



POLITECNICO
MILANO 1863

SCUOLA DI INGEGNERIA INDUSTRIALE
E DELL'INFORMAZIONE

Analisi dei danni ambientali degli eventi alluvionali

TESI DI LAUREA MAGISTRALE IN INGEGNERIA PER L'AMBIENTE E IL
TERRITORIO

MASTER OF SCIENCE IN ENVIRONMENTAL AND LAND
PLANNING ENGINEERING

Autore: Lucia Lavatelli

Matricola: 260346

Relatrice: Arianna Azzellino

Correlatrice: Elena Sezenna

Anno Accademico: 2025-2026

Abstract

This thesis uses the InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs*) model suite to assess the environmental and economic damage caused by extreme flood events. Specifically, the research stems from the DROP Project and focuses on the Adda-Martesana area, encompassing the municipalities of Bellinzago Lombardo, Cambiago, Gessate, and Masate, which were severely affected by the floods of May 2024. Historically, post-disaster assessments have prioritized material and infrastructural damage, systematically underestimating the degradation of natural capital. To address this gap, the methodological approach adopted integrates land-use data with spatial modeling to quantify the loss of four key ecosystem services: Carbon Storage and Sequestration, Habitat Quality, Urban Nature Access, and Urban Flood Risk Mitigation. The simulations reveal that the loss, whether temporary or permanent, of these ecological functions results in a severe and tangible economic impact on the community, with total environmental damage estimated at over 765,000 euros. The findings highlight the structural vulnerability of heavily impervious urban landscapes and underscore the urgent need for a radical paradigm shift in land-use planning. The integration of Nature-based Solutions (NbS) is no longer merely a cosmetic option, but a fundamental structural requirement for restoring the hydrological cycle and ensuring the long-term water resilience of the territory.

Key-words: InVEST models, Ecosystem services, Flood risk, Natural capital, Nature-based Solutions, Economic valuation.

Abstract in italiano

Questa tesi utilizza la suite di modelli InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs*) per valutare il danno ambientale ed economico causato da eventi alluvionali estremi. Nello specifico, la ricerca ha origine dal Progetto DROP e si concentra sull'area dell'Adda-Martesana, comprendente i comuni di Bellinzago Lombardo, Cambiagio, Gessate e Masate, duramente colpita dalle alluvioni del maggio 2024. Storicamente, le stime post-emergenziali hanno privilegiato i danni materiali e infrastrutturali, sottostimando sistematicamente il degrado del capitale naturale. Per colmare tale lacuna, l'approccio metodologico adottato integra i dati di uso del suolo con la modellazione spaziale per quantificare la perdita di quattro servizi ecosistemici fondamentali: Carbon Storage and Sequestration, Habitat Quality, Urban Nature Access e Urban Flood Risk Mitigation. Le simulazioni rivelano che la perdita, temporanea o permanente, di tali funzioni ecologiche si traduce in un grave e tangibile impatto economico per la collettività, con un danno ambientale complessivo stimato in oltre 765.000 euro. I risultati evidenziano la vulnerabilità strutturale dei paesaggi urbani fortemente impermeabilizzati e sottolineano l'urgente necessità di un radicale cambio di paradigma nella pianificazione territoriale. L'integrazione delle Nature-based Solutions (NbS) non rappresenta più un'opzione puramente ornamentale, ma un requisito strutturale fondamentale per ripristinare il ciclo idrologico e garantire la resilienza idraulica del territorio a lungo termine.

Parole chiave: Modelli InVEST, Servizi ecosistemici, Rischio alluvionale, Capitale naturale, Nature-based Solutions, Valutazione economica.

Sommario

Abstract.....	i
Abstract in italiano	iii
Sommario	v
Introduzione	9
1 Crisi ambientale e trasformazioni antropiche: il valore degli ecosistemi per la resilienza urbana.....	13
1.1. Il contesto della crisi ambientale: dinamiche climatiche e trasformazioni territoriali	13
1.1.1. L'alterazione del ciclo idrologico e l'intensificazione degli eventi estremi	13
1.1.2. L'impatto dell'Urban Sprawl sulla resilienza idraulica.....	19
1.2. Il quadro globale dei servizi ecosistemici: dal monitoraggio agli scenari futuri.....	23
1.2.1. Il Millennium Ecosystem Assessment (MA)	23
1.2.2. Definizione e classificazione dei servizi ecosistemici	26
1.2.3. Servizi ecosistemici e benessere umano: interdipendenze e determinanti di cambiamento	27
1.2.4. I risultati del Millennium Ecosystem Assessment: l'impronta antropica e il declino degli ecosistemi	29
1.2.5. Impatti economici, scenari previsionali e analisi dei trade-off.....	33
1.3. Valutazione e gestione del capitale naturale: dalla modellazione scientifica agli strumenti economici	37
1.3.1. Monitoraggio e modellazione dei servizi ecosistemici: il ruolo di ISPRA e InVEST.....	37
1.3.2. Strumenti di governance e incentivi alla tutela: i Pagamenti per i Servizi Ecosistemici (PES)	38
2 Il progetto DROP e la caratterizzazione ambientale del territorio.....	41
2.1. Inquadramento del Progetto DROP e finalità della ricerca	41
2.2. Inquadramento territoriale: assetto insediativo, idro morfologia e vulnerabilità locale.....	43
2.2.1. Inquadramento geografico, infrastrutture e vincoli ambientali.....	43
2.2.2. Assetto morfologico e idrografico dell'area di studio.....	44

2.3. Copertura del suolo e impermeabilizzazione: l'equilibrio precario del paesaggio.....	45
2.4. Verso una valutazione funzionale: i servizi ecosistemici come strumento di progetto.....	47
3 Metodologia e analisi dei servizi ecosistemici	49
3.1. Obiettivi di ricerca e introduzione ai modelli InVEST	49
3.1.1. Obiettivi della modellazione: oltre la valutazione dei danni infrastrutturali.....	49
3.1.2. Dall'analisi dell'uso del suolo alla modellazione dei servizi ecosistemici	49
3.2. Carbon Storage and Sequestration	52
3.2.1. Dinamiche del carbonio: dalla regolazione climatica alla pianificazione territoriale.....	52
3.2.2 Logica di funzionamento del modello InVEST e definizione dei carbon pools	53
3.2.3. Fase operativa: integrazione dei dati per l'analisi dello stoccaggio e del sequestro di carbonio	54
3.2.4. Valutazione economica del danno ecosistemico: il Costo Sociale del Carbonio	58
3.2.5. Analisi critica: semplificazioni e limitazioni del modello Carbon Storage and Sequestration	59
3.3. Habitat Quality	61
3.3.1. Analisi della biodiversità e qualità dell'habitat: l'approccio del modello InVEST	61
3.3.2. Struttura del modello Habitat Quality: parametrizzazione e logica di funzionamento.....	61
3.3.3. Analisi spaziale degli output cartografici e valutazione economica del danno.....	65
3.3.4. Analisi critica: semplificazioni e limitazioni del modello Habitat Quality	69
3.4. Urban Nature Access	70
3.4.1. Parametrizzazione dell'offerta e della domanda di aree naturali	70
3.4.2. Algoritmo di calcolo del bilancio di natura urbana del modello Urban Nature Access	73
3.4.3 La domanda di natura urbana nei centri abitati e gli effetti della conversione delle aree allagabili	76
3.4.4. Valutazione economica del servizio ricreativo e stima del danno da allagamento.....	78

3.4.5. Analisi Critica: Semplificazioni e Limitazioni del Modello Urban Nature Access.....	80
3.5. Urban Flood Risk Mitigation.....	81
3.5.1. Il rischio di alluvione e il contesto territoriale	81
3.5.2. Parametrizzazione del modello idrologico: gruppi idrologici del suolo e Curve Number.....	82
3.5.3. Elaborazione del modello: calcolo del deflusso e bilancio idrologico...	85
3.5.4. Valutazione economica delle aree allagate: il risparmio garantito dalla ritenzione idrica.....	88
3.5.5. Analisi critica: semplificazioni e limitazioni del modello Urban Flood Risk Mitigation	91
3.6. Risultati.....	91
4 Conclusioni	95
Bibliografia	97
A Dati di input e parametrizzazione dei modelli InVEST.....	103
A.1. Carbon Storage and Sequestration	103
A.2. Habitat Quality	106
A.3. Urban Nature Access	109
A.4. Urban Flood Risk Mitigation.....	112
Lista delle Figure	115
Lista delle Tabelle	119

Introduzione

L'attuale crisi climatica, manifestandosi attraverso un aumento dei fenomeni meteorologici estremi, ha innescato un processo di degrado progressivo e inarrestabile dei servizi ecosistemici fondamentali per la vita sul pianeta. La successione di ondate di calore senza precedenti, alluvioni devastanti e prolungati periodi di siccità sta determinando cambiamenti strutturali che colpiscono inevitabilmente sia il tessuto sociale sia gli equilibri biologici della biosfera.

In questo scenario, la società contemporanea sta attraversando una fase di profonda trasformazione poiché l'espansione urbana, spesso incontrollata, ha portato la popolazione a concentrarsi in misura prevalente all'interno dei centri cittadini. Di conseguenza, gli agglomerati urbani si sono estesi a dismisura, privando il territorio di ampie porzioni di superfici permeabili e accelerando un declino ambientale che si palesa nella compromissione di funzioni vitali come, ad esempio, il sequestro del carbonio atmosferico.

Questi cambiamenti hanno causato una perdita di biodiversità allarmante, che non solo riduce il numero delle specie viventi, ma indebolisce la resilienza stessa degli habitat, un quadro ulteriormente aggravato dalla continua impermeabilizzazione del suolo. L'ostacolo al naturale deflusso e all'infiltrazione delle acque meteoriche trasforma infatti il terreno in un catalizzatore per eventi alluvionali di gravità crescente, minacciando la salute pubblica e alimentando la crisi del riscaldamento globale.

In tale contesto, la ricerca di spazi verdi emerge come un'esigenza primaria e irrinunciabile. Con l'avanzare del cosiddetto urban sprawl la popolazione sperimenta una difficoltà crescente nel raggiungere aree naturali o parchi pubblici. Tale privazione incide in modo diretto sul benessere psicofisico dei cittadini, poiché il contatto con la natura rappresenta un tassello fondamentale per la stabilità sociale e la salute mentale. La perdita di questi servizi naturali genera costi sociali occulti ma ingenti, che gravano pesantemente sulla collettività e che, in assenza di inversioni di tendenza, sono destinati a subire un drastico peggioramento nel corso del tempo. Risulta quindi evidente l'urgente necessità di una gestione attenta delle risorse idriche e di una pianificazione territoriale lungimirante, che sappiano ripensare le infrastrutture in un'ottica sostenibile.

L'obiettivo deve essere lo sviluppo di soluzioni durature che integrino l'efficienza tecnica con la tutela ambientale e la capacità di adattamento dinamico ai mutamenti climatici in atto.

Storicamente, la percezione collettiva ha manifestato una evidente difficoltà nel riconoscere il valore intrinseco e la fragilità dei sistemi ambientali. Tale lacuna si riflette nelle modalità con cui, tradizionalmente, si è tentato di monitorare i danni derivanti dal cambiamento climatico: l'attenzione istituzionale e tecnica si è quasi esclusivamente concentrata sulle opere civili, privilegiando l'analisi dei danni materiali arrecati alle infrastrutture strategiche, agli edifici residenziali e al tessuto urbano consolidato. Determinare con rigore scientifico le ripercussioni che tali eventi proiettano sulla sfera naturale risulta, d'altro canto, un'operazione estremamente complessa. Questa difficoltà risiede principalmente nella scarsità di basi scientifiche consolidate e in una carenza di protocolli di classificazione che permettano di quantificare l'alterazione degli equilibri ecologici con la stessa immediatezza con cui si valutano i danni strutturali.

Sussiste, inoltre, un pregiudizio di natura economica che tende a sottostimare sistematicamente le lesioni subite da boschi, prati e aree umide, poiché tali ecosistemi sono spesso considerati meno redditizi rispetto alle proprietà immobiliari o alle grandi reti di trasporto e il loro degrado viene erroneamente percepito come un problema di secondaria importanza. Tuttavia, tale visione ignora la portata enorme dei servizi ecosistemici perduti, la cui mancanza genera costi ambientali e sociali difficilmente colmabili, lasciando in eredità alle generazioni future un territorio estremamente vulnerabile.

In questo contesto si inserisce il presente lavoro di tesi, che trae il proprio fondamento scientifico e operativo dal Progetto DROP. Tale iniziativa nasce come risposta diretta agli eventi alluvionali che, nel maggio del 2024, hanno colpito con eccezionale violenza il territorio di Gessate, Cambiago, Masate e Bellinzago Lombardo, provocando conseguenze drammatiche nei centri abitati e nelle aree limitrofe. L'obiettivo centrale della ricerca è stimare il valore economico della perdita subita dai servizi ecosistemici in questa specifica porzione della regione lombarda, quantificando il danno finanziario che si verifica quando le precipitazioni intense ne compromettono le funzioni naturali. I territori in esame, profondamente segnati dalle recenti esondazioni, rappresentano un caso di studio emblematico per comprendere l'entità dell'impatto economico e sociale che tali disastri riversano sulla popolazione residente.

Per tradurre queste dinamiche in dati tangibili e confrontabili, la ricerca si avvale dell'impiego di strumenti metodologici avanzati, tra cui spicca l'utilizzo del software InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs). Grazie a questa piattaforma di modellizzazione, è stato possibile stimare e ottenere dati quantitativi essenziali per definire il rischio a cui le comunità locali sono esposte in seguito a eventi meteorologici estremi che colpiscono le zone soggette ad allagamento. È importante sottolineare come la quantificazione di tali dati presenti sfide notevoli poiché l'accuratezza e l'affidabilità dello strumento dipendono in modo determinante dalla qualità dei valori di input. La reperibilità di informazioni precise, aggiornate e coerenti rappresenta spesso un ostacolo metodologico significativo; nondimeno, l'approccio basato su InVEST rimane attualmente una delle metodologie più valide e autorevoli

per perseguire gli obiettivi conoscitivi di questa tesi, offrendo una base solida per una pianificazione territoriale che sia finalmente consapevole del valore inestimabile del capitale naturale.

1 Crisi ambientale e trasformazioni antropiche: il valore degli ecosistemi per la resilienza urbana

1.1. Il contesto della crisi ambientale: dinamiche climatiche e trasformazioni territoriali

1.1.1. L'alterazione del ciclo idrologico e l'intensificazione degli eventi estremi

Nel panorama scientifico contemporaneo, l'accelerazione dei cambiamenti climatici di matrice antropica ha trasformato l'incremento dei fenomeni meteorologici estremi in una sfida sistemica su scala planetaria. Manifestazioni quali ondate di calore terrestri e marine, precipitazioni torrenziali, inondazioni catastrofiche, siccità prolungate e incendi boschivi di vaste proporzioni stanno manifestando una frequenza e un'intensità crescenti, con impatti profondi su ecosistemi e infrastrutture. Le radici di tali mutamenti risalgono al XIX secolo, in concomitanza con l'avvento della Rivoluzione Industriale e il massiccio ricorso ai combustibili fossili. Tali attività hanno determinato un accumulo progressivo di gas climalteranti nell'atmosfera i quali, agendo come una barriera termica, intrappolano il calore riscaldando il pianeta. Questo riscaldamento globale altera il ciclo idrologico, modifica i pattern meteorologici e accelera il ritiro delle masse glaciali e del ghiaccio marino.

Secondo i dati forniti dal programma europeo Copernicus [1], l'ultimo undicennio (2015-2025) rappresenta il periodo più caldo mai registrato a livello globale; in particolare, il 2024 si è confermato come l'anno più caldo in assoluto.

Utilizzando il dataset di ERA5, risulta evidente che la temperatura media globale dell'aria in superficie osservabile nelle serie storiche dal 1850 a oggi sia aumentata.

Nella Figura 1.1 sottostante, infatti, i dati mostrati evidenziano che il periodo 2023-2025 rappresenta il primo triennio nella storia a oltrepassare il limite di 1.5°C sopra il livello preindustriale.

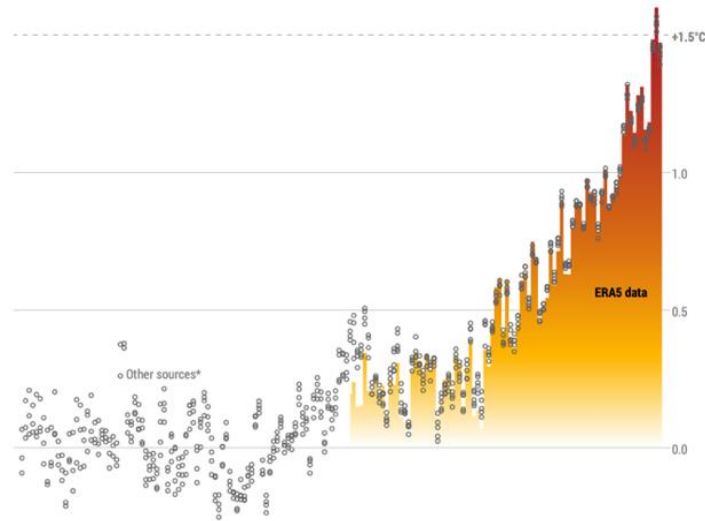


Figura 1.1: Aumento della temperatura superficiale globale dell'aria rispetto al periodo di riferimento preindustriale (1850-1900) [1].

L'incremento termico globale costituisce il motore fisico dell'alterazione del ciclo idrologico, influenzando direttamente la capacità dell'aria di trattenere vapore acqueo.

Nonostante l'atmosfera sia un sistema stratificato che si estende per decine di chilometri, i processi meteorologici che governano il rischio alluvionale si concentrano quasi esclusivamente nella troposfera e, più specificamente, nello Strato Limite Planetario (PBL). Quest'area funge da interfaccia critica per lo scambio di calore e umidità tra terra e atmosfera; al suo interno, l'aumento dell'entalpia specifica dell'aria umida accumula l'energia necessaria per alimentare perturbazioni e precipitazioni più violente e concentrate rispetto ai regimi storici. In questo contesto, il riscaldamento globale agisce come un vero motore termodinamico che intensifica la forza degli eventi estremi, mettendo in crisi la capacità di regolazione naturale del territorio e dei suoi bacini idrografici.

Come evidenziato da alcune analisi globali, gli estremi precipitativi sono in costante aumento con una particolare incidenza nelle regioni temperate e tropicali. Anche laddove i regimi pluviometrici tendono all'inaridimento, la forte variabilità climatica mantiene elevato il rischio di eventi intensi, trasformando le aree densamente popolate in veri e propri hotspot di pericolo potenziale.

Questa dinamica ha trovato una drammatica conferma nel corso del 2025 poiché si è verificata un'attività tropicale di rilievo con un totale di 103 tempeste tropicali; di queste, 50 hanno raggiunto l'intensità di ciclone e 20 sono state classificate come grandi cicloni tropicali [1].

L'Europa è stata colpita da circa 40 tempeste nominate tra cui la Tempesta Barbara responsabile di precipitazioni record in Romania e Grecia nel mese di ottobre, la Tempesta Éowyn che nel mese di gennaio ha colpito l'Irlanda, il Regno Unito e la Scandinavia occidentale e le Tempeste Claudia ed Emilia, responsabili di piogge violente nell'Europa occidentale tra novembre e dicembre [1].

A supporto di tali evidenze, le mappe proiettive del Sesto Rapporto di Valutazione dell'IPCC [2] confermano che ogni ulteriore frazione di riscaldamento determina un'amplificazione diffusa dei fenomeni estremi (Figura 1.2). Analizzando la variazione della precipitazione giornaliera massima annuale a diversi livelli termici (+1.5°C, +2°C, +3°C, +3°C), si osserva come le aree soggette a un incremento dell'intensità piovosa si espandano in quasi tutte le regioni continentali. È rilevante notare come tale intensificazione si manifesti anche in zone dove l'umidità media del suolo è proiettata in diminuzione, convalidando la tesi di una variabilità idrologica sempre più marcata.

