

I dati empirici mostrano che i valori più bassi di CWD si riscontrano nelle aree protette, caratterizzate da elevata integrità ecologica. Questo è coerente con quanto riportato da Isola et al. (2022), secondo cui le componenti forestali, quali boschi e sugherete, contribuiscono positivamente all'efficienza ecologica dei corridoi. Analogamente, Zhang et al. (2023) confermano che la CWD è un riferimento efficace della lunghezza e qualità funzionale dei corridoi: valori elevati indicano percorsi più lunghi e frammentati da barriere fisiche, tipiche delle aree urbanizzate. L'applicazione del modello LCP consente, quindi, di valutare, in termini adeguati, almeno con riferimento alla FUA di Cagliari, la connettività del sistema dei CEU

in relazione al grado di naturalità. La presenza diffusa di spazi verdi attrezzati e coperture vegetali di qualità rafforza, in questo caso, la funzione ecologica e multifunzionale dei CEU (Krosby, 2015).

Numerosi studi sottolineano come la protezione e il ripristino delle aree ad alta naturalità contribuiscano alla mitigazione delle emissioni climateranti ed alla conservazione della biodiversità (Hilty et al., 2020). Pertanto, risulta fondamentale integrare le IVU nei processi di pianificazione territoriale, considerando le infrastrutture strategiche nella gestione degli ecosistemi. Dal punto di vista urbanistico, la distribuzione spaziale delle IVU, combinata con le analisi fondate sul LCP, può guidare la localizzazione delle aree per gli standard urbanistici, costituendo un riferimento utile per le future trasformazioni del territorio. In definitiva, la connettività ecologica non deve essere intesa solo come valore da proteggere, ma, piuttosto, e soprattutto, quale vera e propria condizione infrastrutturale su cui fondare transizioni spaziali integrate e sostenibili.

La significativa correlazione tra la temperatura superficiale (L_S_TEMP) e la CWD è in linea con gli studi di Gao et al. (2022) su Wuhan, secondo cui un incremento del 10% dell'indice *Spatial Connectivity between patches of the heat Source and Sink* (SCSS) comporta una riduzione di circa 1°C. La regressione stimata in questo studio mostra come ad una diminuzione di 1°C della L_S_TEMP corrisponda un aumento del 9%

della CWD, a conferma dell'effetto negativo della frammentazione sulla connettività ecologica ed in linea con l'articolo appena citato.

Anche He et al. (2024), nelle analisi condotte sulla città di Shanghai, confermano questa dinamica, sottolineando come l'abbassamento delle temperature sia legato all'estensione ed alla forma delle infrastrutture verdi e blu, la cui continuità spaziale migliora la fornitura dei SE. Risultati simili sono emersi in altre città cinesi come Xuzhou e Wuhan, a conferma dell'universalità del fenomeno (Zhang et al., 2023; Zhao et al., 2023).

Il servizio di cattura e stoccaggio del carbonio, strettamente legato alla continuità delle aree verdi, si conferma fondamentale per l'efficacia dei CEU. Valente et al. (2022), nello studio sulla città di Lecce, dimostrano che la qualità della vegetazione nelle aree urbane attrezzate favorisce l'assorbimento di CO₂. Studi relativi al sud-ovest della Cina (Lv et al., 2023; Zhang et al., 2015) mostrano l'efficacia della vegetazione nelle zone carsiche in relazione alla regolazione delle ondate di calore. Floris e Zoppi (2020), inoltre, evidenziano la correlazione negativa tra consumo di suolo e capacità di cattura e sequestro di carbonio, ed il ruolo rilevante che le aree protette giocano nella sua conservazione.

Per la qualità degli habitat (HAB_QUAL), Lai et al. (2018) individuano due fattori principali: la riduzione delle pressioni ambientali e il relativo aumento della qualità dei suoli. He et al. (2017)

propongono politiche per contenere la dispersione insediativa anche in ambito rurale. Inoltre, Sallustio et al. (2017) propongono criteri normativi per la selezione delle aree protette e la gestione della qualità dell'habitat e del degrado del suolo, con riferimento all'attuale quadro normativo italiano in materia di protezione dell'ambiente: la loro ricerca indica come la qualità degli habitat diminuisca con l'aumentare della vicinanza alle aree densamente popolate, e diminuisca anche in prossimità di coltivazioni intensive.