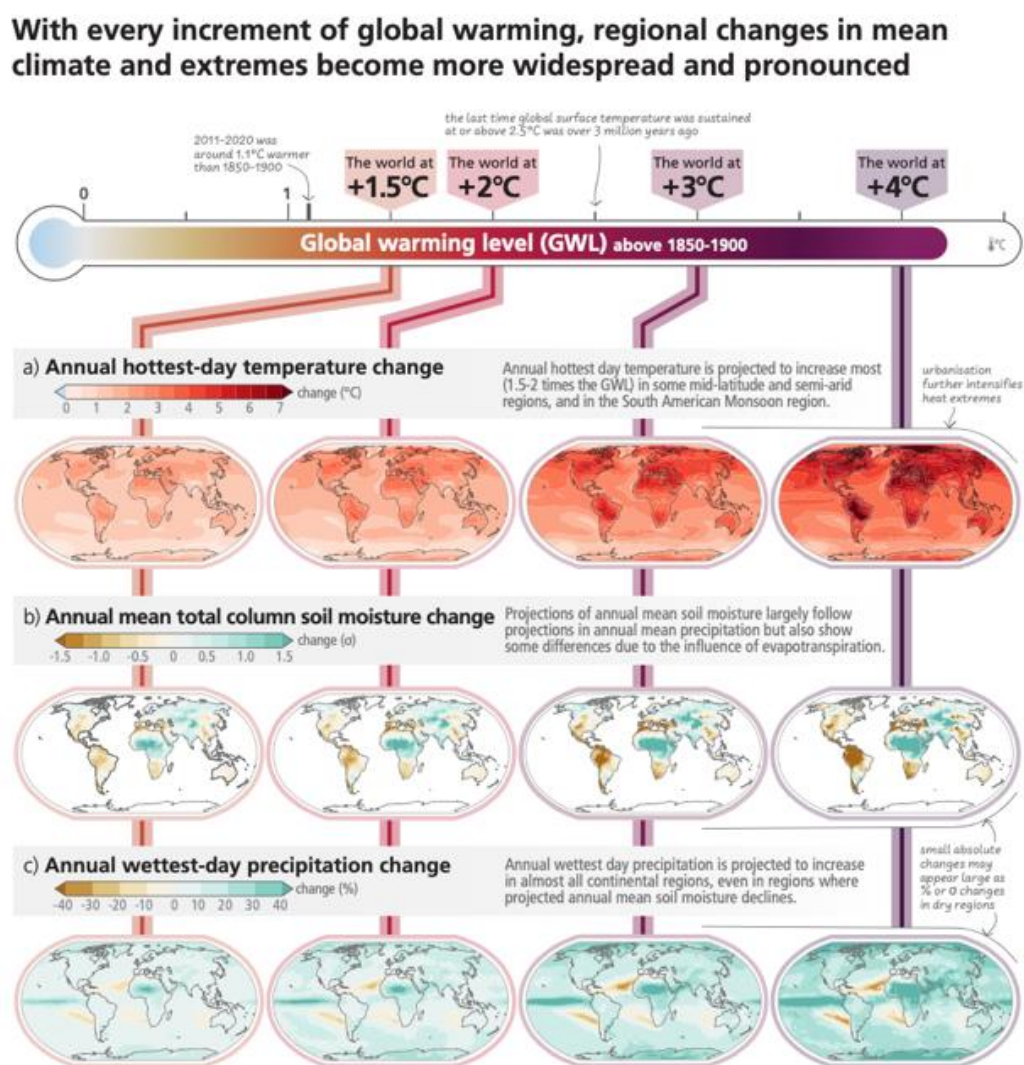


Figura 1.2: Cambiamenti proiettati della precipitazione giornaliera massima annuale a diversi livelli di riscaldamento globale (+1.5°C, +2°C, +3°C) rispetto al periodo preindustriale. Le aree in azzurro indicano un aumento dell'intensità delle precipitazioni estreme [2].

In questo scenario, i monitoraggi dell'ISPRA evidenziano che, sul territorio nazionale e in particolare nel Nord Italia, l'incremento delle temperature e l'alterazione dei fenomeni meteorologici procedono a ritmi superiori rispetto alla media globale. Tale dinamica determina un paradosso idrologico caratterizzato da periodi siccitosi

prolungati interrotti da precipitazioni convettive di estrema violenza, che saturano rapidamente i sistemi di drenaggio esistenti. La convergenza tra fisica dell'atmosfera, vulnerabilità infrastrutturale e specificità climatica italiana impone una revisione dei paradigmi di pianificazione territoriale, verso strategie di adattamento capaci di gestire volumi idrici non più compatibili con i parametri statistici del passato.

A conferma della fragilità del territorio nazionale, i dati della piattaforma IdroGEO di ISPRA [3], riassunti nella Figura 1.3, evidenziano una situazione di elevata esposizione: una percentuale significativa della popolazione, del patrimonio edilizio e delle imprese ricade in aree a pericolosità idraulica elevata (P3) o media (P2). Il rischio alluvionale non rappresenta più solo una minaccia per l'incolumità pubblica, ma rappresenta un fattore di vulnerabilità sistemica per migliaia di attività produttive e beni culturali. La gestione dei bacini idrografici diventa, di conseguenza, una priorità assoluta per garantire la sicurezza economica e la resilienza del Paese nel lungo periodo.

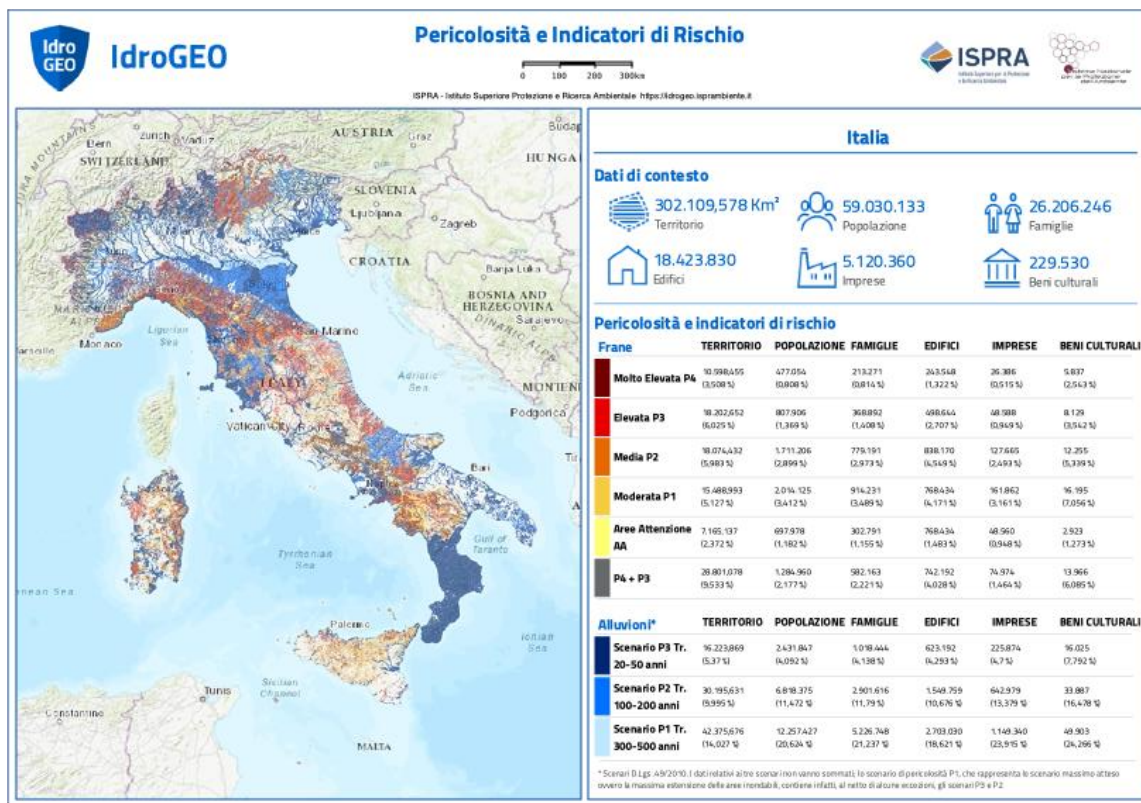


Figura 1.3: Sintesi nazionale degli indicatori di pericolosità e dei rischi di alluvione e frana. Il report evidenzia l'esposizione di popolazione, edifici e imprese rispetto alle classi di pericolosità P1 (moderata), P2 (media) e P3 (elevata) [3].

Oltre l'aumento delle precipitazioni e le inondazioni improvvise la crisi climatica impone la gestione di altre due minacce sistemiche come le ondate di calore e la siccità,

questi fenomeni non sono eventi isolati ma facce diverse della stessa alterazione termodinamica che colpisce il ciclo dell'acqua.

Le ondate di calore, identificate come periodi persistenti di temperature eccessive con impatti severi sui sistemi biologici e antropici, mostrano ormai una correlazione inequivocabile con l'aumento dei gas serra. Nel corso del 2025, circa il 50% delle terre emerse ha registrato un numero di giorni superiore alla media caratterizzati da uno "stress termico forte", con una temperatura percepita pari o superiore a 32°C. In aree come l'Africa Centrale, si sono registrati fino a 110 giorni consecutivi di stress termico "molto forte" con temperature maggiori di 38°C, anche in alcune aree degli Stati Uniti meridionali e dell'Asia sono stati registrati fino a 45 giorni extra di forte stress termico rispetto alla media [1].

La distribuzione geografica di questo fenomeno è chiaramente visualizzabile nelle mappe di anomalia sottostanti (Figura 1.4), la mappa a sinistra evidenzia come l'aumento dei giorni con stress termico "forte" o superiore abbia interessato gran parte delle regioni continentali, con anomalie positive che raggiungono i 75 giorni in ampie porzioni dell'Africa, dell'Asia meridionale e del Sud America rispetto alla media storica 1991-2020. Parallelamente, la mappa a destra mostra una netta e diffusa riduzione dei giorni di freddo intenso, confermando una transizione climatica che altera radicalmente non solo i picchi di calore, ma l'intera struttura termica stagionale a cui le popolazioni erano storicamente abituate [1].

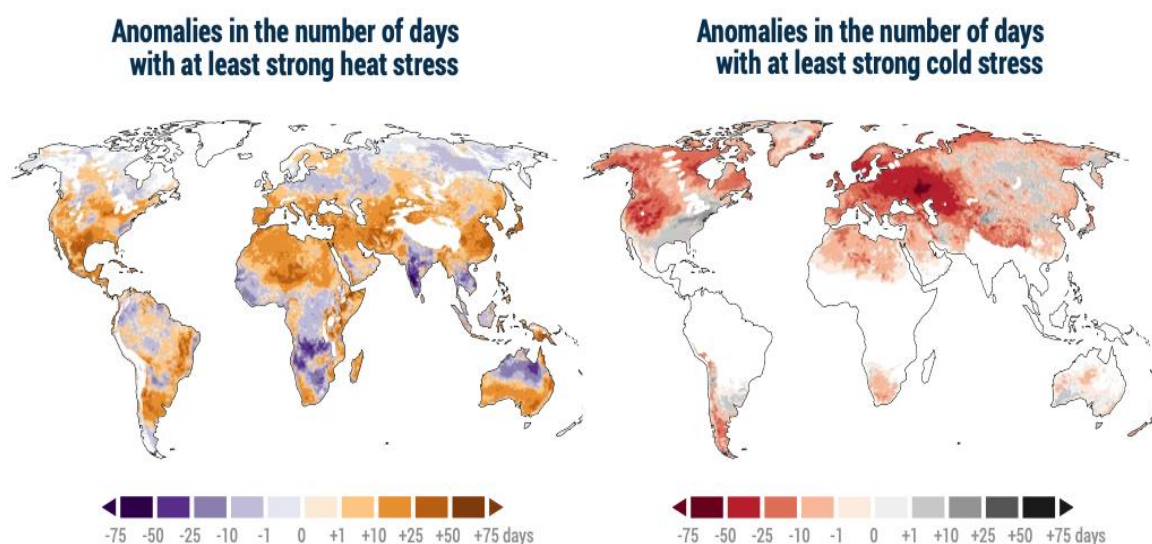


Figura 1.4: Anomalie nel numero di giorni con almeno stress termico forte (sinistra) e stress da freddo forte (destra) nel 2025, calcolate rispetto alla media del periodo di riferimento 1991-2020 [1].

Le analisi basate su dati giornalieri globali confermano una tendenza inequivocabile: dal 1950 a oggi, la frequenza, la durata e l'intensità di tali eventi sono aumentate nella quasi totalità delle regioni del pianeta. Tra queste variabili, la frequenza rappresenta

la metrica che ha subito il cambiamento più accelerato, portando a un incremento sistemico del "calore cumulativo" su base stagionale [4].

L'influenza del fattore umano è diventata fondamentale per quanto riguarda questi fenomeni, infatti, studi condotti su eventi specifici, come l'eccezionale ondata di calore che ha colpito la costa pacifica di Stati Uniti e Canada nel giugno 2021, indicano che tali eventi sono diventati almeno 150 volte più probabili a causa dei cambiamenti climatici indotti dall'uomo [5].

Sulla base dell'analisi dell'Agenzia Europea dell'Ambiente (EEA), la siccità si sta configurando come un'ulteriore sfida per la resilienza degli ecosistemi europei, agendo in sinergia con l'aumento delle ondate di calore. Secondo i dati aggiornati a dicembre 2025, l'Europa sta affrontando pericoli climatici con una frequenza e un'intensità superiori alla media globale. Nel solo 2024, circa 600.000 km² del territorio dell'Unione Europea hanno registrato livelli di umidità del suolo inferiori alla media del periodo 2000-2020, con ripercussioni severe sulla produttività della vegetazione e sulla capacità degli ecosistemi naturali di sequestrare il carbonio, mettendo a repentaglio gli obiettivi climatici [6].

In questo quadro di accelerazione termodinamica, l'Italia emerge come un hotspot di estrema vulnerabilità climatica nel bacino del Mediterraneo. L'aumento sistemico delle temperature alimenta un pericoloso paradosso idrologico, dove la gestione delle risorse deve confrontarsi con una variabilità senza precedenti. Le analisi condotte da Granata e Di Nunno [7] sulla specifica "anatomia regionale" della siccità in Italia rivelano dinamiche profondamente diversificate: mentre il Mezzogiorno affronta periodi secchi persistenti e prolungati, il Nord-Ovest e l'arco alpino sono definiti da un regime idrologico estremamente volatile. In quest'ultima macroarea, la bassa persistenza dei fenomeni si traduce in transizioni brusche e violente, favorendo l'insorgenza di siccità improvvise che si alternano a precipitazioni di singolare intensità.

Questi fenomeni stanno creando un rischio non più commensurabile esclusivamente attraverso i danni materiali alle opere civili; la vera minaccia risiede nel collasso della resilienza degli ecosistemi stessi, i quali stanno perdendo la capacità naturale di assorbire e mitigare i cambiamenti climatici. Quando queste funzioni vitali vengono meno, il territorio rimane privo della sua protezione primaria, trasformando ogni evento estremo in una potenziale catastrofe sistemica.

Questa fragilità trova conferma nel paragrafo seguente, infatti, la pressione derivante dall'urbanizzazione incontrollata e dal fenomeno dell'urban sprawl ha alterato radicalmente la funzionalità dei suoli. Sigillando le superfici e annullando la capacità di infiltrazione, l'espansione antropica ha reso i contesti urbanizzati i punti di massima criticità, dove il deficit di servizi ecosistemici trasforma la pioggia in un pericolo diretto per la collettività.

1.1.2. L'impatto dell'Urban Sprawl sulla resilienza idraulica

L'urbanizzazione globale è oggi considerata una delle trasformazioni socio-ambientali più significative del nostro tempo. Questo processo, definito come lo spostamento sempre più marcato della popolazione dalle zone rurali a quelle più densamente popolate, non mostra segni di rallentamento e sta anzi accelerando drasticamente, soprattutto nei paesi in via di sviluppo (Figura 1.5).

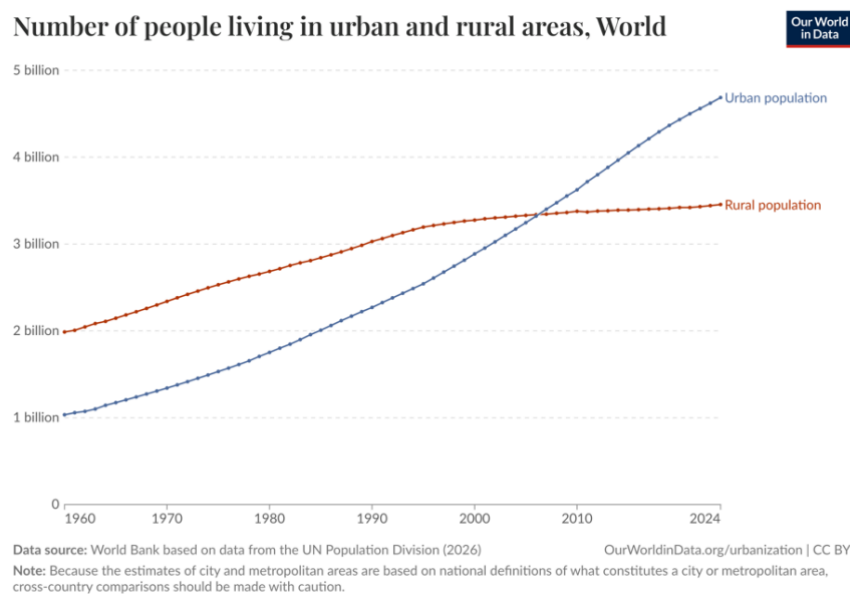


Figura 1.5: Numero di persone residenti in aree urbane e rurali a livello globale tra il 1960 e il 2024 [8].

La distinzione tra aree urbane e rurali è definita primariamente dalla natura delle attività economiche: mentre le occupazioni rurali sono strettamente legate allo sfruttamento delle risorse naturali, i centri urbani offrono sbocchi professionali diversificati. Il flusso migratorio è dunque alimentato dalla ricerca di migliori prospettive economiche, spesso in risposta alla saturazione del mercato del lavoro nelle zone rurali. A questo driver economico si affiancano fattori sociali determinanti, come l'accesso a un'istruzione superiore e a servizi sanitari più efficienti.

Tale dinamica migratoria esercita un impatto profondo sui territori d'origine: le aree rurali, impossibilitate a garantire servizi e opportunità, subiscono un rapido spopolamento. Ciò innesca uno squilibrio demografico caratterizzato dalla contrazione della popolazione attiva e da un progressivo invecchiamento, che finisce per indebolire il tessuto socioeconomico delle campagne. Parallelamente, le città si configurano come i principali epicentri delle attuali sfide ecologiche. L'espansione incontrollata, nota come urban sprawl, favorisce l'inquinamento atmosferico e idrico, compromette la biodiversità e complica la gestione delle risorse, minacciando la sostenibilità e la qualità della vita urbana.

Questa crescita sta portando alla formazione di vasti agglomerati urbani, grandi regioni composte da più città e sobborghi dove il centro città rappresenta spesso la zona più ricca e inaccessibile. La difficoltà per i nuovi arrivati di insediarsi legalmente in queste aree centrali alimenta il fenomeno del substandard housing, ovvero l'occupazione abusiva di alloggi non sicuri. In queste realtà, prive di servizi essenziali come acqua, fognature, raccolta rifiuti e protezione antincendio, vivono circa 1.12 miliardi di persone [9]. Si tratta di una situazione in cui inquinamento e degrado sociale sono strettamente correlati, creando contesti di estrema precarietà.

L'inarrestabile espansione delle città moderne agisce come un catalizzatore di profondi squilibri ambientali, trasformando radicalmente il volto del territorio, la funzionalità degli ecosistemi e agisce come fattore critico nel ridurre la ricarica delle falde e nell'aumentare il deficit idrico superficiale [10]. Questo processo è considerato intrinsecamente insostenibile poiché comporta un massiccio consumo di suolo e il degrado degli ecosistemi naturali. La frammentazione degli habitat si traduce nella perdita progressiva di aree vergini, zone umide e foreste, che vengono convertite in superfici edificate. Mentre le nuove aree crescono, il tessuto urbano esistente deve gestire il recupero di zone industriali dismesse, caratterizzate da suoli spesso compattati e poveri di capacità infiltrativa.

Questa trasformazione del suolo ha ripercussioni devastanti sulla gestione idrica, l'urbanizzazione altera il ciclo naturale dell'acqua sostituendo i suoli permeabili con superfici impermeabili. In condizioni naturali, le superfici vegetate intercettano la pioggia e ne dirigono una parte significativa verso il sottosuolo, alimentando le falde e permettendo l'evapotraspirazione. Al contrario, la proliferazione di superfici impermeabili, che negli insediamenti ad alta densità, secondo uno studio condotto sulla città di Monaco, arrivano a coprire circa due terzi della superficie totale, blocca l'assorbimento naturale [11].

Come evidenziato dalla Figura 1.6, la differenza tra il ciclo idrico naturale e quello urbano è netta.

Nelle aree urbane, l'acqua piovana in eccesso si trasforma in un violento deflusso superficiale, sovraccaricando i sistemi di drenaggio e aumentando il rischio di alluvioni urbane. Questo fenomeno non solo accresce i rischi idraulici, ma riduce drasticamente la disponibilità di risorse idriche: l'acqua, anziché infiltrarsi e ricaricare le falde, defluisce rapidamente verso fiumi o mare. Lungo il suo percorso, il deflusso trasporta inquinanti pericolosi, come metalli pesanti e oli motori, direttamente nei corsi d'acqua, rendendo la risorsa non utilizzabile.

Tale situazione compromette la gestione sostenibile dell'acqua e contribuisce all'aggravamento dei problemi di scarsità idrica.

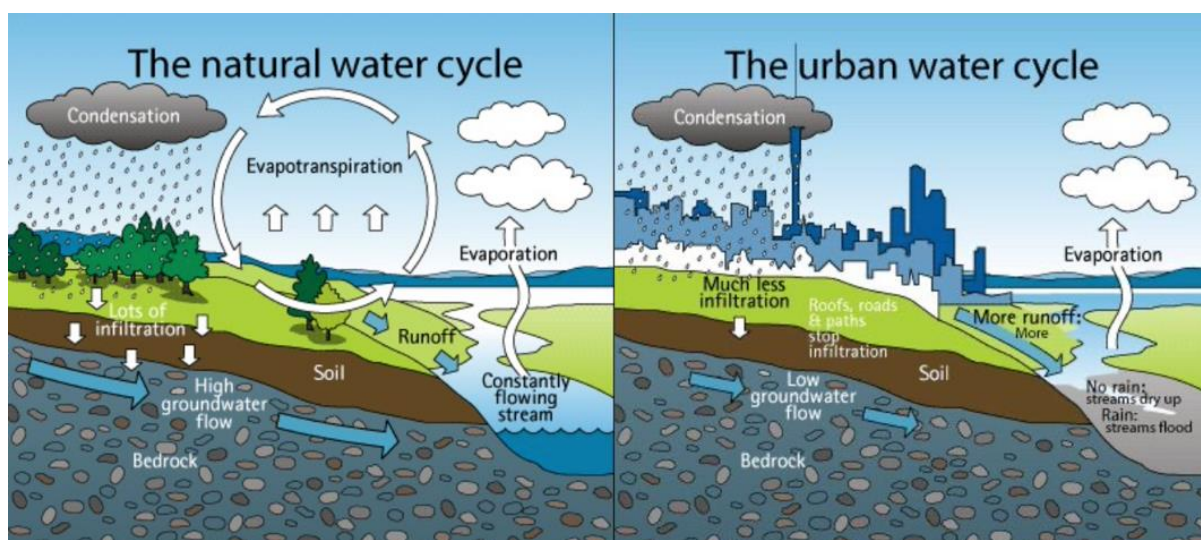


Figura 1.6: Confronto tra il ciclo idrologico naturale e quello urbano [12].

Oltre agli impatti idrologici, l'elevata densità abitativa genera il fenomeno delle isole di calore, per cui le aree densamente edificate registrano temperature significativamente superiori rispetto alle zone rurali circostanti.

L'impatto del cosiddetto soil sealing, ovvero l'impermeabilizzazione del suolo, non è uniforme durante la giornata: se di giorno la radiazione solare scalda ogni superficie, è durante la notte che si avverte la criticità maggiore. In questo periodo, i materiali impermeabili come asfalto e cemento rilasciano lentamente il calore accumulato, impedendo il raffreddamento notturno dell'aria e peggiorando il comfort termico e la salute pubblica.

Nelle città e nei distretti industriali, questa ritenzione termica può portare al superamento della soglia critica dei 24°C durante le notti estive, un limite considerato fondamentale per il benessere umano. Oltre questo valore, la qualità del riposo e la salute generale della popolazione, in particolare dei soggetti vulnerabili, iniziano a diminuire. Il fenomeno è aggravato dalla formazione delle cosiddette "cupole di polvere": l'aria calda intrappola gli inquinanti atmosferici sopra la città, limitandone la dispersione e creando un ambiente insalubre [13].

La Figura 1.7 permette di visualizzare spazialmente quanto descritto, mostrando la correlazione tra tipologia di tessuto urbano e accumulo di calore.

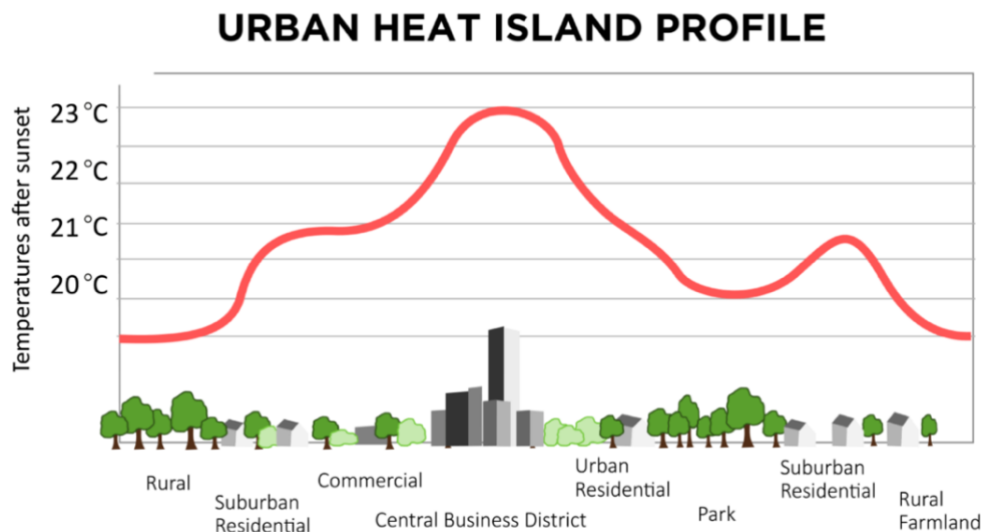


Figura 1.7: Profilo dell'isola di calore urbana [14].

Le criticità termiche precedentemente analizzate, sono segnali chiari di una metamorfosi territoriale ben più profonda e strutturale. Questa radicale trasformazione del territorio, che ha privilegiato la sigillatura delle superfici a scapito dei cicli naturali e delle funzioni intrinseche del suolo, non rappresenta soltanto un mutamento fisico dell'ambiente, ma una vera e propria riduzione del capitale naturale disponibile. La drastica perdita della capacità di infiltrazione meteorica e la saturazione dei pochi spazi verdi residui determinano, di conseguenza, una contrazione della resilienza del territorio stesso.

In tale scenario, il degrado sistemico dei servizi ecosistemici si ripercuote su ogni aspetto della vita quotidiana, rendendo urgente una pianificazione sostenibile che metta al centro la tutela del capitale naturale. La transizione verso una "Smart City" evoluta deve dunque superare la dimensione puramente tecnologica per farsi garante di un modello urbano resiliente, capace di ripristinare quei servizi ecosistemici essenziali sia per l'ambiente sia per la salute mentale dei cittadini [15].

In questo contesto, la gestione del verde urbano non è più considerata un semplice elemento ornamentale, bensì una vera e propria necessità da ripristinare. La presenza di capitale naturale lungo i tragitti quotidiani, come i percorsi casa-scuola, offre servizi culturali essenziale per la popolazione più giovane, fondamentale per la riduzione della fatica mentale e lo stimolo della creatività. Parallelamente, rappresenta un servizio di regolazione, la cui compromissione durante eventi meteorologici estremi genera costi sociali e ambientali altrimenti insostenibili. Risulta quindi fondamentale spostare l'asse della ricerca dalla descrizione dei danni materiali alla valutazione quantitativa e dinamica dei servizi ecosistemici compromessi.

1.2. Il quadro globale dei servizi ecosistemici: dal monitoraggio agli scenari futuri

1.2.1. Il Millennium Ecosystem Assessment (MA)

Al fine di mitigare le minacce e i potenziali squilibri economici e ambientali derivanti dalla crisi climatica, la salvaguardia del capitale naturale ha acquisito un'importanza imprescindibile e di conseguenza emerge l'esigenza di valutare il territorio in quanto fornitore di servizi essenziali. Il fulcro di tale approccio risiede nell'elaborazione di una nuova metodologia condivisa che accresca la consapevolezza circa lo stato di salute dei sistemi naturali; questi ultimi, infatti, risultano spesso segnati da profondi processi di degradazione che ne minano la funzionalità, anche nei casi in cui l'integrità strutturale non sia ancora del tutto compromessa. Tale sforzo analitico mira, inoltre, a delineare previsioni accurate sull'incidenza delle mutazioni ambientali sia sull'erogazione dei servizi naturali sia, di riflesso, sul benessere della società umana.

In questo scenario, un punto di svolta fondamentale è stato segnato nel 2005 dalla pubblicazione del Millennium Ecosystem Assessment (MA). Tale documento introduce e formalizza il concetto di "servizi ecosistemici", definendoli come l'insieme dei molteplici benefici, diretti o indiretti, che l'umanità è in grado di trarre dalle funzioni intrinseche degli ecosistemi stessi.

Lo studio, sviluppato tra il 2002 e il 2005, ha visto il coinvolgimento di circa 1.000 esperti provenienti da 95 diverse nazioni. Attraverso un rigoroso processo di analisi e revisione, il gruppo di ricerca ha fornito una mappatura esaustiva dello stato dei complessi ecologici globali, documentando le trasformazioni radicali indotte dalle attività antropiche. I risultati di questa disamina mettono a disposizione dei decisori politici e della società civile gli strumenti conoscitivi essenziali per localizzare le aree a maggiore vulnerabilità, favorendo così l'adozione di strategie di conservazione e modelli di gestione sostenibile delle risorse. L'iniziativa ebbe origine nel 2000 su impulso del Segretario Generale delle Nazioni Unite e fu autorizzata attraverso quattro convenzioni internazionali. Essa rappresenta l'esito di una cooperazione sinergica tra diverse agenzie l'ONU, il settore privato e numerose organizzazioni non governative, il tutto sotto il costante monitoraggio di un comitato di revisione indipendente [16].

Sotto il profilo scientifico, l'ecosistema viene qui inteso come l'unione di una componente biotica e di una abiotica che, interagendo reciprocamente, danno vita a un sistema complesso e funzionale. Il Millennium Ecosystem Assessment rivolge la propria attenzione all'intero spettro di tali realtà: dalle aree naturali ancora incontaminate fino a quelle profondamente alterate o danneggiate dall'impatto umano. L'intento cardine del programma è stato quello di conferire valore aggiunto al patrimonio informativo già esistente, ciò è avvenuto attraverso un'opera sistematica di raccolta, valutazione, sintesi e interpretazione dei dati, comunicati in una forma

fruibile e supportata dal giudizio di esperti, così da offrire risposte scientificamente solide a quesiti cruciali per l'agenda politica.

Il progetto è stato dunque concepito per rispondere alle necessità informative di governi e imprese, proponendosi come una fonte autorevole capace di distinguere i temi su cui vige un ampio consenso scientifico da quelli che restano ancora oggetto di dibattito. Pur mantenendo un'altissima rilevanza politica, il MA ha evitato deliberatamente qualsiasi approccio prescrittivo. Il suo fine ultimo era l'aggiornamento dei quadri conoscitivi relativi alle alterazioni ambientali di matrice sociale, la protezione delle aree naturali prioritarie e la prevenzione di interpretazioni distorte della realtà ecologica. Attraverso una metodologia condivisa, l'iniziativa intendeva infine stimolare le istituzioni a preservare o implementare la qualità delle risorse naturali rispetto ai parametri rilevati nel 2005.

Oggi il Millennium Ecosystem Assessment rappresenta un pilastro fondamentale per il monitoraggio degli Obiettivi di Sviluppo Sostenibile (SDG) delle Nazioni Unite. Questi traguardi sono fortemente interdipendenti e risulta quindi indispensabile adottare una visione integrata; infatti, obiettivi primari come l'eradicazione della povertà e della fame sono intrinsecamente legati alla tutela dell'ambiente e alla gestione responsabile delle risorse naturali.

In questo scenario si inserisce l'Agenda 2030 per lo Sviluppo Sostenibile, il piano d'azione condiviso adottato nel 2015 da tutti gli Stati membri per garantire la pace e la prosperità dei popoli e del pianeta. Al suo interno sono definiti 17 obiettivi urgenti, come visibile nella Figura 1.8, che coinvolgono tutti i paesi, sia quelli sviluppati sia quelli in via di sviluppo. Il modello proposto punta a far sì che il miglioramento della salute e dell'istruzione, la riduzione delle disuguaglianze e il sostegno alla crescita economica avanzino di pari passo con la lotta ai cambiamenti climatici e la protezione di foreste e oceani.

Tuttavia, l'equilibrio degli ecosistemi è minacciato da diverse pressioni antropiche che portano a conseguenze negative. Tra queste spiccano lo stress idrico causato dall'uso eccessivo delle risorse e il fenomeno dell'eutrofizzazione, dovuto all'eccesso di nutrienti nei corpi idrici che provoca la proliferazione di alghe. A queste criticità si aggiunge l'impatto dei cambiamenti climatici, alimentati dalle continue emissioni di gas serra e la perdita di biodiversità, derivante dalla conversione di habitat naturali in aree urbane e agricole. Tali impatti risultano strettamente interconnessi ad alcuni specifici Obiettivi di Sviluppo Sostenibile, come l'SDG 13 per la riduzione dell'impatto climatico delle città, l'SDG 14 per la protezione degli ecosistemi marini dall'inquinamento e l'SDG 15 per la salvaguardia di foreste, suoli e biodiversità.



Figura 1.8: Obiettivi di Sviluppo Sostenibile [17].

Ciononostante, la valutazione dei progressi aggiornata al 2025 rivela che il mondo è ancora significativamente lontano dal raggiungimento degli obiettivi prefissati dall'Agenda 2030. Infatti, come si può osservare nella seguente Figura 1.9, i dati aggregati globali mostrano che solo il 35% dei traguardi degli SDG è attualmente sulla buona strada o registra progressi moderati. Al contrario, il 48% presenta avanzamenti insufficienti e, dato ancora più allarmante, il restante 18% ha subito una vera e propria involuzione, tornando a livelli di sviluppo inferiori rispetto a quelli registrati nel 2015 [18].

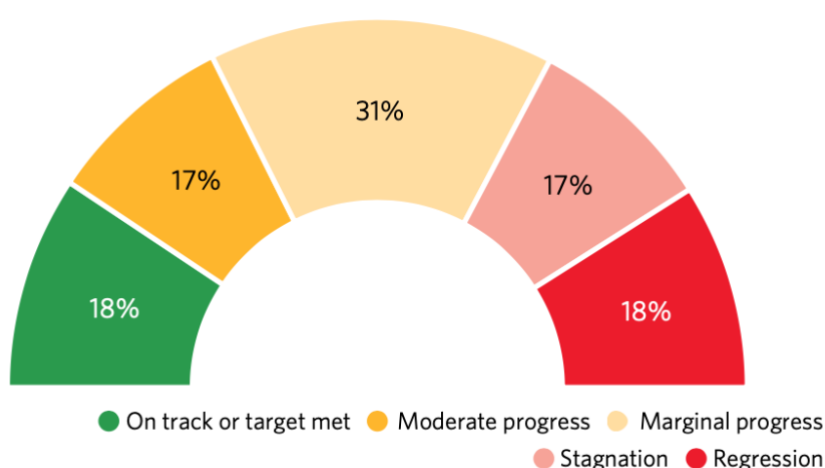


Figura 1.9: Progressi complessivi rispetto ai targets, basati sui dati aggregati globali relativi al periodo 2015-2025 [18].

1.2.2. Definizione e classificazione dei servizi ecosistemici

Il quadro teorico del Millennium Ecosystem Assessment ha formalizzato il concetto di "servizi ecosistemici" definendoli come l'insieme dei flussi di benefici che la natura offre al genere umano. L'obiettivo di tale definizione è l'attribuzione di una chiara componente economica a queste prestazioni naturali, finalizzata a rendere tangibile l'importanza del capitale naturale per la collettività. In questa prospettiva, tali funzioni diventano elementi essenziali nei processi di pianificazione e governo del territorio; la loro integrazione permette infatti ai decisori politici, anche qualora privi di una formazione specialistica in campo ecologico, di comprendere il valore strategico dell'ambiente e di incorporare la variabile naturale all'interno dei processi decisionali.

Per agevolare questo processo si è cercato di identificare canali efficaci per la divulgazione dell'importanza relativa ai servizi ecosistemici, che vengono suddivisi in quattro diverse categorie [19]:

1. I servizi di approvvigionamento (provisioning services): costituiscono il fondamento della sussistenza umana e alimentano gran parte dei cicli produttivi. Questa classe comprende tutti gli output materiali generati dagli ecosistemi: dalle risorse alimentari (sia di origine vegetale che animale) alle riserve idropotabili, passando per le fibre, i combustibili da biomassa, il legname e le materie prime industriali. Vi rientrano, inoltre, le risorse genetiche potenzialmente utilizzabili e i materiali destinati a scopi ornamentali o decorativi.
2. I servizi di supporto (supporting services): rappresentano le funzioni di base necessarie per la produzione di tutti gli altri servizi e sono pertanto essenziali per la vita sulla Terra e per la resilienza degli habitat. Essi garantiscono la sostenibilità dei sistemi naturali nel lungo periodo, occupandosi di processi biogeochimici fondamentali come il ciclo dei nutrienti, la conservazione della diversità genetica e la produzione primaria di biomassa.
3. I servizi di regolazione (regulating services): contribuiscono attivamente al mantenimento degli equilibri omeostatici naturali. Essi garantiscono la stabilità del clima e la qualità dell'aria, oltre a favorire la mitigazione dei rischi idrogeologici, l'assimilazione dei rifiuti e la difesa dai fenomeni erosivi. Questa categoria include anche la genesi e la rigenerazione dei suoli, il controllo biologico delle patologie e i processi di impollinazione. Un esempio emblematico dell'importanza di questi servizi è offerto dagli ecosistemi forestali. A conferma di ciò, recenti indagini scientifiche condotte nel 2026 dimostrano come l'efficacia delle foreste nella protezione dai pericoli naturali sia strettamente correlata alla loro capacità di aumentare la resistenza fisica offerta dalla copertura vegetale allo scorrimento idrico; rallentando la velocità di deflusso, le foreste svolgono un ruolo chiave non solo nel sequestro del carbonio, ma anche nella stabilizzazione climatica complessiva [20].

4. I servizi culturali (cultural services): riguardano l'ampia sfera dei benefici immateriali derivanti dall'interazione con l'ambiente. Tali valori sono determinanti per la promozione del turismo e incidono profondamente sul benessere psicologico e sociale degli individui. In questa categoria confluiscono il valore estetico e scenico del paesaggio e le opportunità ricreative, nonché la presenza di specie e formazioni vegetali che rivestono un'importanza culturale, scientifica o educativa, arricchendo il patrimonio identitario delle comunità.

1.2.3. Servizi ecosistemici e benessere umano: interdipendenze e determinanti di cambiamento

Le utilità derivanti dai sistemi naturali risultano di primaria importanza, in quanto condizionano e sostengono, in maniera diretta e indiretta, l'esistenza stessa e la prosperità del genere umano.

Tale legame si articola secondo un complesso reticolo di influenze e mutue dipendenze, descritto nelle relazioni rappresentate nella Figura 1.10.

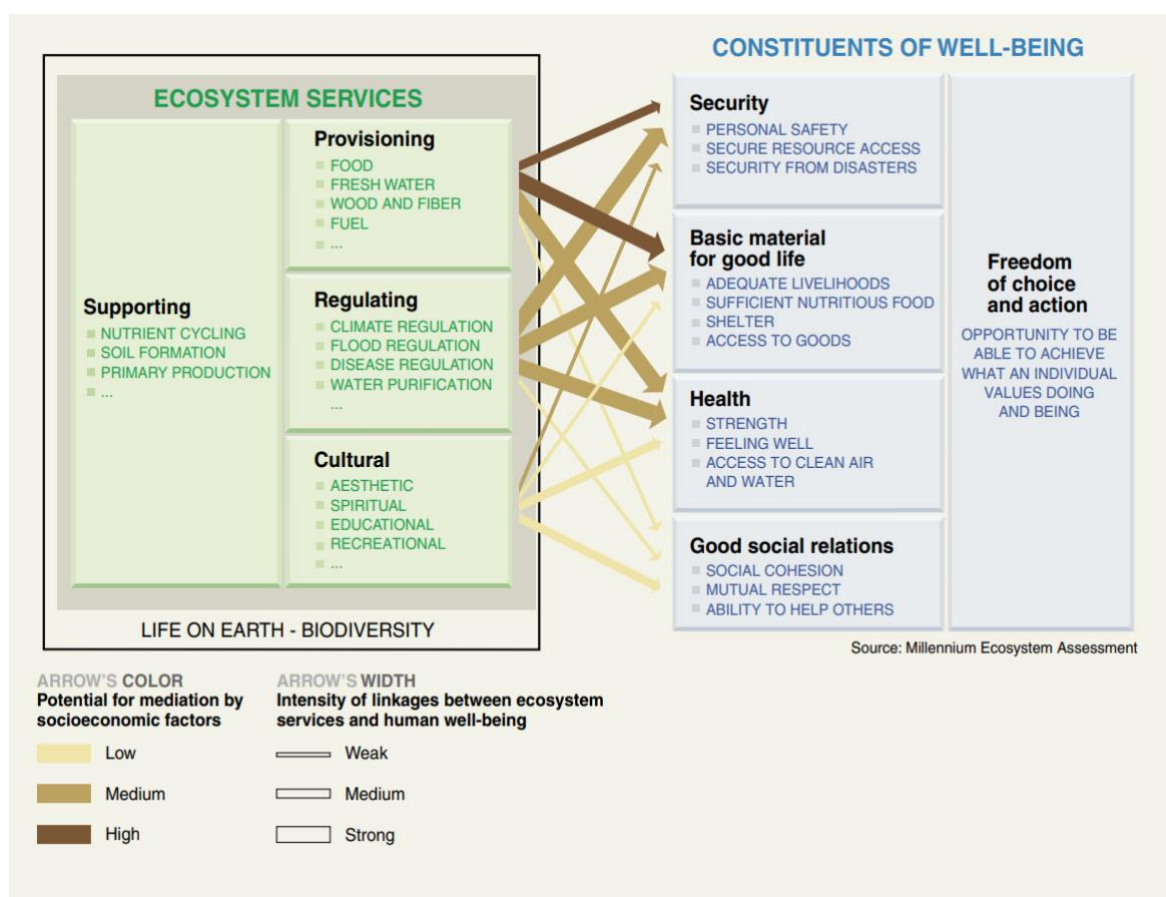


Figura 1.10: Rappresentazione dei collegamenti tra i servizi ecosistemici e il benessere umano [16].

La Figura 1.10 appena riportata non si limita a suggerire una stretta relazione tra la qualità della vita e la salute della biosfera, ma pone l'accento su una condizione di profonda fragilità strutturale. Nello specifico, emerge come la degradazione delle funzioni naturali di regolazione e di supporto configuri uno scenario di estrema vulnerabilità; allo stato attuale, infatti, la società non dispone né delle soluzioni tecnologiche né della dotazione finanziaria necessarie per replicare o sostituire tali dinamiche. Se, da un lato, l'innovazione può offrire dei surrogati per sopperire alla scarsità di determinati beni materiali (come i servizi di approvvigionamento), dall'altro essa si rivela intrinsecamente incapace di rimpiazzare i processi vitali che governano l'equilibrio e la rigenerazione della vita sul pianeta.