Infine, in riferimento agli spazi ricreativi all'aperto (RECR_OUT), i risultati sono coerenti con Song e Liu (2024), che legano la fruizione degli spazi verdi all'accessibilità pedonale, mentre Richards et al. (2024) sottolineano come la connettività ecologica aumenti l'attrattività degli spazi verdi, soprattutto se contigui a zone fluviali o umide.

Per quanto riguarda il controllo del deflusso idrico (FLD_CNTR), il coefficiente positivo suggerisce che una maggiore presenza di aree vegetate non sempre coincide con suoli ad alta capacità di filtrazione. La relazione tra copertura del suolo, gruppi omogenei di suolo (SHG) e infiltrazione è fortemente dipendente dal contesto locale, come indicano gli studi condotti in relazione a contesti spaziali localizzati in Nevada, Arizona e Spagna (Jordán et al., 2008; Stewart et al., 2012): questi confermano l'elevata variabilità delle dinamiche di deflusso.

Infrastrutture verdi e spazio urbano: sviluppi futuri della ricerca

Come evidenziato nella prima sezione, l'obiettivo generale di questo studio è contribuire a colmare la mancanza di una definizione, sia concettuale sia applicativa, universalmente condivisa delle IVU, distinta dal concetto più generale di IV. Per affrontare questa carenza, il lavoro presenta un approccio metodologico per l'identificazione e la classificazione delle IVU, considerando l'attuazione delle IV nello spazio urbano.

Per raggiungere questo obiettivo, è adottata una metodologia articolata in tre fasi principali. La prima riguarda l'identificazione della tassonomia spaziale dell'offerta di servizi ecosistemici (SE), concepita come un indicatore composito della qualità della vita urbana e interpretata come un sistema complesso di benefici forniti dalla natura. La seconda fase si concentra sulla struttura spaziale delle IVU, rappresentata idealmente come una rete composta da nodi, ovvero aree ad alto valore naturalistico, e da collegamenti lineari ad alta connettività e capacità di fornitura di SE, cioè i CEU. La terza fase analizza la correlazione tra i CEU e i SE, con l'obiettivo di valutare l'impatto sulla connettività ecologica urbana dell'offerta di SE.

I risultati ottenuti per la FUA di Cagliari evidenziano l'importanza quantitativa degli spazi verdi urbani, pubblici e privati, che risultano fondamentali per la definizione e l'attuazione

di politiche urbanistiche volte ad uno sviluppo sostenibile del territorio, in termini ambientali, sociali e culturali. Tali spazi, siano essi alberati o boscati, e connessi tra loro dai CEU, dovrebbero costituire un elemento strutturale delle strategie urbane, promuovendo un'espansione significativa e diffusa delle aree verdi e valorizzando i corridoi ecologici come infrastrutture strategiche di connessione. Un elemento distintivo della metodologia proposta è la sua replicabilità in altri contesti urbani, in particolare in altre FUA, tramite un quadro valutativo basato sull'offerta di SE. Sebbene non esaustivo, questo quadro costituisce una matrice efficace nell'orientare le azioni volte ad una pianificazione territoriale realmente sostenibile. Tra i limiti della metodologia si segnala la selezione ristretta a sole cinque tipologie di SE, che definisce, in modo deterministico, la struttura spaziale della IVU della FUA di Cagliari. L'inclusione di ulteriori SE, come quelli legati all'agricoltura o al patrimonio culturale, potrebbe migliorare la rappresentatività della qualità della vita urbana. Inoltre, la qualità dei dati impiegati si basa spesso su stime piuttosto che su rilevazioni dirette, riducendo l'accuratezza di alcune valutazioni, come nel caso della cattura e dello stoccaggio del carbonio, per i quali mancano dati specifici sulle emissioni di CO₂. I risultati suggeriscono l'opportunità di superare l'approccio tradizionale, ancora prevalente nelle amministrazioni locali, che tende a suddividere la pianificazione dei SE alla definizione

dell'assetto delle aree destinate all'edificazione. Sarebbe auspicabile passare dalla logica della massimizzazione della rendita fonciaria a quella della valorizzazione dell'efficacia delle IVU, orientata alla massimizzazione dell'offerta di SE. In quest'ottica, è fondamentale disporre di osservazioni dirette più accurate, per migliorare l'affidabilità delle valutazioni e tradurre i risultati in soluzioni operative, anche attraverso il coinvolgimento proattivo delle comunità locali, che di tali benefici massimamente fruiscono.