All'interno della cornice concettuale del MA, la componente antropica assume una rilevanza centrale, venendo configurata come parte integrante e dinamica degli equilibri ecologici.

Come viene evidenziato dalla seguente Figura 1.11 la prosperità umana e l'integrità della biosfera non sono entità distinte bensì elementi interconnessi in un ciclo continuo di cause ed effetti.

In questo schema, la variazione dei driver indiretti, riconducibili in gran parte ai comportamenti, alle scelte politiche e ai modelli di consumo della società, agisce come forza motrice sui driver diretti. Questi ultimi rappresentano le azioni fisiche concrete che modificano tangibilmente l'ambiente, includendo interventi critici quali il mutamento della destinazione d'uso del suolo o l'introduzione deliberata o accidentale di specie aliene invasive. Il quadro risulta completato anche da forze naturali esterne che, parallelamente alle nostre azioni, continuano a modellare gli ecosistemi in modo indipendente.

Tali pressioni antropiche compromettono la capacità intrinseca della natura di erogare quelle risorse e funzioni, che costituiscono il pilastro fondamentale della qualità della vita. Il sistema si chiude attraverso complessi meccanismi di retroazione (feedback), per cui lo stesso stato di benessere umano può, a sua volta, influenzare e rimodulare i driver indiretti.

È importante sottolineare come questa dinamica non sia limitata a un'unica dimensione spaziale, ma operi simultaneamente a diverse scale: dalla piccola realtà del singolo comune fino ad arrivare a influenzare l'intero equilibrio planetario.

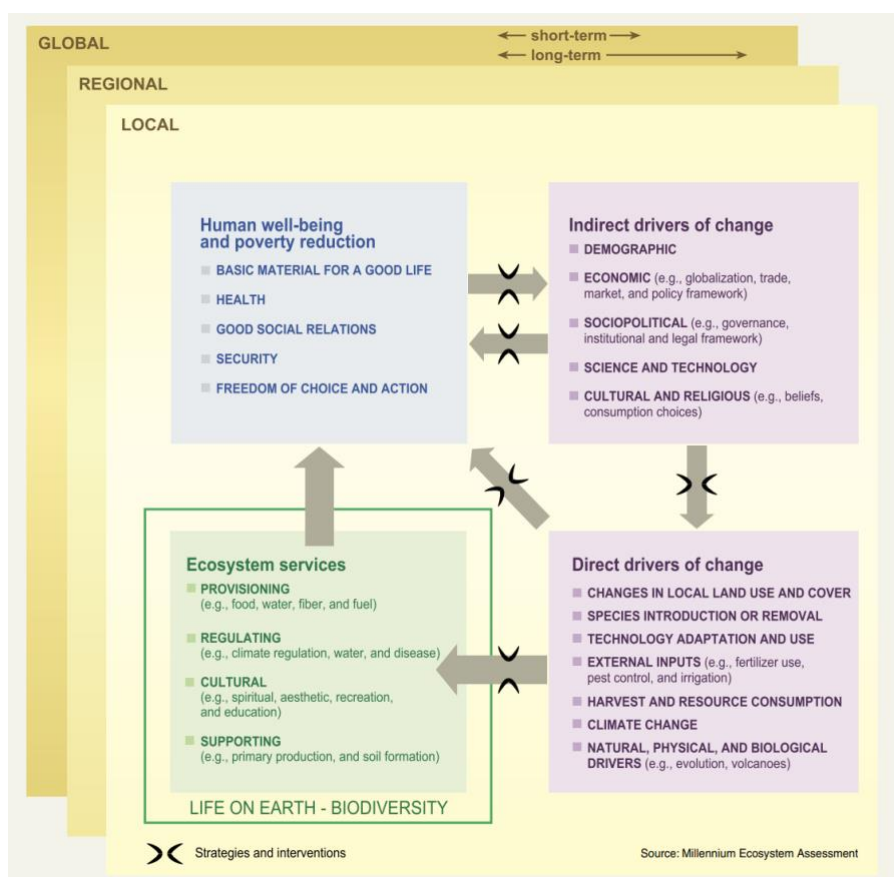


Figura 1.11: Schema concettuale delle relazioni tra i servizi ecosistemici, il benessere e i driver di cambiamento [16].

1.2.4. I risultati del Millennium Ecosystem Assessment: l'impronta antropica e il declino degli ecosistemi

I risultati del rapporto evidenziano un drastico declino delle funzionalità naturali nell'ultimo cinquantennio; a fronte di tale scenario, sono stati delineati modelli previsionali atti a invertire l'attuale tendenza degenerativa. Dall'indagine condotta dal Millennium Ecosystem Assessment emerge una discontinuità storica senza precedenti: se in passato le mutazioni ambientali avvenivano su orizzonti millenari, l'attuale ritmo di trasformazione procede a una velocità tale da superare la capacità di adattamento degli ecosistemi.

Negli ultimi cinquant'anni, infatti, l'impronta antropica ha rimodellato gli habitat con un'intensità e un'estensione mai registrate prima nella storia dell'umanità. Questo processo ha innescato derive spesso irreversibili, compromettendo non solo la varietà biologica globale, ma anche i delicati meccanismi di autoregolazione dei sistemi naturali e i cicli biogeochimici fondamentali. In particolare, flussi elementari come quello del carbonio manifestano una crescente instabilità; si consideri, a titolo esemplificativo, che il 60% dell'incremento della concentrazione atmosferica di CO₂ registrato a partire dal 1750 si è verificato soltanto dopo il 1959. Parallelamente,

l'impiego massiccio di fertilizzanti chimici sta alterando profondamente la stabilità di tali cicli [16].

La pressione sulle terre emerse risulta altrettanto emblematica: nei soli tre decenni successivi al 1950, la superficie convertita a uso agricolo ha superato l'estensione trasformata nell'intero periodo compreso tra il 1700 e il 1850.

Tale fenomeno, fortemente legato all'espansione delle colture intensive e alla riconversione delle aree vergini in suoli produttivi, ha comportato una drastica contrazione della biodiversità, con una progressione ancora più marcata e rapida all'interno delle economie in via di sviluppo.

Anche la gestione del patrimonio idrico globale riflette tale accelerazione: il volume delle masse d'acqua stoccate mediante sbarramenti e dighe è quadruplicato a partire dal 1960, al punto che oggi le riserve contenute nei bacini artificiali superano di una misura compresa tra le tre e le sei volte il quantitativo presente nell'alveo dei fiumi naturali. Allo stesso modo, i prelievi attinti da laghi e corsi d'acqua superficiali sono raddoppiati nello stesso arco temporale; una quota preponderante di tale risorsa, stimata intorno al 70% su scala mondiale, viene assorbita dalle attività agricole, confermando il ruolo primario dell'agricoltura intensiva nella riconfigurazione dei flussi idrologici planetari [16].

L'infografica seguente (Figura 1.12) illustra visivamente la riconversione dei biomi nel corso degli anni, utilizzando una scala cromatica che evidenzia la perdita ambientale.

È evidente come, già nel 1990, l'intervento umano avesse superato il punto di non ritorno per la maggior parte delle aree abitabili del pianeta. In particolare, biomi come le foreste e macchie mediterranee insieme alle steppe e ai boschi temperati, hanno perso oltre i due terzi della propria superficie potenziale originaria. Al contempo, la metà dell'estensione di altri biomi, tra cui spiccano le foreste temperate a latifoglie e diverse tipologie di savane e praterie tropicali, risulta ormai eradicata. Questa radicale metamorfosi dello spazio naturale risponde a una precisa necessità logistica e produttiva: la conversione quasi totale di tali spazi in sistemi coltivati per sostenere l'esplosione demografica e industriale del XX secolo.

Osservando la distribuzione temporale delle perdite, si rileva come per molti ecosistemi delle zone temperate la fase acuta della degradazione sia antecedente al 1950, mentre i biomi tropicali manifestano un'accelerazione drammatica proprio nella seconda metà del Novecento. Le proiezioni al 2050, pur considerando i margini di incertezza statistica, prefigurano un ulteriore inasprimento delle pressioni antropiche, specialmente a carico delle foreste tropicali secche e delle formazioni di conifere tropicali [16].

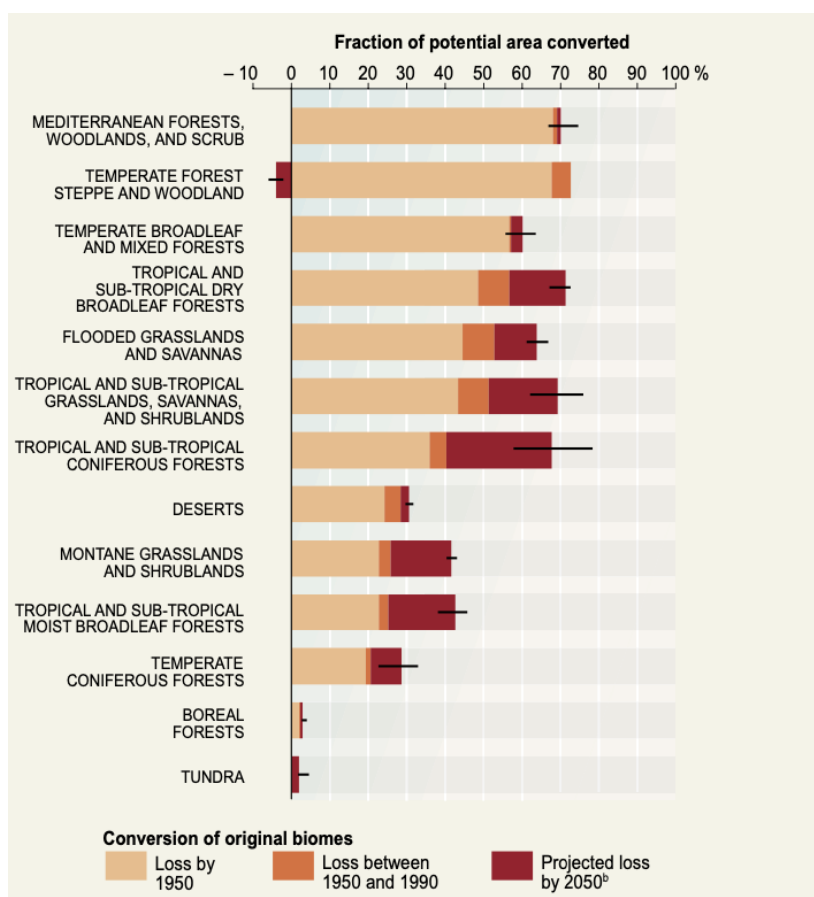


Figura 1.12: Conversione dei biomi terrestri [16].

L'alterazione degli equilibri ecologici si traduce inevitabilmente in una contrazione della ricchezza biologica, determinando in prima istanza la scomparsa delle specie più vulnerabili. Lo sviluppo delle attività umane non solo accelera tale erosione, ma favorisce contestualmente la proliferazione di specie alloctone invasive, la cui rapida espansione danneggia i sistemi biologici locali. In questo contesto, la biodiversità si configura come l'elemento cardine della resilienza: una maggiore eterogeneità biologica garantisce infatti una superiore capacità di risposta e adattamento dei sistemi naturali ai mutamenti ambientali. Al contrario, la riduzione della varietà biotica ne compromette le facoltà rigenerative. A causa delle pressioni antropiche, il tasso di estinzione attuale risulta fino a 1.000 volte superiore rispetto ai livelli naturali storici e ad oggi, una quota compresa tra il 10% e il 30% di mammiferi, uccelli e anfibi è minacciato da estinzione [16].

Sebbene tali profonde trasformazioni abbiano storicamente alimentato un incremento del benessere socioeconomico, questi risultati sono stati conseguiti a fronte di oneri ambientali gravosi e spesso deliberatamente ignorati. La sottostima del valore dei servizi forniti dalla natura ha portato a giustificare la degradazione degli habitat in nome di vantaggi economici immediati, tralasciando una valutazione accurata delle ripercussioni a lungo termine. Il persistere di tale approccio minaccia di erodere

sensibilmente i benefici ecosistemici, mettendo a rischio la sostenibilità e la prosperità delle generazioni a venire.

Tale dinamica è strettamente correlata all'esplosione demografica registrata tra il 1960 e il 2000, periodo in cui la popolazione globale è raddoppiata, passando da 3 a 6 miliardi di individui [16].

La crescente pressione sulla biosfera è dunque indissolubilmente legata sia a questo incremento numerico che all'espansione dell'economia mondiale. Emblematica è la continua espansione delle aree urbane e agricole: nel caso di Buenos Aires, ad esempio, il superamento della capacità di carico ecologica ha trasformato i centri abitati in sistemi parassitari dipendenti da flussi di risorse esterne. Questo fenomeno accresce drasticamente l'impronta ecologica a discapito della resilienza territoriale [21], spingendo i territori oltre i propri limiti biologici e rendendo necessaria la conversione di vaste aree naturali. Nonostante l'incremento della produzione alimentare complessiva e la relativa flessione dei prezzi, l'eccessivo sfruttamento delle risorse ha causato, in alcune regioni, una contrazione della produzione alimentare pro capite.

Ancora oggi, numerosi comparti industriali si fondano sullo sfruttamento diretto dei benefici naturali: settori chiave come l'agricoltura e la pesca dipendono dalla salute degli ecosistemi per garantire i propri livelli di produzione. Tuttavia, la valutazione del MA rivela un quadro allarmante: circa il 60% (ovvero 15 su 24) dei servizi ecosistemici analizzati risulta attualmente degradato o gestito secondo modelli non sostenibili [16].

Per quanto riguarda i servizi di approvvigionamento, se da un lato si registra un potenziamento delle rese agricole e dell'acquacoltura, dall'altro si osserva un declino preoccupante delle risorse naturali spontanee, accompagnato dalla perdita di componenti biochimiche e genetiche essenziali. La situazione appare particolarmente critica nel settore ittico, dove la stabilità degli oceani e le economie dei Paesi in via di sviluppo vengono messe in crisi. Parallelamente, l'emergenza idrica si aggrava sensibilmente: una quota compresa tra il 5% e il 25% del consumo globale di acqua dolce eccede le riserve effettivamente accessibili nel lungo periodo. Attualmente, il soddisfacimento del fabbisogno idrico mondiale poggia su trasferimenti artificiali massicci e sul sovrasfruttamento delle falde acquifere. In particolare, il prelievo destinato all'irrigazione agricola, che assorbe quote comprese tra il 15% e il 35%, risulta in molti contesti del tutto insostenibile. In assenza di un radicale mutamento di tendenza e di investimenti mirati, la crescente domanda alimentare rischia di superare definitivamente la disponibilità delle risorse, compromettendo la sicurezza idrica e ambientale a livello globale [16].

Il degrado degli ecosistemi naturali sta inoltre contribuendo a un progressivo declino dei servizi regolatori e culturali, con gravi ripercussioni sulla stabilità ambientale.

La conversione delle aree forestali in insediamenti antropizzati, ad esempio determina sia la perdita dei valori estetici, spirituali e identitari legati alla natura, sia gravi danni a livello funzionale, la deforestazione, infatti, riduce la capacità dell'atmosfera di

autodepurarsi, mentre l'alterazione del suolo influenza negativamente il clima locale diminuendo le precipitazioni. Anche la qualità dell'acqua risulta in peggioramento, specialmente per l'aumento dei nitrati, mentre l'uso eccessivo di pesticidi ha compromesso i sistemi naturali di controllo dei parassiti e l'impollinazione, entrambi pilastri fondamentali per la stabilità e la produttività del settore agricolo. Infine, la distruzione di barriere naturali come le mangrovie e le zone umide ha drasticamente ridotto la schermatura naturale contro i fenomeni meteorologici estremi, accentuando la vulnerabilità collettiva di fronte a inondazioni e mareggiate.

I costi associati a tale depauperamento sistemico sono stati storicamente sottostimati o del tutto esclusi dalle analisi decisionali, poiché in passato non vi era una piena comprensione dei complessi nessi causali che legano la salute ambientale al benessere sociale. La degradazione degli habitat implica infatti una perdita di benefici non mercificabili; si tratta di utilità che, pur non essendo facilmente scambiabili sui mercati o tradotte in termini monetari, risultano essenziali per il mantenimento degli standard di vita attuali e futuri.

1.2.5. Impatti economici, scenari previsionali e analisi dei trade-off

La gestione sostenibile degli ecosistemi genera spesso una ricchezza superiore rispetto a quella derivante dalla loro riconversione per scopi produttivi intensivi. Tuttavia, nei processi decisionali persiste una marcata tendenza a prediligere la trasformazione degli habitat per garantire ritorni finanziari immediati; un simile approccio, tuttavia, trascura le gravose esternalità ambientali e sociali che emergono inevitabilmente nel lungo periodo.

La seguente Tabella 1.1, tratta dal report Munich Re [22], mostra come disastri di portata elevata, capaci di paralizzare intere regioni e richiedere aiuti internazionali, sono passati dai 20 eventi censiti negli anni Cinquanta ai ben 91 degli anni Novanta. Questa escalation testimonia come il sistema planetario non risulti soltanto più oneroso da ripristinare in seguito a un trauma, ma sia divenuto intrinsecamente più instabile a causa della perdita di resilienza degli ecosistemi.

Analizzando le perdite economiche, il divario temporale appare ancora più critico: si è passati dai 42,7 miliardi di dollari complessivi degli anni '50 agli oltre 670 miliardi registrati negli anni '90. Tale crescita esponenziale dimostra che la degradazione ambientale non è più solo una questione ecologica, ma una minaccia diretta alla stabilità economica mondiale, capace di mutare eventi meteorologici estremi in catastrofi finanziarie senza precedenti. Per rendere tangibile questa accelerazione, il rapporto introduce l'indice "Last 10:60s", un coefficiente che confronta l'ultimo decennio analizzato con i dati degli anni Sessanta. Il valore di 6.7 indica che l'ammontare dei danni economici è aumentato di quasi sette volte in pochi decenni, mentre il parametro di 2.2 relativo al numero di eventi conferma che la frequenza dei disastri è più che raddoppiata. In ultima analisi, la discrepanza tra le perdite totali e la quota effettivamente coperta dai regimi assicurativi evidenzia un onere finanziario residuo sempre più insostenibile. Questo deficit ricade direttamente sulla società e

sulle istituzioni governative, configurando il deterioramento della biosfera come un rischio sistemico per la stabilità dei mercati globali.

Tabella 1.1: Confronto decennale delle grandi catastrofi naturali (1950-2003) e relative perdite economiche [22].

Decade	1950-1959	1960-1969	1970-1979	1980-1989	1990-1999	Last 10 years
Number of events	20	27	47	63	91	60
Economic losses	42.7	76.7	140.6	217.3	670.4	514.5
Insured losses	-	6.2	13.1	27.4	126.0	83.6

Losses in US\$ bn (2003 values)

Last 10:60s

2.2

6.7

13.5

Last 10 years

2.2

6.7

13.5

The comparison of the last ten years with the 1960s shows a dramatic increase.

Investire nella tutela degli ecosistemi si configura, pertanto, come una strategia economicamente vantaggiosa nel lungo termine. Sebbene le alterazioni dei complessi naturali colpiscano con maggiore severità le popolazioni dei paesi in via di sviluppo, l'interconnessione dei mercati e la vastità dei cambiamenti in atto implicano che nemmeno le nazioni dotate di maggiore ricchezza possano ritenersi immuni.

Di conseguenza, in un contesto di crisi ambientale globale, nessun attore, indipendentemente dal proprio status socioeconomico, può considerarsi al riparo dai rischi derivanti dall'instabilità ecologica.

I cambiamenti negli ecosistemi non seguono percorsi lineari, una peculiarità che rende estremamente complesso formulare previsioni attendibili sui i loro effetti nel lungo periodo. Tali processi sono infatti contraddistinti da mutazioni accelerate e improvvise che possono condurre a stati di alterazione potenzialmente irreversibili. Tra i fattori che favoriscono l'aumento di questa non-linearità troviamo, ad esempio, la perdita di biodiversità, il sovrasfruttamento delle risorse, la crisi climatica, l'inquinamento e la diffusione di specie aliene.

In tale contesto, non sorprende che, soprattutto nei paesi a basso reddito, la dipendenza dei principali settori industriali dall'erogazione di servizi naturali essenziali è totale, rendendo la degradazione di queste funzioni un fattore che aggrava drasticamente le condizioni di indigenza e marginalità sociale. Risulta pertanto evidente che una gestione efficace delle risorse naturali non possa limitarsi a una visione puramente tecnica, ma debba integrare profondamente variabili sociali ed economiche.

Per garantire uno sviluppo equo, è fondamentale includere i gruppi di popolazione più vulnerabili all'interno dei processi deliberativi, assicurando che il valore intrinseco dei benefici naturali sia riconosciuto e incorporato strutturalmente nei regimi di tutela ambientale e nei programmi di contrasto alla povertà.

L'urgenza di una gestione inclusiva e consapevole appare ancora più evidente se si osservano le prospettive di medio e lungo periodo. Le analisi previsionali suggeriscono infatti che il degrado dei servizi ecosistemici subirà un'ulteriore e drastica accelerazione nella prima metà del XXI secolo. Tale tendenza configura un ostacolo critico al conseguimento degli Obiettivi di Sviluppo del Millennio, poiché i driver diretti responsabili di tale declino continuano a intensificarsi in quasi tutti gli ambienti naturali.

Per gestire l'incertezza intrinseca a questi processi, sono stati elaborati degli scenari, intesi non come predizioni deterministiche, bensì come narrazioni di futuri possibili. Questi modelli integrano set di dati quantitativi e analisi qualitative per esplorare come i diversi paradigmi di gestione umana possano influenzare la salute degli ecosistemi.

Gli scenari si differenziano sulla base di due variabili cardine: l'approccio gestionale, che può essere reattivo (attuato solo a danno evidente) o proattivo (strategie preventive di mitigazione) e la scala d'azione, distinta tra globalizzata o regionalizzata.

Dalla combinazione di questi orientamenti derivano quattro quadri distinti:

1. Global Orchestration (Orchestrazione Globale): è caratterizzato da un approccio globalizzato e reattivo. Il focus è centrato sulla liberalizzazione economica e sul rafforzamento del commercio mondiale come strumenti per abbattere le disuguaglianze e la povertà. In questo scenario, la salvaguardia ambientale non è considerata una priorità strategica: si interviene sulle dinamiche ecologiche solo in risposta a criticità ormai conclamate e non più procrastinabili.
2. Order from Strength (Ordine dalla Forza): si delinea come un modello regionalizzato e reattivo. In questo scenario il mondo appare frammentato in blocchi regionali preoccupati prevalentemente della propria sicurezza e stabilità. Vi è una scarsa attenzione verso la tutela dei beni pubblici globali e la governance ambientale assume una natura frammentaria e puramente difensiva.
3. Adapting Mosaic (Mosaico Adattivo): riflette un paradigma regionalizzato e proattivo, in cui il potere decisionale è decentrato in favore delle comunità locali e delle istituzioni regionali. Si adotta una filosofia preventiva, gestendo i bacini idrografici e le altre risorse naturali attraverso strategie territoriali mirate, sostenibili e adattive.
4. TechnoGarden (Giardino Tecnologico): tale scenario si configura come un modello globalizzato e proattivo, fondato sull'impiego sistematico di tecnologie d'avanguardia e sull'ingegneria ecologica per l'ottimizzazione e il ripristino delle funzioni ecosistemiche. L'obiettivo primario risiede nella prevenzione e nella mitigazione dei disastri ambientali attraverso l'innovazione scientifica e una governance globale ad alto contenuto tecnologico.

La risposta dei diversi servizi ecosistemici all'interno dei quadri previsionali sopra descritti è illustrata nella Figura 1.13 seguente. Dall'analisi emerge con chiarezza come le strategie orientate a una crescita economica accelerata e globalizzata, tipiche della Global Orchestration, riescano a garantire un incremento significativo della produzione alimentare e del benessere materiale; tuttavia, tale progresso si manifesta al prezzo di un crollo drastico della capacità della biosfera di regolare il clima e di depurare le risorse idriche. Al contrario la prospettiva delineata dall'Order from Strength, caratterizzata da un assetto mondiale frammentato e da un approccio puramente reattivo, conduce a un declino quasi universale che coinvolge sia le prestazioni ambientali sia i livelli di prosperità umana. Un approccio più resiliente si riscontra invece nell'Adapting Mosaic, dove una gestione proattiva e decentrata su scala locale favorisce un recupero tangibile dei servizi regolatori e culturali, pur accettando ritmi di espansione economica meno frenetici rispetto ai modelli globalizzati. Infine, il TechnoGarden dimostra come l'innovazione riesca a stabilizzare tramite l'ingegneria alcuni processi naturali, comportando tuttavia il sacrificio del valore estetico e del carattere identitario intrinseco della natura.

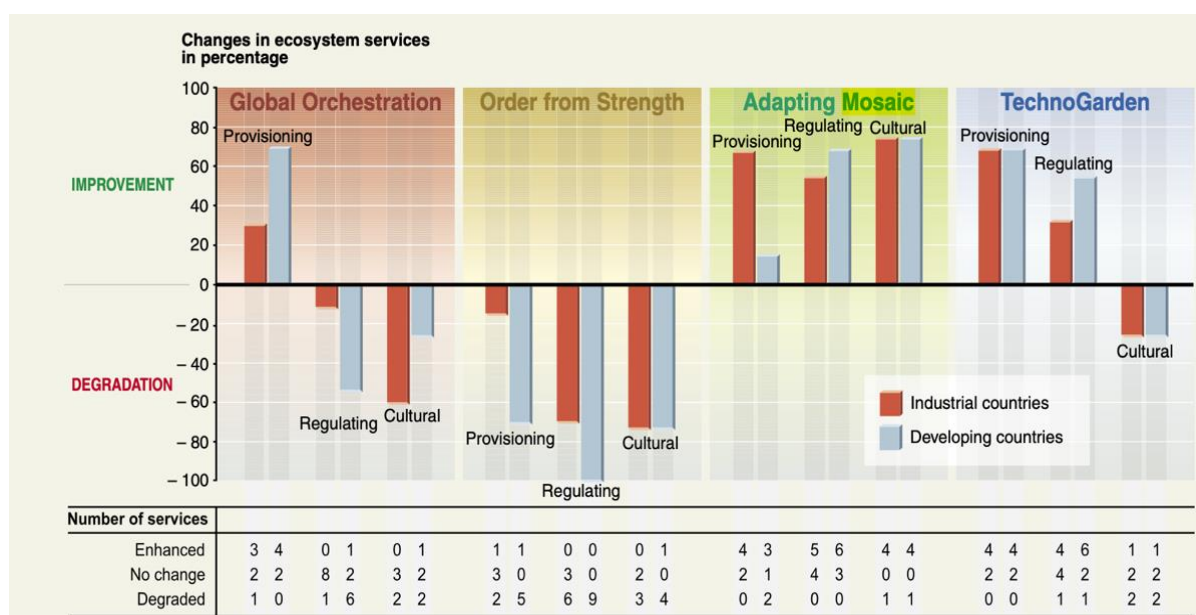


Figura 1.13: Sintesi degli scenari del Millennium Ecosystem Assessment [16].

In sintesi, la salute della biosfera dipende dalla nostra capacità di gestire le pressioni che esercitiamo sulla natura, poiché le decisioni che prendiamo oggi segneranno il futuro del pianeta in modo permanente. Tuttavia, per trasformare queste scelte in azioni davvero efficaci, è indispensabile passare dalla semplice consapevolezza a un'analisi tecnica e scientifica della realtà. Proprio per questo, diventa fondamentale affidarsi a moderni strumenti di monitoraggio e simulazione, capaci di fornire i dati necessari per proteggere il capitale naturale e guidare il territorio verso una reale sostenibilità.

1.3. Valutazione e gestione del capitale naturale: dalla modellazione scientifica agli strumenti economici

1.3.1. Monitoraggio e modellazione dei servizi ecosistemici: il ruolo di ISPRA e InVEST

Le metodologie avanzate di telerilevamento garantiscono oggi un'osservazione costante della stabilità dei sistemi naturali. Tali strumenti consentono di rilevare tempestivamente la riduzione della resilienza ecologica, identificando segnali di allerta prima del superamento di soglie critiche e irreversibili [23].

La tecnologia e la modellizzazione non sono solo strumenti di osservazione, ma rappresentano i pilastri per una governance consapevole e adattiva. La transizione da un paradigma di crescita puramente quantitativa a un modello di sviluppo sostenibile è subordinata alla capacità di agire sulle determinanti del cambiamento, utilizzando il rigore scientifico per risolvere le incertezze del prossimo secolo e preservare la stabilità funzionale dei servizi vitali da cui dipende la prosperità collettiva.

In Italia, il principale punto di riferimento per il monitoraggio ambientale è l'ISPRA. L'Istituto basa il suo lavoro sull'idea della "sostenibilità forte", che considera la natura come un patrimonio fondamentale e non sostituibile per il nostro benessere. Per spiegare come funziona questo patrimonio, ISPRA usa uno schema chiamato "a cascata", preso dal modello europeo CICES. Questo sistema aiuta a distinguere chiaramente tra lo stock (cioè la struttura fisica della natura) e i servizi ecosistemici (ovvero i benefici reali che migliorano la qualità della nostra vita ogni giorno). Grazie a questa distinzione, si può capire se una valutazione deve riguardare la salute generale di una risorsa naturale o il vantaggio specifico che essa ci offre ogni anno. Per quanto riguarda i calcoli economici, ISPRA utilizza metodi diversi a seconda del servizio analizzato. Se si parla di prodotti come cibo o legname, si usano i normali prezzi di mercato. Se invece si parla di servizi di regolazione, come la protezione da disastri ambientali, si calcola quanto costerebbe sostituire quel servizio naturale con opere umane o quanti soldi si risparmierebbero evitando dei danni grazie alla natura [24].

Un aspetto molto importante riguarda la gestione dell'acqua, spesso, infatti, i modelli internazionali risultano a volte troppo generici per il nostro Paese, per questo motivo l'Istituto ha creato uno strumento specifico chiamato BIGBANG. Questo software analizza tutto il territorio italiano su una griglia di 1 km per calcolare dati precisi su piogge, evaporazione e quanta acqua riesce a ricaricare le falde sotterranee. È uno strumento fondamentale per capire l'impatto reale dell'impermeabilizzazione del suolo. Anche se questi metodi sono studiati apposta per l'Italia, ISPRA raccomanda cautela quando si usano questi dati per aree locali molto piccole, poiché sono tarati su scala nazionale e seguono regole europee [24].

Per trasformare questi dati scientifici in scelte concrete per il territorio, è necessario utilizzare strumenti come la piattaforma InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs*), sviluppata dal Natural Capital Project. Questo software ha un

valore strategico perché permette di convertire complessi dati biologici e fisici in mappe e valutazioni quantitative facili da visualizzare. In questo modo, chi deve prendere decisioni sul territorio può vedere chiaramente come è distribuito il capitale naturale e valutare in anticipo i rischi legati ai diversi scenari di sviluppo umano [25].

L'impiego di piattaforme di modellazione come InVEST assume un'importanza centrale quando si vuole valutare scientificamente il danno subito dalla natura in seguito a fenomeni meteorologici estremi. Questi strumenti permettono di tradurre i dati sulla cementificazione e sulla trasformazione del suolo in una misura precisa della perdita di funzioni vitali, come la capacità del terreno di assorbire l'acqua e regolare le piene. Bisogna però ricordare che l'efficacia di queste simulazioni dipende totalmente dalla qualità dei dati inseriti: solo se le informazioni su clima e territorio sono precise, i risultati potranno essere una base solida per progettare interventi che proteggano davvero il capitale naturale.

1.3.2. Strumenti di governance e incentivi alla tutela: i Pagamenti per i Servizi Ecosistemici (PES)

Affinché la conoscenza tecnica prodotta dalle simulazioni possa tradursi in una gestione attiva del territorio, è necessario integrare il rigore scientifico con strumenti capaci di dare un valore economico concreto alla tutela.

In quest'ottica, uno degli strumenti più promettenti per invertire le tendenze degradative è rappresentato dal sistema dei Pagamenti per i Servizi Ecosistemici (PES). Tale meccanismo traduce il valore intrinseco e spesso intangibile della biosfera in incentivi economici tangibili, affrontando alla radice i conflitti d'interesse che scaturiscono frequentemente dalla gestione delle risorse.

Attraverso l'adozione di strumenti, che insieme alle valutazioni e alle cartografie offerte da sistemi di monitoraggio e piattaforme di modellazione quali InVEST, diviene possibile convertire la salvaguardia della varietà biologica da onere economico passivo a un investimento strategico imprescindibile. In quest'ottica, la tutela del capitale naturale cessa di essere percepita come un limite allo sviluppo per trasformarsi in un investimento lungimirante, essenziale per garantire la resilienza e il benessere collettivo nel lungo periodo.

Tuttavia, l'ascesa di questi strumenti segna un punto di svolta critico nella storia del pensiero economico. L'integrazione dei servizi ecosistemici nei mercati e nei regimi di pagamento è l'esito di un lento passaggio dalla concezione classica della natura come "valore d'uso" a una visione basata sul "valore di scambio". Questo processo di mercificazione ha permesso di attirare il sostegno politico verso la conservazione, ma rischia di ridurre la complessità ecologica a una mera logica di mercato [26].

Il pericolo di affidarsi esclusivamente a tali incentivi monetari è sottolineato con forza da Douglas McCauley [27], il quale sostiene che i meccanismi basati sul profitto non costituiscano affatto un rimedio universale per le sfide della tutela ambientale. Le forze di mercato, infatti, risultano per loro natura effimere e soggette a una volatilità che può

annullare il valore di un servizio naturale improvvisamente; è il caso emblematico della Finca Santa Fe in Costa Rica, dove il valore dei servizi di impollinazione, stimato in 60.000 dollari annui, è crollato a zero nel momento in cui il calo dei prezzi del caffè ha spinto i proprietari a convertire la piantagione ad ananas, una coltura che non necessita di impollinatori.

Parallelamente, la conservazione basata sul mercato rischia di fallire qualora l'ingegno umano produca sostituti tecnologici più economici, negando così l'incentivo economico alla protezione del territorio.

La protezione della natura deve essere inquadrata innanzitutto come una questione morale e un obbligo etico. Un approccio basato esclusivamente sul portafoglio rischierebbe infatti di lasciare senza difesa tutte quelle componenti biologiche prive di valore di mercato o che, paradossalmente, generano "disservizi" ecosistemici entrando in conflitto con gli interessi umani.

In definitiva, il quadro teorico e metodologico fin qui delineato evidenzia come la protezione dei servizi ecosistemici richieda oggi un approccio integrato, capace di unire il rigore della modellazione scientifica alla lungimiranza degli strumenti economici. La solidità di piattaforme come InVEST e l'affidabilità dei protocolli di ISPRA rappresenta il punto di partenza ideale per affrontare le sfide della resilienza idraulica. Sulla base di queste premesse metodologiche, il capitolo seguente si pone l'obiettivo di applicare tali strumenti al caso studio del Progetto DROP, analizzando nel dettaglio le criticità di un territorio specifico colpito da recenti eventi alluvionali e valutando le potenzialità del capitale naturale come elemento attivo di difesa e rigenerazione.

2 Il progetto DROP e la caratterizzazione ambientale del territorio

2.1. Inquadramento del Progetto DROP e finalità della ricerca

Il progetto DROP (acronimo di co-designed Decision support system and solutions for flood Resilience with and fOr People) si configura come un’iniziativa di ricerca dedicata alla prevenzione del rischio idraulico e alla promozione di pratiche per la resilienza territoriale. Il progetto, si focalizza sui comuni di Bellinzago Lombardo, Cambiago, Masate e Gessate, un’area dove la vulnerabilità idrogeologica si è manifestata con estrema criticità, culminando negli eventi alluvionali del 15 maggio 2024 (Figura 2.1). Tale evento ha trasformato il rischio teorico in una realtà emergenziale, evidenziando l’urgenza di nuovi modelli di gestione del territorio.



Figura 2.1: Immagine dell’alluvione di maggio 2024 tra Gessate e Bellinzago Lombardo [28].

L'originalità dell'approccio risiede in una metodologia di mappatura del territorio e delle zone a rischio che parte "dal basso", coinvolgendo direttamente i cittadini che vivono, studiano e lavorano all'interno dell'area in esame. Questo processo partecipativo non solo mira a una maggiore consapevolezza collettiva, ma è propedeutico alla definizione di strategie di adattamento, che vengono approfondite attraverso workshop, attività nelle scuole e programmi di formazione sui comportamenti corretti da adottare in caso di emergenza. La ricerca, sostenuta dal contributo di Fondazione Cariplo, si avvale di un consorzio multidisciplinare che vede la collaborazione di partner prestigiosi quali il Politecnico di Milano, Poliedra, Eurac Research e l'Università di Potsdam. Nonostante l'alto profilo scientifico degli attori coinvolti, il cuore del progetto rimane la comunità locale: l'obiettivo fondamentale è infatti trasformare i cittadini da soggetti passivi a protagonisti attivi della resilienza, rafforzando la capacità del territorio di rispondere al rischio alluvionale attraverso lo sviluppo di un sistema di supporto alle decisioni che sia scientificamente solido e profondamente partecipato.

In questo contesto, la presente ricerca si inserisce con l'obiettivo di fornire un contributo scientifico specifico attraverso la valutazione dei servizi ecosistemici dell'area oggetto di studio. Tale approccio permette di integrare la gestione puramente ingegneristica dell'emergenza con una visione ecologico-funzionale, volta a comprendere come il capitale naturale possa operare come elemento attivo nella regolazione dei deflussi e nella laminazione naturale delle piene.

2.2. Inquadramento territoriale: assetto insediativo, idro morfologia e vulnerabilità locale

2.2.1. Inquadramento geografico, infrastrutture e vincoli ambientali

L'area oggetto della presente analisi si colloca nel settore nord-orientale della Città Metropolitana di Milano, in un ambito territoriale storicamente e geograficamente identificato come Adda-Martesana. Nell'immagine sottostante (Figura 2.2) viene rappresentato il cluster di studio che comprende i territori comunali di Bellinzago Lombardo, Gessate, Masate e Cambiago, che insieme costituiscono una porzione di territorio omogenea dal punto di vista morfologico e idraulico.

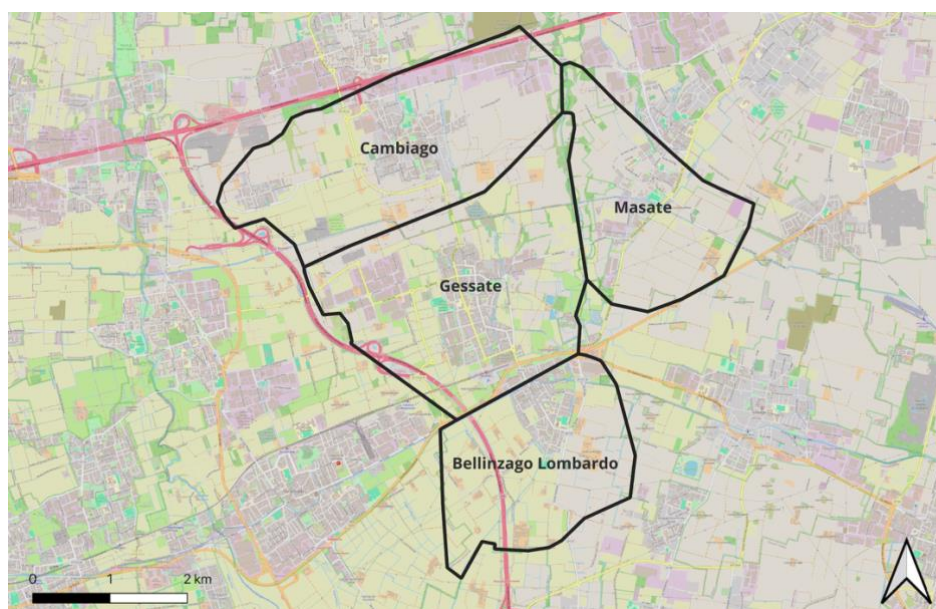


Figura 2.2: Inquadramento dell'area di studio (Elaborazione propria su base dati [29], [30]).

L'assetto insediativo è fortemente influenzato dalla presenza di infrastrutture di rilievo regionale e nazionale. L'asse dell'Autostrada A4 Torino-Trieste, che lambisce il confine settentrionale di Cambiago, e la S.P. 11 Padana Superiore, unitamente alla presenza del capolinea della linea M2 della metropolitana a Gessate, hanno favorito negli ultimi decenni un grande sviluppo residenziale, industriale e logistico.

Tale crescita ha portato a un progressivo fenomeno di impermeabilizzazione del suolo, alterando l'equilibrio idrologico locale e rendendo necessaria una riflessione sulla resilienza del territorio.

Sotto il profilo dei vincoli ambientali, una parte rilevante dei territori coinvolti ricade all'interno del perimetro del Parco Agricolo Nord Est (PANE), fondamentale nella

tutela del paesaggio agrario e nel mantenimento dei corridoi ecologici, tra i quali spicca per valore storico e monumentale il Naviglio Martesana, che attraversa orizzontalmente i comuni di Bellinzago Lombardo e Gessate.

La coesistenza tra la forte componente logistico-industriale e la necessità di preservare i varchi verdi e i reticoli idrici esistenti costituisce la sfida principale del progetto.

2.2.2. Assetto morfologico e idrografico dell'area di studio

A causa della sua conformazione il territorio in esame è caratterizzato da un'elevata vulnerabilità idraulica. Dal punto di vista morfologico, l'area è caratterizzata da una pendenza costante e uniforme che degrada da Nord verso Sud, con quote che passano dai circa 160 m s.l.m. di Cambiagio ai 130 m s.l.m. di Bellinzago. Questa pendenza naturale fa sì che l'intera area funzioni come un unico bacino drenante verso valle [29].

L'assetto idrografico dell'area è definito da un sistema complesso in cui convivono aste fluviali naturali e infrastrutture artificiali. Uno degli elementi naturali di maggior rilievo è il Torrente Trobbia, che attraversa i territori di Cambiagio, Gessate e Bellinzago Lombardo. Il suo regime è tipicamente torrentizio, caratterizzato da tempi di corrivazione ridotti e piene improvvise. La criticità di questo corso d'acqua è confermata dai nuovi valori di portata al colmo calcolati in uno studio del 2021 che afferma che nella sezione di Bellinzago Lombardo si passa dai 27 m³/s di un evento decennale ai 75 m³/s in caso di evento estremo cinquecentennale [31]. Tale volume idrico mette a dura prova le sezioni d'alveo che, risultando spesso inadeguate determinando condizioni di elevata vulnerabilità.