Per gli sviluppi futuri della ricerca, si pone in evidenza quanto segue.

In primo luogo, sarebbe importante una discesa di scala, approfondendo l'identificazione delle IVU al livello del singolo comune, anche allo scopo di definire appropriate linee-guida, rivolte soprattutto a tecnici ed amministratori pubblici, finalizzate a promuovere l'efficacia e l'efficienza delle IVU nei contesti locali.

Inoltre, va sottolineato come le IVU ed i relativi CEU, identificati tramite l'approccio metodologico proposto in questo studio, vadano integrati nei tessuti urbani consolidati esistenti, quindi tenendo conto, a titolo di esempio, di parchi, piazze, aree per le attività ricreative all'aperto, infrastrutture lineari della mobilità, pedonali, ciclabili e carrabili, tetti e facciate verdi, e, anche, secondo il principio delle aree dismesse e delle aree libere localizzate nelle zone industriali e commerciali (Davies et al., 2015). Questi profili potranno efficacemente

essere approfonditi attraverso lo sviluppo futuro della ricerca.

Un affinamento della metodologia per l'identificazione delle IVU e dei relativi CEU comporta l'attuazione di confronti con altri approcci esistenti, e molti sono disponibili nella letteratura scientifica e tecnica (Salata e Yiannakou, 2016; Dover, 2015), e la revisione critica del set di SE adottato, al fine di ampliarlo e migliorarne le modalità di valutazione dell'offerta.

Riconoscimenti e attribuzioni:

Il contributo è frutto della ricerca comune degli autori. Le sezioni "Infrastrutture verdi urbane e pianificazione spaziale", "Servizi ecosistemici, corridoi ecologici urbani e relazioni spaziali" (per quanto riguarda la parte relativa alla regressione lineare multipla), "Risultati" (per quanto riguarda la parte relativa alla regressione lineare multipla) sono state redatte da Corrado Zoppi; le sezioni "Servizi ecosistemici, corridoi ecologici urbani e relazioni spaziali" (per quanto riguarda la parte relativa alla tassonomia spaziale dei servizi ecosistemici), "Risultati" (per quanto riguarda la parte relativa alla tassonomia spaziale dei servizi ecosistemici), sono state redatte da Sabrina Lai; le sezioni "Servizi ecosistemici, corridoi ecologici urbani e relazioni spaziali" (per quanto riguarda la parte relativa ai corridoi ecologici), "Risultati" (per quanto riguarda la parte relativa ai corridoi ecologici), sono state redatte congiuntamente da Federica Isola e Federica Leone; la

sezione "Conclusioni" è stata redatta da Federica Leone; la sezione "Infrastrutture verdi urbane, servizi ecosistemici e corridoi: questioni aperte" è stata redatta congiuntamente dalle autrici e dall'autore.

Questo contributo è redatto: 1. nell'ambito del Partenariato Esteso RETURN finanziato dall'Unione Europea - NextGenerationEU (Piano Nazionale di Recupero e Resilienza - PNRR, M4, C2, Investimento 1.3 - D.D. 1243 2/8/2022, PE00000005); 2. con il sostegno finanziario nell'ambito del PNRR, M4, C2, Investimento 1.1, Bando n. 1409 pubblicato il 14.9.2022 dal Ministero dell'Università e della Ricerca (MUR), finanziato dall'Unione Europea NextGenerationEU - Titolo del progetto "Definition of a guidelines handbook to implement climate neutrality by improving ecosystem service effectiveness in rural and urban areas" - CUP F53D23010760001 - Decreto di assegnazione del contributo n. 1378 adottato il 1° settembre 2023 dal MUR; 3. nell'ambito del finanziamento di ricerca CUP F73C23001680007 per il Progetto "Geodesign per la mitigazione e l'adattamento ai cambiamenti climatici nella regione mediterranea", finanziato nel 2022 dalla Fondazione di Sardegna.

Note

¹Copernicus Europe's Eyes on Earth. Land Monitoring Service. Urban Atlas. Disponibile al sito: <https://doi.org/10.2909/fb4dffaa1-6ceb-4cc0-8372-1ed354c285e6> (06/2025).

²ISTAT. Dati per sezione di censimento. Disponibile al sito: <https://www.istat.it/it/archivio/285267> (06/2025).

³Natural Capital Project Stanford University. What is InVEST? Disponibile al sito: <https://naturalcapital-project.stanford.edu/software/invest> (06/2025).