Parallelamente al Trobbia, nel settore nord-occidentale dell'area è presente il Rio Vallone, questo corso d'acqua non rappresenta solo una componente idraulica fondamentale per il drenaggio superficiale dei comuni di Cambiagio e Masate, ma costituisce anche un corridoio ecologico di primaria importanza. Sebbene presenti portate generalmente inferiori rispetto al Trobbia, il Rio Vallone condivide la stessa fragilità territoriale poiché scorre in un alveo che ha subito forti pressioni antropiche e riceve il carico delle acque meteoriche di zone densamente urbanizzate e industriali.

A questo reticolo naturale si sovrappone il sistema dei canali artificiali, dominato dal Naviglio Martesana. Quest'opera, lunga 38,7 km e larga dai 9 ai 18 metri, taglia trasversalmente il territorio gestendo una portata media di 27 m³/s [32]. Sebbene sia un'infrastruttura regolata, il Naviglio agisce spesso come barriera o recettore per il reticolo idrico minore; in situazioni meteorologiche eccezionali, come quelle verificatesi nel maggio 2024, l'interazione tra le piene del Trobbia e i livelli del canale può generare pericolose conseguenze, per esempio, nel nodo di Bellinzago Lombardo.

Nel settore settentrionale, inoltre, è presente il Canale Villaresi che rappresenta un elemento di discontinuità fondamentale, dove la complessa interazione con il reticolo naturale completa il quadro di un territorio idraulicamente interconnesso e fragile.

A questo sistema principale si aggiunge una fitta maglia di canali irrigui e fossi di scolo che un tempo garantiva il drenaggio delle aree agricole. Oggi, a causa della massiccia urbanizzazione, questo reticolo è spesso frammentato, interrato o sottodimensionato, perdendo la sua capacità di laminazione naturale.

Uno degli elementi di maggiore fragilità del territorio è l'elevata impermeabilizzazione. L'espansione delle aree industriali di Cambiago, dei poli logistici e dei nodi infrastrutturali di Gessate ha trasformato ampie superfici precedentemente permeabili in superfici "sigillate". In occasione di precipitazioni intense, l'assenza di infiltrazione diretta nel suolo genera elevati coefficienti di deflusso superficiale: questo volume d'acqua si riversa istantaneamente nel reticolo idrico e lungo le sedi stradali, saturando i sistemi di smaltimento e convogliando le piene verso i punti di depressione morfologica, come la località di Villa Fornaci, storicamente soggetta a fenomeni di allagamento per accumulo.

In questo scenario di vulnerabilità diffusa, l'elemento di massima criticità idraulica dell'intero sistema è rappresentato dal Sifone di Villa Fornaci, situato nel comune di Bellinzago Lombardo. In questo punto nevralgico, il Torrente Trobbia è costretto a sottopassare il Naviglio Martesana tramite un sistema a sifone. Tale configurazione crea una vera e propria strozzatura idraulica: in caso di portate del Torrente Trobbia vicine ai valori critici, il sifone cessa di essere un semplice condotto e si trasforma in un ostacolo al deflusso. Il risultato è un fenomeno di rigurgito a monte che genera esondazioni localizzate proprio nel nucleo abitato di Bellinzago, dove l'acqua, impossibilitata a proseguire il suo corso naturale, invade i tessuti urbani circostanti.

2.3. Copertura del suolo e impermeabilizzazione: l'equilibrio precario del paesaggio

L'analisi della destinazione d'uso del suolo, condotta attraverso l'elaborazione dei dati della matrice DUSAF 7.0 [33], delinea un territorio caratterizzato da una forte matrice rurale, in cui è presente una significativa pressione antropica.

Le aree coltivate coprono complessivamente il 61,52% della superficie territoriale, tra queste i seminativi semplici rappresentano l'elemento paesaggistico egemone coprendo il 46,3% del territorio, seguiti dai prati permanenti che incidono per il 13,07%. Tuttavia, come evidenziato nel caso di Bellinzago Lombardo la permeabilità di queste superfici è spesso compromessa dalla frammentazione fisica e dalla carenza di una rete idrografica naturale, che in molti punti del bacino occupa meno dell'1% della superficie.

Una quota minore, ma significativa per la biodiversità, è destinata alle colture specializzate, che comprendono sistemi florovivaistici per lo 0,86%, orti per lo 0,46% e altre colture legnose per lo 0,83%.

In contrapposizione a questa dominanza rurale è presente il comparto urbanizzato e infrastrutturale, che occupa ormai il 29,31% del territorio. La criticità tecnica di questo dato emerge dall'elevato frazionamento delle aree cementificate che testimonia un'urbanizzazione diffusa e capillare capace di infiltrarsi profondamente nella matrice agricola. All'interno di questa superficie sigillata, la tipologia edilizia prevalente è il tessuto residenziale discontinuo, che con un'incidenza del 10,13% genera una fitta rete di superfici pavimentate private che contribuiscono a incrementare i volumi di ruscellamento superficiale verso la rete fognaria.

A questo si aggiungono gli insediamenti industriali e commerciali, che occupano l'8,19% della superficie con concentrazioni rilevanti nei poli logistici situati tra Cambiago e Gessate e il sistema infrastrutturale.

Quest'ultimo, composto dalle reti stradali per il 2,66% e ferroviarie per lo 0,46%, non solo impermeabilizza il terreno ma agisce come una vera barriera fisica, alterando il deflusso naturale delle acque verso i ricettori finali.

In questo scenario, il patrimonio naturale e i corpi idrici appaiono purtroppo marginali in termini di copertura. I boschi e gli ambienti naturali costituiscono complessivamente il 6,18% del territorio, tra questi spiccano per importanza le formazioni ripariali con il 3,48%, vitali per la tutela dei corsi d'acqua, e i boschi di latifoglie con lo 0,88%. Un contributo minore arriva dal verde urbano e dalle aree sportive, che incidono per il 2,60%, mentre la quota più esigua e critica è rappresentata dai corpi idrici, fermi allo 0,36%, e dalle zone umide, con un valore quasi nullo dello 0,03%. La quasi totale assenza di zone di laminazione naturale e di zone umide annulla la funzione di rallentamento delle acque meteoriche. Il risultato di questa configurazione territoriale è la convergenza critica dei flussi verso nodi idraulici depressi, come la frazione di Villa Fornaci, dove i volumi generati dall'intero comparto nord-orientale si accumulano mettendo a rischio la tenuta del sistema.

I dati emersi dall'analisi sono schematicamente riportati nella Tabella 2.1.

Tabella 2.1: Suddivisione per macrocategoria del DUSAF. (Elaborazione propria su dati [33])

MACRO CATEGORIE	<i>Aree agricole</i>	<i>Urbanizzato e infrastrutture</i>	<i>Boschi e ambienti naturali</i>	<i>Verde urbano e sport</i>	<i>Corpi idrici</i>	<i>Zone umide</i>
(%)	61,54%	29,31%	6,18%	2,60%	0,36 %	0,03%

In conclusione, il paesaggio si presenta in una fase di transizione critica: l'equilibrio precario tra le aree permeabili e la crescente sigillatura del suolo pone una sfida complessa per la resilienza idraulica complessiva del bacino, richiedendo una gestione

attenta delle connessioni tra lo spazio rurale e il tessuto costruito (Elaborazione propria su dati [33]).

2.4. Verso una valutazione funzionale: i servizi ecosistemici come strumento di progetto

Alla luce delle criticità emerse, appare evidente che la risoluzione delle problematiche idrauliche del cluster di studio richieda un radicale cambio di paradigma. La vulnerabilità di un singolo territorio, infatti, non può più essere interpretata come un fenomeno isolato, ma deve essere intesa come l'esito terminale e cumulativo di una pressione antropica e di una sigillatura del suolo distribuite lungo l'intero bacino nord-orientale.

La presente ricerca, assumendo come solido punto di partenza gli obiettivi del progetto DROP, una volta definita la matrice del territorio e identificate le sue principali fragilità, il focus si sposterà sulla modellazione software di alcuni servizi ecosistemici fondamentali.

L'obiettivo di questo passaggio metodologico è superare la dimensione puramente statistica dell'uso del suolo per approdare a una stima dinamica e funzionale del danno effettivo subito dal capitale naturale. Attraverso l'impiego di strumenti di simulazione, sarà possibile ottenere una misura precisa della perdita delle capacità di regolazione idraulica e infiltrazione meteorica, fornendo così una base scientifica oggettiva per la progettazione di futuri interventi di mitigazione.

3 Metodologia e analisi dei servizi ecosistemici

3.1. Obiettivi di ricerca e introduzione ai modelli InVEST

3.1.1. Obiettivi della modellazione: oltre la valutazione dei danni infrastrutturali

Come precedentemente citato, le valutazioni condotte in seguito a un evento alluvionale tendono spesso a trascurare l'effetto negativo subito dalle componenti ambientali danneggiate e le ripercussioni che tali alterazioni riversano sulla società e sull'ecosistema stesso, concentrandosi maggiormente sui danni materiali arrecati alle infrastrutture e al tessuto urbano consolidato. Il presente lavoro di tesi, fondato sulle premesse operative del Progetto DROP, si inserisce in tale lacuna metodologica con l'intento di fornire una stima rigorosa del degrado subito dal capitale naturale.

L'obiettivo centrale della ricerca è quantificare l'entità reale del danno territoriale e definire i costi sociali, spesso occulti ma ingenti, che la collettività deve sostenere a causa della perdita di funzioni ecosistemiche vitali. I territori analizzati, fortemente segnati dalle esondazioni del maggio 2024, rappresentano un caso studio emblematico. In quest'area, la necessità di ripristinare la capacità naturale di regolazione dei deflussi impone di superare la visione tradizionale, che ha spesso considerato il degrado degli habitat come un problema di secondaria importanza rispetto ai danni materiali.

Attraverso questo studio, ci si propone di restituire centralità alla dimensione naturale, offrendo ai promotori del progetto e ai decisori locali una base solida quantitativa per comprendere la reale portata dei danni ambientali causati da eventi estremi e orientare strategie di ripristino e resilienza finalmente consapevoli del valore inestimabile del patrimonio naturale.

3.1.2. Dall'analisi dell'uso del suolo alla modellazione dei servizi ecosistemici

L'attività di analisi si è svolta partendo dai dati DUSAF approfonditamente descritti nel capitolo precedente e proprio a causa della conformazione del territorio e dell'elevata impermeabilizzazione delle superfici, l'alluvione del maggio 2024 ha

causato gravi allagamenti che hanno portato alla perdita di funzioni naturali vitali e imposto costi ingenti alla popolazione.

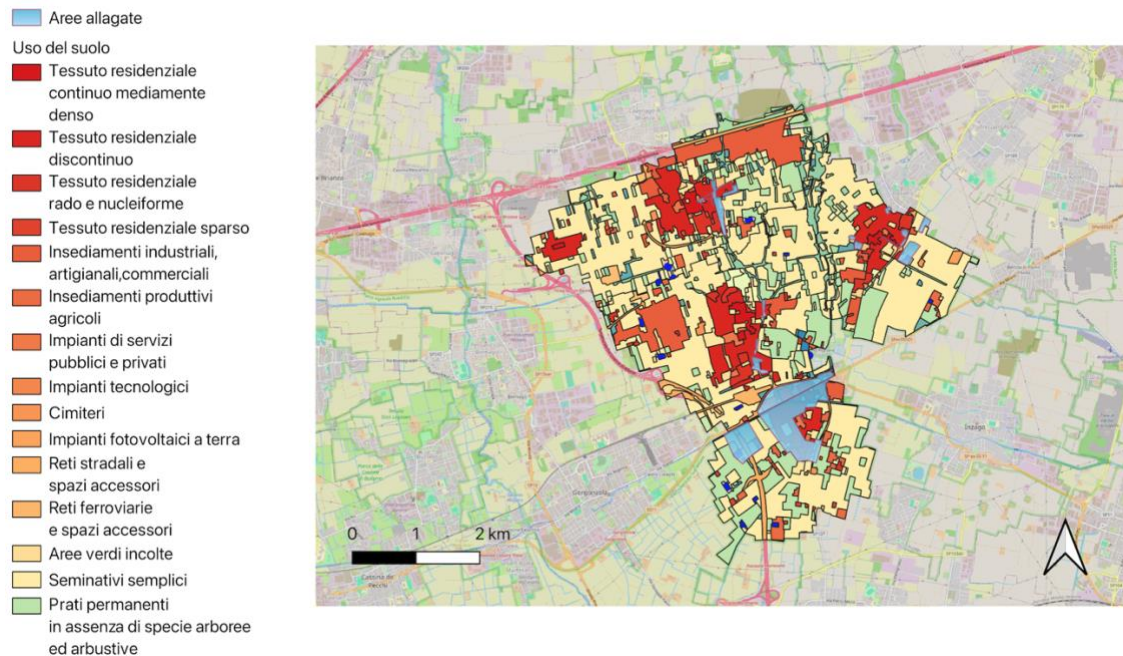


Figura 3.1: Mappa che associa la carta d'uso del suolo alle aree allagate (Elaborazione propria su dati [33]).

Come illustrato nella Figura 3.1, le aree maggiormente colpite dagli eventi alluvionali risultano essere sia i territori agricoli sia i centri abitati più densamente edificati. Sebbene l'intero territorio presenti suoli poco permeabili e a lenta infiltrazione, in questi contesti urbanizzati tale capacità drenante è stata ulteriormente compromessa, fino a essere quasi totalmente annullata dalla cementificazione delle superfici.

Questa mappatura degli allagamenti rappresenta un passaggio metodologico fondamentale poiché permetterà di elaborare statistiche zonali fondamentali per valutare l'impatto del degrado dei servizi ecosistemici che abbiamo deciso di analizzare in questa ricerca.

Per procedere con la modellazione di tali funzioni, considerate estremamente importanti date le criticità del territorio, si è scelto di utilizzare la suite di modelli InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs*). Si tratta di un software open source basato su modelli spazialmente espliciti, che impiegano mappe tematiche come principale fonte informativa e restituiscono, a loro volta, cartografie di output come risultato dell'analisi, inoltre, è dotato di un'elevata flessibilità per quanto riguarda la risoluzione spaziale, il suo campo d'applicazione, infatti, varia dalla scala locale a quella regionale. InVEST utilizza specifiche funzioni capaci di descrivere come le variazioni nella struttura e nella funzionalità di un ecosistema si riflettano

direttamente sui flussi e sul valore dei servizi erogati. Il modello tiene conto non solo dell'offerta dei servizi, ma anche della posizione geografica e delle dinamiche sociali delle comunità che ne traggono beneficio [25].

Grazie alle potenzialità offerte da questo software, lo studio ha approfondito l'analisi dei seguenti quattro servizi:

1. Carbon Storage and Sequestration: consente di valutare sia lo stoccaggio che il sequestro del carbonio nel tempo e successivamente di quantificare il costo sociale che la perdita di questa funzione regolatrice comporta per la collettività.
2. Habitat Quality: consente di stimare la qualità degli habitat in termini di biodiversità. Analizza il degrado biologico, che viene successivamente tradotto in termini monetari per evidenziarne l'impatto economico sulla popolazione, delle aree colpite dalle esondazioni e dei rispettivi territori limitrofi.
3. Urban Nature Access: esprime il bisogno della ricerca di spazi naturali della popolazione locale, evidenziando come la disponibilità e la fruizione del verde siano state compromesse dagli allagamenti e dal degrado ambientale conseguente all'alluvione.
4. Urban Flood Mitigation: definisce i volumi di deflusso superficiale e la capacità di ritenzione idrica del territorio, permettendo di individuare le aree maggiormente vulnerabili al rischio di allagamento in caso di eventi meteorici estremi.

Ognuno di questi servizi sarà approfonditamente analizzato nei paragrafi successivi, illustrando i risultati ottenuti, il funzionamento dei diversi modelli, i dati di input necessari e le specifiche limitazioni modellistiche.

3.2. Carbon Storage and Sequestration

3.2.1. Dinamiche del carbonio: dalla regolazione climatica alla pianificazione territoriale

Il carbonio contenuto nell'atmosfera risulta estremamente inferiore rispetto alla quantità presente negli ecosistemi terrestri, come foreste e praterie, i quali agiscono da veri e propri serbatoi naturali. In questi ambienti, il carbonio viene stoccato all'interno della biomassa legnosa e nel suolo; tale processo impedisce alla CO_2 di disperdersi nell'aria, dove altrimenti alimenterebbe i cambiamenti climatici. Gli ecosistemi svolgono infatti una funzione regolatrice essenziale, modulando la concentrazione dei gas serra attraverso la capacità di assorbire o rilasciare anidride carbonica e contribuendo di conseguenza a stabilizzare il ciclo idrologico alterato dalle emissioni antropiche.

Molti sistemi naturali non si limitano alla conservazione degli stock esistenti, ma partecipano attivamente al sequestro del carbonio, accumulandolo progressivamente anno dopo anno. Tuttavia, la stabilità di questi meccanismi è fragile: eventi come incendi e la trasformazione dell'uso del suolo possono invertire bruscamente questa dinamica, provocando il rilascio di massicce quantità di CO_2 precedentemente stoccate.

Al contrario, interventi gestionali lungimiranti sono in grado di favorire l'accumulo di ingenti riserve di carbonio. Risulta dunque evidente che il monitoraggio costante di tali flussi sia un'operazione essenziale per contrastare efficacemente il riscaldamento globale. Questo spiega perché il sequestro e lo stoccaggio del carbonio siano oggi considerati tra i servizi ecosistemici più rilevanti e universalmente riconosciuti a livello globale.

La gestione territoriale finalizzata a potenziare queste funzioni richiede diversi tipi di dati come la localizzazione e l'entità dei vari depositi di carbonio, la quantità di materia che viene fissata o dispersa nel corso del tempo e l'influenza esercitata dalle variazioni dell'uso del suolo su tali dinamiche. La produzione di mappature tematiche inerenti allo stoccaggio e al sequestro del carbonio rappresenta lo strumento ideale per orientare le decisioni dei responsabili della pianificazione territoriale che impattano su questi servizi ecosistemici vitali.

3.2.2 Logica di funzionamento del modello InVEST e definizione dei carbon pools

Il modello InVEST Carbon Storage and Sequestration permette di valutare lo stoccaggio e il sequestro del carbonio integrando mappe relative all'uso del suolo con l'analisi di quattro serbatoi fondamentali, definiti carbon pools, visibili nella Figura 3.2 seguente.

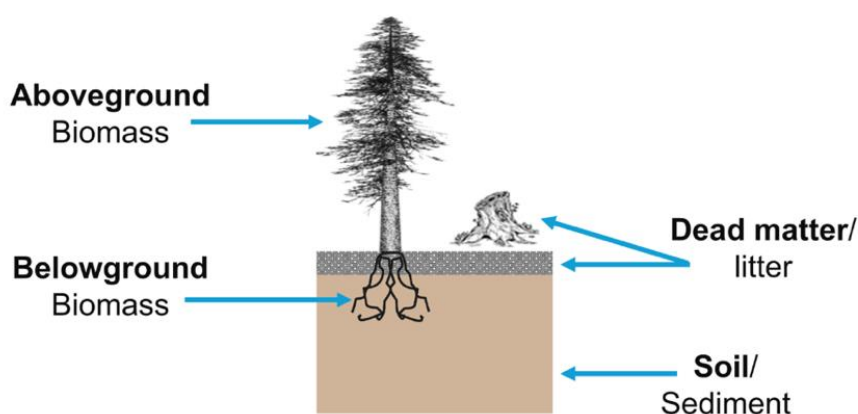


Figura 3.2: Serbatoi di carbonio considerati dal modello di stoccaggio del carbonio InVEST [34].

Nello specifico, il software è basato sui dati relativi alla biomassa epigea, che include tutto il materiale vegetale vivo situato sopra il suolo, e alla biomassa ipogea, costituita dagli apparati radicali vivi della vegetazione. A questi si aggiunge il carbonio organico del suolo, che rappresenta il serbatoio terrestre quantitativamente più rilevante, e la materia organica morta, categoria che comprende sia la lettiera sia il legno morto.

Basandosi sui criteri definiti dall'annesso metodologico dell'ISPRA sono stati attribuiti valori precisi a ciascun serbatoio in funzione delle diverse classi di uso del suolo. In questa fase di parametrizzazione, si è scelto di impostare a zero i valori relativi alle aree urbanizzate per tutti i campi considerati, data l'assenza di funzioni naturali significative in tali contesti. Analogamente, sono stati azzerati i valori per le zone umide e i corpi idrici, poiché la loro incidenza sul territorio analizzato risulta marginale, con una percentuale inferiore all'1%. Per quanto riguarda invece le colture permanenti, quali vigneti, frutteti e oliveti, i valori sono stati determinati tenendo conto dell'età di maturazione delle rispettive piantagioni [24].

Il modello, mappando le densità di stoccaggio su raster di copertura del suolo e aggregando i contributi di ogni singolo serbatoio, è in grado di produrre cartografie del carbonio, espresse in megagrammi per ettaro. In questo modo è possibile stimare

il cambiamento netto degli stock confrontando uno scenario di riferimento con uno alternativo e di conseguenza calcolare la dinamica di sequestro e la perdita netta di carbonio nel corso del tempo. L'analisi viene eseguita applicando il modello a entrambi i paesaggi considerati e determinando la variazione di stoccaggio attraverso un'elaborazione spaziale estremamente precisa, condotta pixel per pixel.

3.2.3. Fase operativa: integrazione dei dati per l'analisi dello stoccaggio e del sequestro di carbonio

Basandosi sul quadro teorico e sui parametri precedentemente definiti, l'applicazione operativa del modello è stata condotta attraverso l'integrazione della matrice dei Carbon Pools con il raster relativo all'uso del suolo dell'area di studio. In questo modo ci è stato possibile generare inizialmente una serie di output intermedi, costituiti da mappe raster che visualizzano singolarmente lo stoccaggio nei quattro serbatoi fondamentali.

Tuttavia, ai fini della valutazione complessiva della resilienza territoriale e della stima del danno subito dal capitale naturale, l'analisi si è inizialmente concentrata sulla cartografia finale del carbonio totale. Tale mappa, visualizzabile nella Figura 3.3, aggrega i valori di tutti i serbatoi considerati per il territorio in esame e rappresenta uno strumento di sintesi fondamentale per comprendere la capacità di stoccare carbonio.

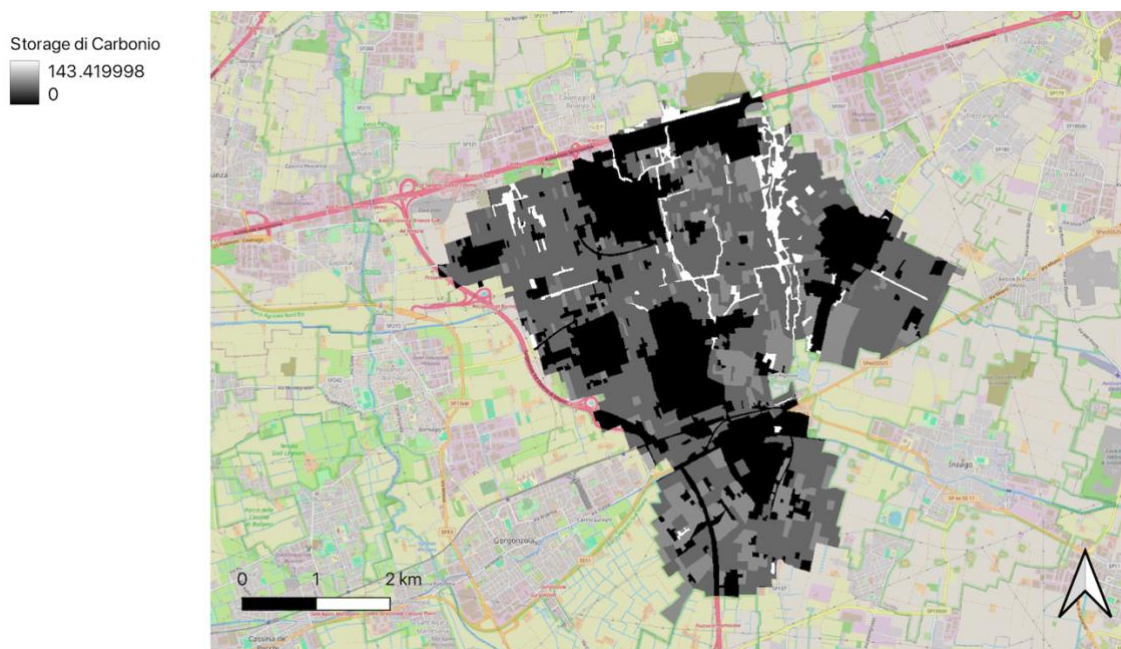


Figura 3.3: Mappa della distribuzione dello stoccaggio del carbonio totale nell'area in esame (Elaborazione propria tramite software InVEST su dati [33] e parametri [24]).

Dall'analisi cartografica è possibile osservare chiaramente l'impatto della semplificazione metodologica adottata nella definizione dei carbon pools, infatti, le aree urbanizzate presentano valori di stoccaggio pari a zero.

Per la conduzione di tale analisi, sono stati presi in esame i valori medi di carbonio riscontrati all'interno dell'area di studio che vengono associati in modo univoco a ciascuna classe di uso del suolo. Di conseguenza, si osserva un gradiente crescente man mano che ci si sposta verso le superfici rurali, con un incremento del contenuto di carbonio che raggiunge i suoi livelli massimi in corrispondenza delle aree maggiormente naturali con uno dei picchi localizzato nei pressi del Rio Vallone, uno dei principali tratti idrografici della zona. In quest'area, la presenza di formazioni ripariali permette di incrementare notevolmente i valori di carbonio stoccato, trasformando l'area limitrofa al corso d'acqua in un vero e proprio serbatoio ecologico immerso in una matrice fortemente antropizzata. I dati estratti dal raster indicano in questi punti un valore di picco di circa 143 Mg/ha; tale dato, confermato dalle successive statistiche zonali, riflette l'importanza vitale della vegetazione ripariale situata lungo il tratto fluviale.

I valori delle superfici agricole, che costituiscono la componente predominante del territorio, presentano valori che oscillano mediamente tra i 58 Mg/ha per i seminativi semplici e i 79 Mg/ha per i prati permanenti. Se confrontati con i valori delle aree occupate dalle formazioni ripariali non risultano particolarmente elevati; tuttavia, grazie alla loro vasta estensione geografica rappresentano una riserva diffusa di carbonio di fondamentale importanza per l'equilibrio ambientale del territorio.

Per approfondire ulteriormente l'analisi, sono state elaborate delle statistiche zonali relative alle aree effettivamente interessate dagli allagamenti. Con l'obiettivo di determinare la quantità di carbonio stoccato al loro interno, è stato necessario analizzare l'intera area allagata, la quale integra al proprio interno diverse classi di uso del suolo. Per quantificare correttamente il dato, si è proceduto individuando il valore medio di carbonio totale immagazzinato specifico per ciascuna classe di copertura del suolo. Successivamente, moltiplicando il valore medio di ogni singola categoria per la sua rispettiva estensione in ettari effettivamente ricadente nell'area allagata, e aggregando i risultati parziali si ottiene come risultato finale 3356,715 Mg di carbonio.

Sebbene lo stoccaggio totale fornisca il quadro complessivo dell'ecosistema, ai fini della valutazione del danno legato all'alluvione risultano significativi esclusivamente lo stoccaggio del carbonio epigeo e il sequestro di carbonio totale. Pertanto, l'indagine è stata estesa alla componente della biomassa epigea, ovvero il comparto che risente direttamente della distruzione causata dall'evento meteorico. Anche per questo serbatoio è stato prodotto un output cartografico raster, riportato nella Figura 3.4 che ne descrive la distribuzione spaziale.

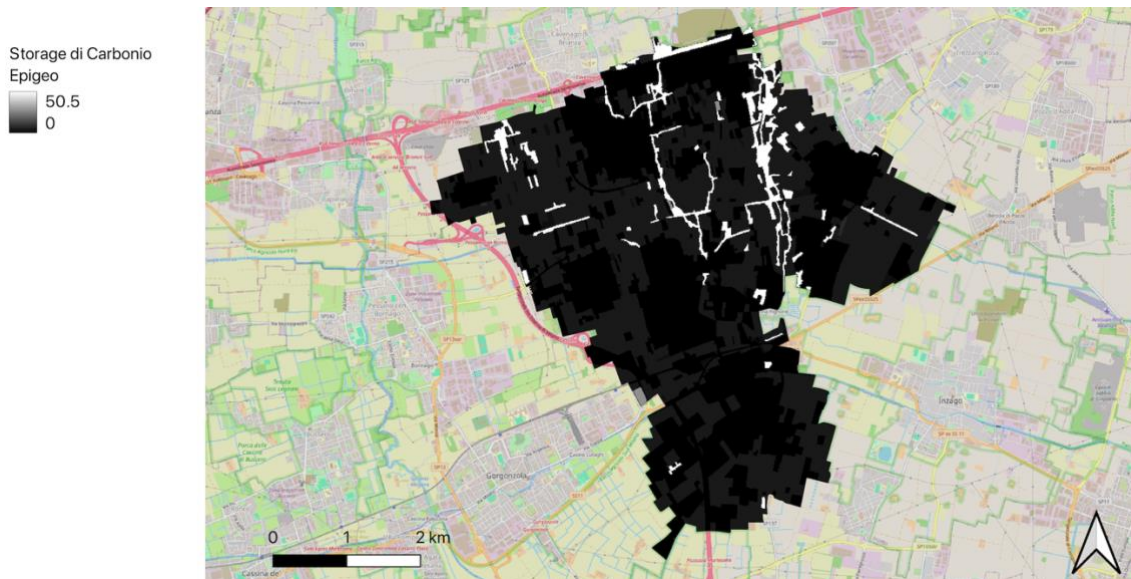


Figura 3.4: Mappa della distribuzione dello stoccaggio del carbonio epigeo nell'area in esame (Elaborazione propria tramite software InVEST su dati [33] e parametri [24]).

Come prevedibile, nella mappatura risulta evidente che la densità di carbonio è sensibilmente inferiore rispetto a quella del carbonio totale e dall'analisi dei valori medi zonali, emerge un valore di picco pari a 50,5 Mg/ha, riscontrato ancora una volta in corrispondenza delle formazioni ripariali.

Coerentemente con le assunzioni definite in fase di parametrizzazione, il valore attribuito alle aree urbanizzate rimane pari a zero. Per quanto riguarda invece il comparto agricolo le stime variano dai 5 Mg/ha riferiti ai seminativi semplici fino al valore nullo associato ai prati permanenti; tale azzeramento, derivante dai coefficienti ISPRA, è ecologicamente giustificato dalla natura effimera e soggetta a sfalcio della biomassa erbacea soprassuolo, il cui stoccaggio permanente avviene quasi integralmente nel comparto ipogeo.

Per quanto riguarda le statistiche zonali condotte specificamente sulle superfici interessate dagli allagamenti, in questo caso il quantitativo medio complessivo di carbonio epigeo immagazzinato è risultato pari a 355,142 Mg.

Oltre al danno diretto sulla biomassa di superficie, l'analisi si è successivamente focalizzata sul sequestro di carbonio, analizzando la variazione dinamica degli stock tra due differenti configurazioni territoriali. Poiché il calcolo del sequestro richiede il confronto tra due momenti temporali, si è proceduto all'elaborazione di uno scenario alternativo volto a simulare gli impatti del degrado ambientale dopo gli allagamenti.

Di conseguenza, si è ipotizzata come scenario di base la situazione attuale derivata dal DUSAF 7.0 mentre per la costruzione del raster alternativo, le superfici colpite dagli allagamenti sono state trattate come aree severamente degradate, ipotizzando la perdita totale della loro originaria capacità di stoccaggio. Tale condizione è stata

modellata riclassificando queste porzioni di territorio secondo il codice DUSAF 1112 che corrisponde al tessuto urbano residenziale denso, utilizzato come proxy di riferimento per un suolo completamente impermeabilizzato e privo di funzioni ecosistemiche attive.

Il confronto spaziale tra i due scenari, elaborato dal software InVEST, ha permesso di generare la cartografia della variazione riportata di seguito (Figura 3.5) che mostra le perdite di carbonio imputabili alla compromissione degli ecosistemi locali a seguito degli eventi alluvionali.

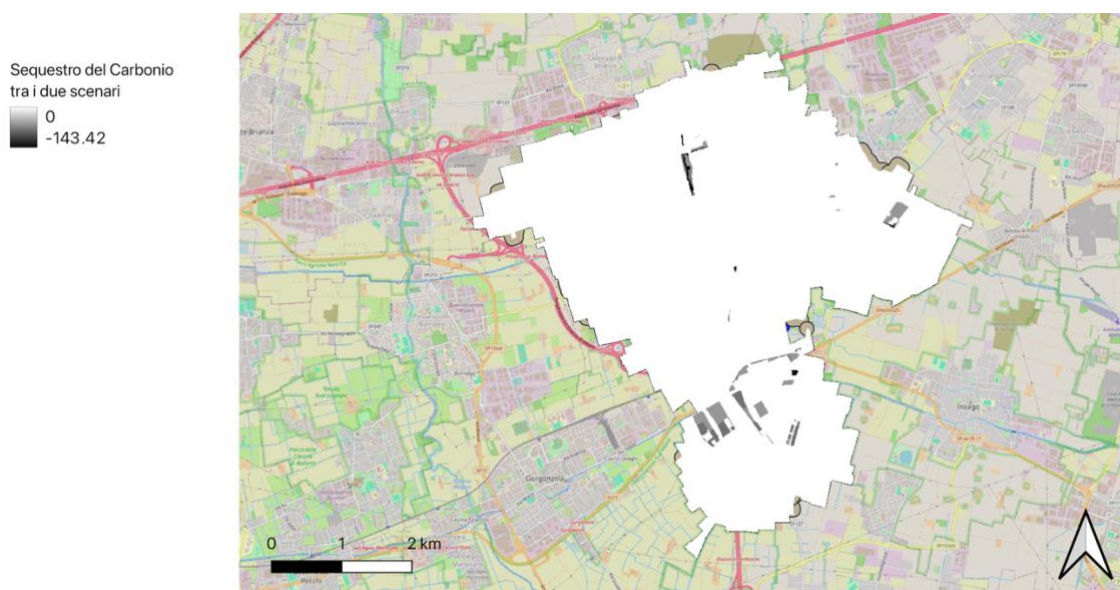


Figura 3.5: Mappa della variazione del sequestro di carbonio, a seguito degli eventi alluvionali, nel territorio in esame (Elaborazione propria tramite software InVEST su dati [33] e parametri [24]).

Dalla mappatura prodotta risulta evidente come le variazioni siano circoscritte esclusivamente alle aree colpite dall'esondazione; nel resto del territorio, non essendo stati simulati cambiamenti d'uso del suolo, il bilancio del carbonio presenta un valore pari a zero. All'interno delle zone allagate, i valori del raster descrivono la variazione dello stock: mentre i valori positivi rappresenterebbero un incremento del sequestro, i risultati ottenuti sono interamente negativi. Coerentemente con l'ipotesi di un degrado totale della capacità ecosistemica, si registra un picco di perdita pari a circa -143 Mg/ha.

Questi dati vengono successivamente approfonditi grazie all'utilizzo delle statistiche zonali che evidenziano come le perdite più consistenti avvengano in corrispondenza delle aree più naturali, come boschi e formazioni ripariali. Poiché questi ecosistemi ospitavano originariamente le riserve di carbonio più elevate, la loro degradazione genera l'impatto negativo più significativo sul bilancio complessivo.

In conclusione, le mappe prodotte risultano un indicatore sintetico della qualità ecosistemica locale: il gradiente cromatico mostra visivamente come la capacità di stoccaggio del suolo aumenti progressivamente allontanandosi dai centri urbani densi per culminare in prossimità dei reticoli idrografici naturali.

3.2.4. Valutazione economica del danno ecosistemico: il Costo Sociale del Carbonio

Avvalendosi dei parametri definiti dall'annesso metodologico dell'ISPRA, è stata svolta una stima monetaria della perdita di capitale naturale. Il calcolo si basa sul concetto del Costo Sociale del Carbonio (SCC), un indicatore fondamentale che esprime il danno marginale causato alla società, su scala globale, per ogni tonnellata di anidride carbonica rilasciata in atmosfera.

In altri termini, l'SCC rappresenta il valore del danno evitato grazie alla capacità di sequestro della CO₂ operata dagli ecosistemi. Sebbene questo parametro sia soggetto a variabilità dovuta alle incertezze intrinseche delle proiezioni climatiche, per la presente ricerca è stato adottato il valore di riferimento di 121,45 €/t [24].

Il danno economico complessivo è stato quindi determinato applicando l'Equazione (3.1):

$$\text{Danno Economico} = \text{Stock di Carbonio (Mg)} * \text{SCC (€)} \quad (3.1)$$

L'analisi ha permesso di ottenere due valori distinti per le superfici colpite dagli allagamenti, riportati nella Tabella 3.1. Da un lato, per quanto concerne lo stoccaggio, l'indagine si fonda sull'ipotesi cautelativa che il carbonio relativo alla sola biomassa epigea venga integralmente disperso a causa dell'evento alluvionale. Tale assunzione permette di quantificare l'impatto economico diretto derivante dalla compromissione di questa frazione ecosistemica, stimabile in 43.131,99 €. Dall'altro lato, procedendo con la valutazione monetaria del sequestro, basata sul valore assoluto della variazione media applicata alle rispettive superfici, e integrando il costo sociale (SCC) di 121,45 €/t, otteniamo un valore economico del danno pari a 407.238 €.

Tabella 3.1: Valutazione economica del danno associato alla perdita della capacità di sequestro e alla distruzione del carbonio epigeo nelle aree esondate (Elaborazione propria su dati [24]).

VALUTAZIONE ECONOMICA DEL DANNO ASSOCIATO ALLA PERDITA DI SEQUESTRO DI CARBONIO TOTALE NELLE AREE ALLAGATE	VALUTAZIONE ECONOMICA DEL DANNO ASSOCIATO AL CARBONIO EPIGEO STOCCATO ALL'INTERNO DELLE AREE ALLAGATE
407.238 €	43.131,99 €

A conclusione dell'analisi, il danno economico totale subito dal servizio ecosistemico di regolazione climatica si ottiene aggregando le due componenti stimate. Sommando la perdita legata alla distruzione dello stock epigeo (43.131,99 €) con il danno derivante dall'interruzione dei flussi di sequestro (407.238 €), l'impatto monetario complessivo dell'evento alluvionale su questo specifico comparto ammonta a 450.369,99 €. Tale valore quantifica in modo rigoroso la quota relativa alla mitigazione climatica e confluirà nel bilancio riassuntivo finale dei danni ecosistemici subiti dal territorio.

I risultati evidenziano un impatto economico estremamente rilevante, non solo confermano l'entità del danno subito dal territorio, ma giustificano l'urgenza di investire in Nature-based Solutions (NbS). In quest'ottica, la conservazione del suolo permeabile e delle aree naturali non deve essere interpretata come un onere economico, bensì come un investimento strategico e imprescindibile per la sicurezza e la resilienza del territorio.

3.2.5. Analisi critica: semplificazioni e limitazioni del modello Carbon Storage and Sequestration

Nonostante la rilevanza dei risultati ottenuti, è stata necessaria un'attenta riflessione critica in merito alle semplificazioni intrinseche del modello InVEST. La struttura del software, pur essendo progettata per garantire operatività anche in contesti caratterizzati da una disponibilità limitata di dati, comporta infatti dei vincoli metodologici che devono essere opportunamente contestualizzati in riferimento al caso di studio in esame.

Il modulo Carbon Storage and Sequestration si basa su un approccio semplificato che correla i valori dei quattro carbon pools esclusivamente alle mappe di copertura del suolo. Di conseguenza, il modello non integra dinamiche complesse, quali i tassi di crescita della vegetazione, l'evoluzione dei processi chimici nel suolo o l'influenza dei cambiamenti climatici sulla capacità di stoccaggio nel tempo. Se l'obiettivo dell'indagine fosse simulare l'evoluzione ecologica di dettaglio, sarebbe necessario l'impiego di modelli ecologici più articolati.

Un limite centrale riguarda la natura statica del modello: esso assume che ogni classe d'uso del suolo mantenga uno stock fisso, calcolato sulla media delle misurazioni effettuate al suo interno. Il sequestro di carbonio viene quindi rilevato solo in presenza di un mutamento della classe LULC; pertanto, ogni pixel che non subisce un cambiamento di categoria nel tempo restituirà un valore di sequestro pari a zero. Questo approccio tende a ignorare i processi di successione naturale o di recupero ambientale che avvengono anche in assenza di mutazioni nelle destinazioni d'uso. Nella fattispecie di questo studio, tale limite metodologico ha imposto di simulare la compromissione del sequestro post-alluvione forzando la riclassificazione delle aree esondate in tessuto urbano denso (DUSAF 1112). Sebbene indispensabile ai fini del calcolo, questa assunzione restituisce uno scenario di impatto estremo: il modello, ignorando la fisiologica resilienza del suolo e la naturale ripresa vegetativa post-evento, tende infatti a sovrastimare la perdita permanente del servizio ecosistemico.

La precisione dell'analisi è, inoltre, strettamente dipendente dal livello di dettaglio della cartografia di input e dall'accuratezza dei valori assegnati ai serbatoi. Il modello non cattura la variabilità indotta da fattori ambientali locali come l'altitudine e il microclima all'interno della medesima classe, a meno che non si proceda a una stratificazione estremamente complessa delle tabelle dei carbon pools. Questo limite, nel contesto dell'esondazione, si traduce nell'assunzione di una distruzione e dispersione totale della biomassa epigea allagata, non cogliendo il fatto che le formazioni arboree mature e strutturate possano subire danni severi senza tuttavia perdere istantaneamente l'intero stock immagazzinato nei fusti. Infine, il software non traccia i flussi interni tra i diversi serbatoi: ad esempio, il passaggio di carbonio dalla biomassa epigea alla materia organica morta, causato da processi biologici o dal danneggiamento provocato dall'acqua, viene ignorato dal bilancio dinamico.

In conclusione, pur con queste semplificazioni, l'analisi fornisce un ordine di grandezza territoriale ed economico affidabile, rivelandosi uno strumento essenziale per orientare le politiche di resilienza e giustificare gli investimenti in Nature-based Solutions.

3.3. Habitat Quality

3.3.1. Analisi della biodiversità e qualità dell'habitat: l'approccio del modello InVEST

La biodiversità rappresenta una componente fondamentale dei sistemi naturali, svolgendo un ruolo determinante sia nella produzione dei servizi ecosistemici, sia nel mantenimento della resilienza dei territori. Nel presente studio, la biodiversità è considerata un patrimonio dotato di valore intrinseco, la cui tutela costituisce l'obiettivo primario della conservazione. Tale necessità emerge a causa di un degrado ambientale che sta diventando sempre più evidente, spingendo le istituzioni internazionali, grazie alla Convenzione di Rio sulla Biodiversità, a porre la salvaguardia del capitale naturale al centro delle agende politiche.