⁴Sardegna Geoportale. Carta della permeabilità dei substrati della Sardegna. Disponibile al sito: <https://www.sardegnaegeoportale.it/index.php?xsl=2420&s=40&v=9&c=94083&es=6603&na=1&n=100&esp=1&tb=14401> (06/2025).

⁵Sardegna Geoportale. Carta dell'uso del suolo. Disponibile al sito <https://www.sardegnaegeoportale.it/index.php?xsl=2420&s=40&v=9&c=14480&es=6603&na=1&n=100&esp=1&tb=14401> (06/2025).

⁶Idrologia e Idrometria [Hydrology and Hydrometry]. Disponibile al sito: <https://www.sardegnaambiente.it/index.php?xsl=611&s=21&v=9&c=93749&na=1&n=10> (06/2025).

Bibliografia

- Benati G., Calcagni F., Martellozzo F., Ghermandi A., Langemeyer J. 2024, *Unequal access to cultural ecosystem services of green spaces within the city of Rome. A spatial social media-based analysis*, «Ecosystem Services», n. 66, 101594. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2023.101594>.
- Breuste J.H. 2021, *The Green City: From a vision to a concept from national to European perspectives*. In Arcidiacono, A., Ronchi, S. (a cura di), *Ecosystem Services and Green Infrastructure – Perspectives from Spatial Planning in Italy*, Springer: Cham, Switzerland, pp. 29–43.
- Buechel M., Slater L., Dadson, S. 2024, *Broadleaf afforestation impacts on terrestrial hydrology insignificant compared to climate change in Great Britain*, «Hydrology and Earth System Sciences», n. 28, pp. 2081–2105. <https://doi.org/10.5194/hess-28-2081-2024>.
- Byron R.P., Bera A.K. 1983, *Linearised estimation of nonlinear single equation functions*, «International Economic Review», n. 24(1), pp. 237–248. <https://doi.org/10.2307/2526125>.
- Cannas I., Zoppi C. 2017, *Ecosystem services and the Natura 2000 Network: A study concerning a green infrastructure based on ecological corridors in the metropolitan City of Cagliari*. In Gervasi, O., Murgante, B., Misra, S., Borruso, G., Torre, C., Rocha, A.M.A.C., Taniar, D., Apduhan, B.O., Stankova, E., Cuzzocrea, A. (a cura di), *17th International Conference on Computational Science and Its Applications (ICCSA 2017), Lecture Notes in Computer Sciences Series*, Springer: Cham, Switzerland, vol. 10409, pp. 379–400. https://doi.org/10.1007/978-3-319-62407-5_27.
- Cohen D.A., McKenzie T.L., Sehgal A., Williamson S., Golinelli D., Lurie N. 2007, *Contribution of public parks to physical activity*, «American Journal of Public Health», n. 97, pp. 509–514. <https://doi.org/10.2105/AJPH.2005.072447>.

- Concepción E.D. 2021, *Urban sprawl into Natura 2000 network over Europe*, «Conservation Practice and Policy», n. 35(4), pp. 1063–1072. <https://doi.org/10.1111/cobi.13687>.
- Cozzi M., Prete C., Viccaro M., Sijtsma F., Veneri P., Romano S. 2022, *Understanding the role of nature in urban-rural linkages: Identifying the potential role of rural nature-based attractive clusters that serve human well-being*, «Sustainability», n. 14, 11856. <https://doi.org/10.3390/su141911856>.
- De Sousa Silva C., Viegas I., Panagopoulos I., Bell S. 2018, *Environmental Justice in accessibility to green infrastructure in two European cities*, «Land», n. 7, 134. <https://doi.org/10.3390/land7040134>.
- Davies C., MacFarlane R., McGloin C., Roe M. 2015, *Green Infrastructure Planning Guide*, Technical Report Version 1.1. Newcastle upon Tyne, UK, Northumbria University. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1191.368>.
- Dover J.W. 2015, *Green Infrastructure. Incorporating Plants and Enhancing Biodiversity in Buildings and Urban Environments*. Londra/New York, Regno Unito/Stati Uniti, Earthscan/Routledge.
- Eggermont H., Balian E., Azevedo J.M.N., Beumer V., Brodin T., Claudet J., Fady B., Grube M., Keune H., Lamarcque P., Reuter K., Smith M., van Ham C., Weisser W.W., Le Roux X. 2015, *Nature-based solutions: new influence for environmental management and research in Europe*, «GAIA Journal», n. 24(4), pp. 243–248. <https://doi.org/10.14512/gaia.24.4.9>.
- European Commission (EC) 2013, *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Green Infrastructure—Enhancing Europe's Natural Capital. SWD (2013) 155 Final*, <https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=celar:d41348f2-01d5-4abe-b817-4c73e6f1b2df.0014.03/DOC_1&format=PDF> (06/2025).
- European Commission, Directorate-General, Joint Research Centre 2023, *The Landscape Mosaic*, <<https://ies-ows.jrc.ec.europa.eu/gtb/GTB/psheets/GTB-Pattern-LM.pdf>> (06/2025).
- Ferretti V., Pomarico S. 2013, *An integrated approach for studying the land suitability for ecological corridors through spatial multicriteria evaluations*, «Environment, Development and Sustainability», n. 15, pp. 859–885. <https://doi.org/10.1007/s10668-012-9400-6>.
- Floris M., Zoppi C. 2020, *Ecosystem services and spatial planning: A study on the relationship between carbon sequestration and land-taking processes*, «Archivio di studi urbani e regionali», n. 51(127, supplement), pp. 11–33. <https://doi.org/10.3280/ASUR2020-127-S1002>.
- Gao J., Gong J., Yang J., Li J., Li S. 2022, *Measuring Spatial Connectivity between patches of the heat source and sink (SCSS): A new index to quantify the heterogeneity impacts of landscape patterns on land surface temperature*, «Landscape and Urban Planning», n. 217, 104260. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104260>.
- He J., Huang J., Li C. 2017, *The evaluation for the impact of land use change on habitat quality: A joint contribution of cellular automata scenario simulation and habitat quality assessment model*, «Ecological Modelling», n. 366, pp. 58–67. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.10.001>.
- He J., Shi Y., Xu L., Lu Z., Feng M. 2024, *An investigation on the impact of blue and green spatial pattern alterations on the urban thermal environment: A case study of Shanghai*, «Ecological Indicators», n. 158, 111244. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.111244>.
- Hilty J., Worboys G.L., Keeley A., Woodley S., Lausche B., Locke H., Car M., Pulsford I., Pittock J., White J.W., Theobald D.M., Levine J., Reuling M., Watson J.E.M., Ament R., Tabor G.M. 2020, *Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors. Best Practice Protected Area. Guidelines Series no. 30*. Gland, Switzerland, IUCN.

- Isola F., Lai S., Leone F., Zoppi C. 2022, *Strengthening a regional green infrastructure through improved multifunctionality and connectedness: Policy suggestions from Sardinia, Italy*, «*Sustainability*», n. 14(15), 9788. <https://doi.org/10.3390/su1415978>.
- Isola F., Leone F., Zoppi C. 2022, *Mapping of ecological corridors as connections between protected areas: A study concerning Sardinia, Italy*, «*Sustainability*», n. 14(11), 6588. <https://doi.org/10.3390/su14116588>.
- Kabisch N., Haase D. 2014, *Green justice or just green? Provision of urban green spaces in Berlin, Germany*, «*Landscape and Urban Planning*», n. 122, 129–139. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.11.016>.
- Kabisch N., Strohbach M., Haase D., Kronenberg J. 2016, *Urban green space availability in European cities*. «*Ecol. Indic.*», n. 70, 586–596. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.029>.
- Jordán A., Martínez-Zavala L., Bel-linfante N. 2008, *Heterogeneity in soil hydrological response from different land cover types in southern Spain*, «*Catena*», n. 74, pp. 137–143. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.03.015>.
- Kirby M.G., Scott A.J., Walsh C.L. 2023, *Translating policy to place: Exploring cultural ecosystem services in areas of Green Belt through participatory mapping*, «*Ecosystems and People*», n. 19(1). <https://doi.org/10.1080/26395916.2023.2276752>.
- Kourdounouli C., Jönsson A.M. 2020, *Urban ecosystem conditions and ecosystem services. A comparison between large urban zones and city cores in the EU*, «*Journal of Environmental Planning and Management*», n. 63(5), pp. 798–817. <https://doi.org/10.1080/09640568.2019.1613966>.
- Krosby M., Breckheimer I., John Pierce D., Singleton P.H., Hall S.A., Halupka K.C., Gaines, W.L. Long, R.A., McRae B.H., Cosentino B.L., Schuett-Hames J.P. 2015, *Focal species and landscape “naturalness” corridor models offer complementary approaches for connectivity conservation planning*, «*Landscape Ecology*», n. 30, pp. 2121–2132. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0235-z>.
- Lai S., Leone F., Zoppi C. 2018, *Implementing green infrastructures beyond protected areas*, «*Sustainability*», n. 10(10), 3544. <https://doi.org/10.3390/su10103544>.
- La Notte A., D'Amato S., Mäkinen H., Paracchini M.L., Liquete C., Egho B., Geneletti D., Crossman N. 2017, *Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework*, «*Ecological Indicators*», n. 74, pp. 392–402. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.030>.
- LaPoint S., Balkenhol N., Hale J., Sadler J., van der Ree R. 2015, *Ecological connectivity research in urban areas*, «*Functional Ecology*», n. 29, pp. 868–878. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12489>.
- Larondelle N., Haase D. 2013, *Urban ecosystem services assessment along a rural–urban gradient: A cross-analysis of European cities*, «*Ecological Indicators*», n. 29, pp. 179–190. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.022>.
- Larondelle N., Lauf S. 2016, *Balancing demand and supply of multiple urban ecosystem services on different spatial scales*, «*Ecosystem Services*», n. 22, pp. 18–31. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.09.008>.
- Li H., Chen H., Wu M., Zhou K., Zhang X., Liu, Z. 2022, *A dynamic evaluation method of urban ecological networks combining Graphab and the FLUS Model*, «*Land*», n. 11(12), 2297. <https://doi.org/10.3390/land11122297>.

- Liquete C., Kleeschulte S., Dige G., Maes J., Grizzetti B., Olah B., Zulian G. 2015, *Mapping green infrastructure based on eco-system services and ecological networks: A Pan-European case study*, «Environmental Science & Policy», n. 54, pp. 268–280. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.07.009>.
- Liu S., Shen P., Huang Y., Jiang L., Feng Y. 2022, *Spatial distribution changes in nature-based recreation service supply from 2008 to 2018 in Shanghai, China*, «Land», n. 11, 1862. <https://doi.org/10.3390/land11101862>.
- Lv Y., Zhang L., Li P., He H., Ren X., Zhang M. 2023, *Ecological restoration projects enhanced terrestrial carbon sequestration in the karst region of Southwest China*, «Frontiers in Ecology and Evolution», n. 11, 1179608. <https://doi.org/10.3389/fevo.2023.1179608>.
- Maes J., Zulian G., Günther S., Thijssen M., Raynal J. 2019, *Enhancing Resilience of Urban Ecosystems through Green Infrastructure. Final Report*, EUR 29630 EN, Publications Office of the European Union: Luxembourg. <https://doi.org/10.2760/689989>.
- Marando F., Heris M.P., Zulian G., Udías A., Mentaschi L., Chrysoulakis N., Parastatidis D., Maes J. 2022, *Urban heat island mitigation by green infrastructure in European Functional Urban Areas*, «Sustainable Cities and Society», n. 77, 103564. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.103564>.
- McDonald R.I., Aronson M.F.J., Beatley T., Beller E., Bazo M., Grossinger R., Jessup K., Mansur A.V., Puppin de Oliveira J.A., Panlasigui S., Burg J., Pevzner N., Shanahan D., Stoneburner L., Rudd A., Spotswood E. 2023, *Denser and greener cities: Green interventions to achieve both urban density and nature*, «People and Nature», n. 5, pp. 84–102. <https://doi.org/10.1002/pan3.10423>.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005, Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Washington, DC, Island Press.
- Nedkov S., Burkhard B. 2012, *Flood regulating ecosystem services—Mapping supply and demand, in the Etropole municipality, Bulgaria*. «Ecological Indicators», n. 21, 67–79. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.022>.
- Peng J., Zhao H., Liu Y. 2017, *Urban ecological corridors construction: A review*, «Acta Ecologica Sinica», n. 37, pp. 23–30. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2016.12.002>.
- Richards D., Etherington T.R., Herzig A., Lavorel S. 2024, *The importance of spatial configuration when restoring intensive production landscapes for biodiversity and ecosystem service multifunctionality*, «Land», n. 13(4), 460. <https://doi.org/10.3390/land13040460>.
- 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», n. 201, pp. 129–137. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.031>.
- Salata K.D., Yiannakou A. 2016, *Green Infrastructure and climate change adaptation*, «TeMA Journal of Land Use, Mobility and Environment», n. 9(1), pp. 7–24. <https://doi.org/10.6092/1970-9870/3723>.
- Sandström U.F. 2002, *Green infrastructure planning in urban Sweden*, «Planning Practice & Research», n. 17(4), pp. 373–385. <https://doi.org/10.1080/02697450216356>.
- Sebastiani A., Fares S. 2023, *Spatial prioritization of ecosystem services for land conservation: The case study of central Italy*, «Forests», n. 14, 145. <https://doi.org/10.3390/f14010145>.
- Song Z., Liu W. 2024, *Changes in the attraction area and network structure of recreation flows in urban green, blue and grey spaces under the impact of the COVID-19 pandemic*, «Cities», n. 146, 104744. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2023.104744>.

- Stewart D., Canfield E., Hawkins R. 2012, *Curve Number determination methods and uncertainty in hydrologic soil groups from semiarid watershed data*, «Journal of Hydrologic Engineering», n. 17(11), pp. 1180–1187. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000452](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000452).
- Suárez M., Barton D.N., Cimburova Z., Rusch G.M., Gómez-Bagethun E., Onaindia M. 2020, *Environmental justice and outdoor recreation opportunities: A spatially explicit assessment in Oslo metropolitan area, Norway*, «Environmental Science & Policy», n. 108, pp. 133–143. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.03.014>.
- Tzoulas K., Korpela K., Venn S., Yli-Pelkonen V., Kaźmierczak A., Niemela J., James P. 2007, *Promoting ecosystem and hu-man health in urban areas using green infrastructure: a literature review*, «Landscape and Urban Planning», n. 81(3), 167–178. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.02.001>.
- Valente D., Marinelli M.V., Lovello E.M., Giannuzzi C.G., Petrosillo I. 2022, *Fostering the resiliency of urban landscape through the sustainable spatial planning of green spaces*, «Land», n. 11(3), 367. <https://doi.org/10.3390/land11030367>.
- van Herzele A., Wiedemann T. 2003, *A monitoring tool for the provision of accessible and attractive urban green spaces*, «Landscape and Urban Planning», n. 63, 109–126. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00192-5](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00192-5).
- Walmsley A. 2006, *Greenways: multiplying and diversifying in the 21st century*, «Landscape and Urban Planning», n. 76(1-4), 252–290. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.09.036>.
- Wolman A.L., Couper E.A. 2003, *Potential consequences of linear approximation in economics. Federal Reserve Bank Economic Quartely*, n. 11, pp. 51–67. <https://www.richmondfed.org/-/media/RichmondFedOrg/publications/research/economic_quarterly/2003/winter/pdf/wolman.pdf> (06/2025).
- Xu H., Plieninger T., Primdahl J. 2019, *A systematic comparison of cultural and ecological landscape corridors in Europe*, «Land», n. 8, 41. <https://doi.org/10.3390/land8030041>.
- Zhang M., Wang K., Liu H., Zhang C., Wang J., Yue Y., Qi X. 2015, *How ecological restoration alters ecosystem services: an analysis of vegetation carbon sequestration in the karst area of northwest Guangxi, China*, «Environmental Earth Sciences», n. 74, pp. 5307–5317. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4542-0>.
- Zhang R., Zhang Q., Zhang L., Zhong Q. 2023, *Impact of spatial structure on the functional connectivity of urban ecological corridors based on quantitative analysis*. «Urban Forestry & Urban Greening», n. 89, 128121. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2023.128121>.
- Zhang Y., Wang Y., Ding N., Yang X. 2023, *Assessing the contributions of urban green space indices and spatial structure in mitigating urban thermal environment*. «Remote Sensing», n. 15(9), 2414. <https://doi.org/10.3390/rs15092414>.
- Zhao L., Li T., Przybysz A., Liu H., Zhang B., An W., Zhu C. 2023, *Effects of urban lakes and neighbouring green spaces on air temperature and humidity and seasonal variabilities*. «Sustainable Cities and Society», n. 91, 104438. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2023.104438>
- Zoppi C. 2012, *Valutazione come sostegno all'efficacia del piano*, in Zoppi C. (a cura di), *Valutazione e pianificazione delle trasformazioni territoriali nei processi di governance ed e-governance - Sostenibilità ed e-governance nella pianificazione del territorio*, FrancoAngeli, Milano, pp. 13–33.