In questo contesto, la biodiversità agisce come un vero e proprio meccanismo di difesa: un ambiente ecologicamente ricco possiede una maggiore capacità di resistenza e recupero nei confronti di stress esterni, quali i cambiamenti climatici o l'introduzione di specie aliene invasive. Il modello InVEST Habitat Quality si inserisce in questo quadro metodologico utilizzando l'analisi spaziale per identificare le porzioni di territorio in cui il capitale naturale risulta più vulnerabile, valutando lo stato di salute degli habitat come condizione essenziale per la persistenza delle specie.

Poiché la modellazione analitica di ogni singola specie risulta impossibile per la carenza di dati puntuali, il software adotta un approccio definito "coarse-filter". Invece di focalizzarsi sul censimento dei singoli organismi, questa strategia utilizza la qualità dell'habitat come proxy della ricchezza biologica complessiva. Dal punto di vista operativo, il modello integra le cartografie di copertura del suolo con l'analisi di diverse minacce per stimare indicatori fondamentali quali la qualità, la rarità e il grado di degradazione degli ecosistemi [35].

Per comprendere la ricchezza di un paesaggio è dunque necessario mappare la distribuzione e la persistenza degli elementi naturali. Valutare come l'attuale gestione del suolo influenzi tali dinamiche è fondamentale per progettare strategie di conservazione efficaci e per promuovere una gestione delle risorse che massimizzi la biodiversità.

3.3.2. Struttura del modello Habitat Quality: parametrizzazione e logica di funzionamento

L'applicazione del modello InVEST Habitat Quality al territorio in esame ha richiesto l'integrazione di specifici set di dati tabellari e dati cartografici in formato raster come la mappa di copertura del suolo già descritta nei paragrafi precedenti. È importante sottolineare che, disponendo unicamente della mappatura dello stato attuale, l'analisi si è focalizzata sulla valutazione della qualità ambientale e del grado di degradazione

degli habitat. Di conseguenza, è stata tralasciata l'analisi della rarità: questo perché l'algoritmo del modello InVEST calcola tale indice esclusivamente misurando la variazione di abbondanza di un habitat tra una mappa di riferimento (baseline) e una mappa futura o di scenario. Mancando un raster di proiezione futura, la restituzione di questo output non è risultata applicabile.

Per determinare la qualità relativa degli habitat è necessaria l'interazione di quattro fattori fondamentali:

1. La capacità dell'ecosistema di sostenere forme di vita;
2. La sensibilità dei singoli habitat ai disturbi;
3. L'impatto specifico di ogni minaccia;
4. La distanza spaziale dalle fonti di alterazione dell'equilibrio ecologico.

La sintesi di questi parametri ha permesso la redazione della Sensitivity Table e della Threats Table, tabelle di input necessarie per il funzionamento del modello. Per la definizione dei relativi parametri ci si è basati, ancora una volta, su dati ricavati dall'annesso metodologico dell'ISPRA.

Nella Sensitivity Table il parametro cruciale è rappresentato dall'idoneità dell'habitat, un indice compreso tra 0 a 1, chiamato anche Habitat Suitability, che rappresenta la compatibilità delle classi di suolo con la conservazione della biodiversità generale. Sulla base dei dati ISPRA, pur considerando che tali dati sono soggetti a un necessario grado di approssimazione scientifica, sono stati attribuiti valori nulli alle classi residenziali e fortemente urbanizzate, prive di funzioni ecosistemiche rilevanti, per quanto riguarda invece i seminativi semplici e i bacini idrici sono stati assegnati rispettivamente i valori di 0.26 e di 0.83. Al contrario, i punteggi più elevati sono stati assegnati agli ambienti naturali come le formazioni ripariali e i boschi di latifoglie che raggiungono un valore di 0,93, mentre il picco massimo di 0,96 è stato registrato per le zone umide.

Una volta determinata l'idoneità, il passaggio fondamentale consiste nel correlare la sensibilità degli habitat alle specifiche minacce antropiche. Poiché la vulnerabilità degli ecosistemi varia sensibilmente in base alla tipologia di disturbo e alla distanza d'influenza della sorgente, è stato necessario definire criteri di suscettibilità differenziati. Le minacce selezionate per l'analisi, coerentemente con la struttura del territorio, comprendono: la componente urbana, il comparto produttivo, le infrastrutture e l'agricoltura intensiva.

L'adozione dell'approccio expert-based illustrato nell'annesso metodologico ISPRA [24] è stata determinante per la corretta configurazione del modello. Questo metodo, consolidato dal contributo di oltre cento esperti del settore, ha fornito una base scientifica solida per definire simultaneamente i pesi, ovvero, l'impatto relativo di ciascuna minaccia, le distanze massime tra le fonti di minaccia e i diversi habitat e i valori di vulnerabilità specifici per ogni tipologia di habitat.

L'analisi evidenzia che le classi con valore di idoneità pari a zero non subiscono alcun peggioramento in quanto risultano già integralmente compromesse dal punto di vista ecosistemico; al contrario, gli habitat caratterizzati da un'elevata idoneità naturale risultano i più vulnerabili alle pressioni esterne e, di conseguenza, mostrano i valori di sensibilità più alti. Oltre alla definizione di pesi e distanze, il modello ha richiesto la scelta della funzione di attenuazione dell'impatto nello spazio. Per tutte le sorgenti di disturbo è stato adottato un decadimento di tipo esponenziale, ritenuta più rappresentativa della realtà territoriale rispetto a un decadimento lineare, poiché simula con maggiore accuratezza la rapida perdita di intensità degli impatti antropici man mano che ci si allontana dalla sorgente del disturbo.

La Threats Table da noi realizzata e utilizzata come input per il modello InVEST Habitat Quality è di seguito riportata (Tabella 3.2).

Tabella 3.2: Parametrizzazione delle sorgenti di disturbo inserite nella Threats Table (Elaborazione propria su dati [24]).

Minaccia	Massima distanza tra le fonti di minaccia e gli habitat	Peso della minaccia	Funzione di decadimento dell'impatto
Componente Urbana	1.700 Metri	0,79	Esponenziale
Comparto Produttivo	1.700 Metri	0,79	Esponenziale
Infrastrutture	1.500 Metri	0,86	Esponenziale
Agricoltura Intensiva	1.600 Metri	0,69	Esponenziale

Gli output cartografici principali generati dal modello sono la mappa della degradazione dell'habitat (Habitat Degradation) e la mappa della qualità dell'habitat (Habitat Quality). Entrambi gli indici sono espressi su una scala standardizzata da 0 a 1; i valori assegnati a ciascun pixel derivano non solo dalle caratteristiche d'uso del suolo della cella, ma anche dalle relazioni spaziali con le aree circostanti.

Il livello di degradazione complessivo Dxj di una generica cella x caratterizzata dall'habitat j , inteso come l'effetto combinato delle minacce r localizzate nel suo intorno spaziale, viene determinato attraverso la seguente Equazione (3.2):

$$D_{xj} = \sum_{r=1}^R \sum_{y=1}^{Y_r} \left(\frac{w_r}{\sum_{r=1}^R w_r} \right) r_y i_{rxy} \beta_x S_{jr} \quad (3.2)$$

Nella formula i singoli parametri assumono il seguente significato:

- w_r : rappresenta il peso della minaccia, normalizzato rispetto alla sommatoria dei pesi di tutte le sorgenti di disturbo incluse nell'analisi.
- r_y : indica l'intensità della minaccia originata nella cella y .
- i_{rxy} : definisce la funzione di decadimento spaziale in base alla distanza tra la sorgente y e l'habitat x .
- β_x : esprime il livello di accessibilità della cella, non avendo impostato specifici vincoli fisici o istituzionali di esclusione nel cluster, tale parametro opzionale assume un valore costante pari a 1.
- S_{jr} : quantifica il livello di sensibilità della classe di copertura del suolo j nei confronti della specifica minaccia r .

All'aumentare del punteggio di degradazione cumulato, la qualità ambientale del pixel diminuisce, il calcolo del rispettivo indice di qualità Q_{xj} avviene applicando una funzione di semi-saturazione, la quale diminuisce il valore di idoneità iniziale dell'ecosistema in base alle pressioni antropiche rilevate, come espresso dall'Equazione (3.3):

$$Q_{xj} = H_j \left(1 - \left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + k^z} \right) \right) \quad (3.3)$$

In questa seconda Equazione (3.3), il termine H_j indica l'idoneità intrinseca della classe d'uso del suolo j (compresa nell'intervallo $[0, 1]$), mentre z rappresenta un parametro di scala costante, impostato di default dagli sviluppatori del software a 2,5 [35].

Un passaggio metodologico cruciale ha riguardato la taratura della costante di semi-saturazione k . Per definizione, il parametro k controlla l'inflessione della curva di risposta del modello e deve corrispondere esattamente alla metà del valore di degradazione massimo rilevabile nel territorio d'analisi. Per determinare tale valore si è adottato l'approccio raccomandato dalle linee guida di InVEST: il modello è stato inizialmente eseguito impostando il coefficiente di default ($k = 0,05$); dall'analisi del raster preliminare così ottenuto è stato estratto il valore di picco della degradazione assoluta registrata all'interno della griglia [35]. Dividendo tale massimo per due, si è

calcolata una costante di saturazione definitiva pari a 0,36, successivamente reinserita nell'interfaccia software per l'elaborazione e la generazione delle cartografie finali di qualità e degrado.

3.3.3. Analisi spaziale degli output cartografici e valutazione economica del danno

In seguito all'applicazione del modulo Habitat Quality secondo i criteri di parametrizzazione precedentemente descritti, è stata generata la mappa relativa alla degradazione cumulativa del territorio oggetto di studio (Figura 3.6). È opportuno evidenziare che, prima di giungere ai risultati finali, l'algoritmo elabora una serie di output intermedi, tra questi figurano a esempio i singoli raster di degradazione parziale associati a ciascuna minaccia.

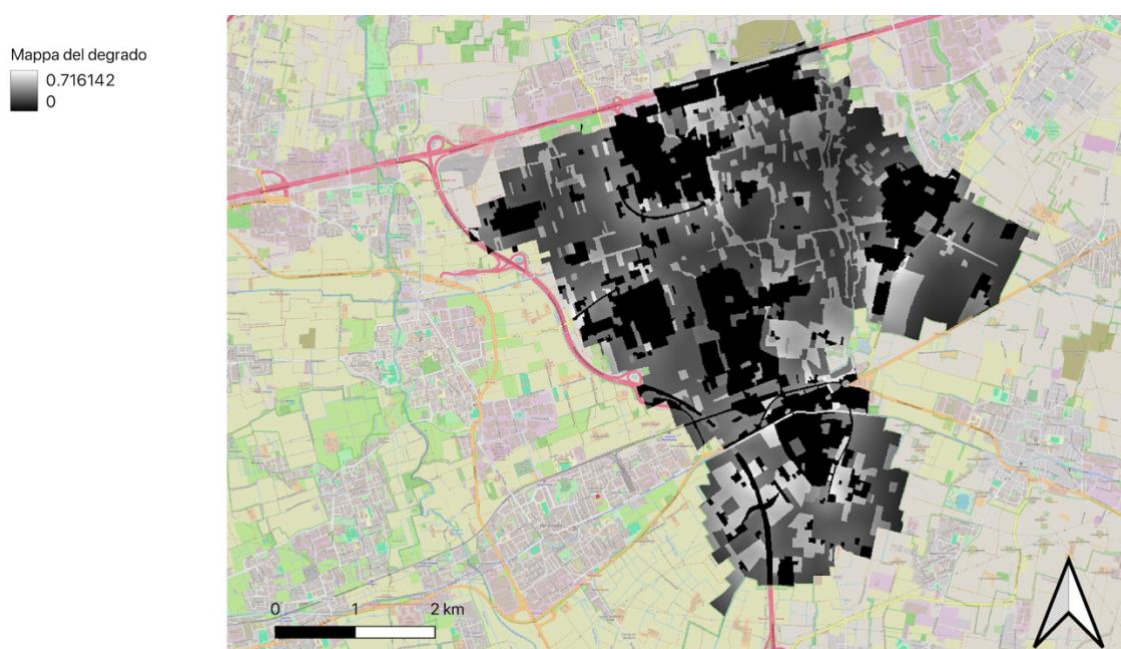


Figura 3.6: Mappa del livello di degradazione complessiva degli habitat nel territorio in esame. L'indice varia da un valore minimo pari a 0 (assenza di alterazione ecologica) fino a un picco massimo di 0,716 (massimo livello di degrado registrato) (Elaborazione propria tramite software InVEST su dati [33] e parametri [24]).

A differenza del modello del carbonio, in cui gli stock venivano calcolati in modo omogeneo e costante all'interno di ciascun poligono della medesima classe, il modulo dedicato all'habitat restituisce un'analisi spaziale dinamica e continua. Il valore di ogni singolo pixel varia in base alle relazioni di prossimità, ad esempio, una copertura naturale registrerà un indice di qualità più basso se localizzata nei pressi di una strada o di un centro urbano, mentre mostrerà valori ottimali se situata all'interno di un'area protetta.

Fortemente collegata all'analisi del disturbo è la cartografia della qualità degli habitat, riportata di seguito (Figura 3.7).

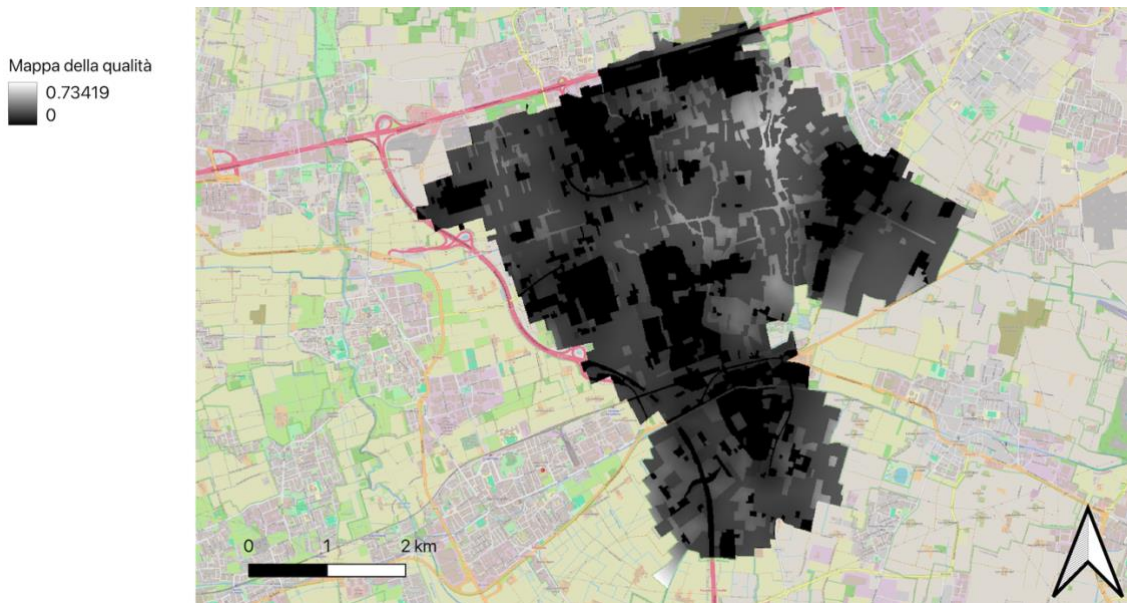


Figura 3.7: Mappa del livello di qualità degli habitat nel territorio in esame. L'indice varia da un valore minimo pari a 0 (qualità ecologica nulla, associata al tessuto urbano denso) fino a un picco massimo di 0,734, riscontrabile esclusivamente nelle aree a maggiore naturalità (Elaborazione propria tramite software InVEST su dati [33] e parametri [24]).

Dal confronto spaziale tra i due output emerge che alcune porzioni di territorio caratterizzate dai livelli di degradazione più elevati mostrano, al contempo, indici di qualità ambientale superiori rispetto alla matrice circostante. Tale dinamica che è riscontrabile nei pressi delle formazioni ripariali si può ricondurre alla struttura del software InVEST dove la qualità finale è fortemente condizionata dall'idoneità iniziale assegnata alla classe di copertura del suolo.

Di conseguenza, un ecosistema ad alta naturalità, pur risentendo pesantemente delle minacce antropiche limitrofe, manterrà un valore di qualità biologica nettamente superiore rispetto a contesti con un'idoneità di partenza più bassa. Questa evidenza cartografica ribadisce la centralità strategica delle aree naturali esistenti, le quali, nonostante le forti pressioni subite, continuano a rappresentare i principali serbatoi di biodiversità del territorio.

Successivamente si è proceduto alla quantificazione economica del danno arrecato dall'evento alluvionale al servizio ecosistemico di Habitat Quality. Dal punto di vista ecologico-economico, l'allagamento è configurato come una minaccia capace di alterare temporaneamente o permanentemente la struttura dell'habitat terrestre originario e di ridurne la funzionalità.

A tale proposito, come necessaria approssimazione metodologica e al fine di adottare un approccio cautelativo, si è scelto di assumere la perdita totale della funzionalità ecosistemica all'interno del perimetro inondato, ipotizzando così l'azzeramento completo del servizio per le aree colpite dall'evento. Valutare il danno significa, pertanto, monetizzare la frazione di servizio di supporto che viene compromessa a causa del deterioramento ambientale indotto dall'inondazione.

Dal punto di vista operativo, l'analisi è stata condotta integrando la cartografia delle aree allagate con la mappa del livello di qualità degli habitat attraverso lo strumento delle statistiche zonali. Questa procedura ha permesso di isolare i pixel di qualità ambientale interni al perimetro dell'alluvione ed estrarre il valore medio dell'indice per ciascun poligono d'intersezione. Parallelamente, la superficie di ogni singola porzione geometrica è stata ricalcolata ed espressa in ettari, al fine di uniformare il dato alla metrica dei coefficienti economici di riferimento.

Il calcolo del danno economico associato alla perdita di qualità dell'habitat è stato eseguito applicando la seguente Equazione (3.4):

$$\text{Danno HQ (€)} = \text{Area Allagata (ha)} * \text{Media HQ} * \text{Valore ISPRA (€/ha)} \quad (3.4)$$

Dove la *Media HQ* rappresenta l'indice adimensionale di qualità (compreso tra 0 e 1) estratto tramite la statistica zonale, che agisce come coefficiente di riduzione proporzionale del valore economico pieno dell'ecosistema.

I coefficienti monetari applicati alla moltiplicazione sono stati estrapolati dall'annesso metodologico dell'ISPRA. Le stime economiche per ettaro riferite alle macrocategorie d'uso del suolo riscontrate all'interno del cluster sono sintetizzate nella tabella seguente (Tabella 3.3).

Tabella 3.3: Valori monetari di riferimento per ettaro (€/ha) associati alle macrocategorie d'uso del suolo [24].

Categoria	Valore €/ha (2017)
Edifici e altre aree artificiali	90,1
Aree aperte urbane	270,3
Superfici agricole a uso intensivo	260,2
Superfici agricole a uso estensivo	520,4
Praterie	1131,8
Foreste di latifoglie	803,6
Cespuglieti	810,7
Corpi idrici permanenti	830,7

Sulla base dei parametri monetari definiti dall'ISPRA e della procedura di calcolo precedentemente illustrata, la quantificazione complessiva del danno economico ammonta a 273.585,19 €, questo dato esprime il valore economico effettivo del servizio ecosistemico che andrebbe a perdersi in seguito all'evento alluvionale.

Se moltiplicassimo, invece, la sola superficie delle aree esondate per il rispettivo valore economico pieno dell'ISPRA, si otterrebbe lo stock teorico massimo o capitale potenziale della risorsa, pari a 4.275.437,39 €. Questo indicatore descrive la capacità ecosistemica del territorio nell'ipotesi ideale in cui ogni classe d'uso del suolo si trovi in uno stato di conservazione perfetto, ecologicamente integro e totalmente privo di disturbi antropici.

Il profondo divario tra il valore potenziale di oltre 4,2 milioni di euro e il danno reale stimato di circa 273 mila euro evidenzia la centralità del ruolo svolto dall'indice *HQ* come coefficiente di ponderazione. Poiché l'area di studio si colloca in un contesto fortemente antropizzato, la qualità ecologica reale dei singoli pixel risulta strutturalmente inferiore a quella teorica a causa della frammentazione ambientale e delle minacce limitrofe come infrastrutture, zone produttive e agricoltura intensiva. Utilizzare unicamente il dato cartografico della superficie senza pesarlo con l'indice di InVEST avrebbe intercettato un "capitale teorico" fittizio, sovrastimando il valore reale del patrimonio naturale compromesso e inficiando l'accuratezza della stima economica complessiva.

3.3.4. Analisi critica: semplificazioni e limitazioni del modello Habitat Quality

Nonostante l'efficacia dei risultati ottenuti tramite il modello, l'applicazione del modulo Habitat Quality comporta una serie di semplificazioni teoriche e vincoli operativi che richiedono un'attenta riflessione critica. Tali limitazioni possono essere suddivise principalmente tra i vincoli metodologici intrinseci all'algoritmo del software InVEST e le approssimazioni adottate specificamente nel contesto del presente studio.

Per quanto riguarda i vincoli strutturali del software, una prima criticità è rappresentata dal cosiddetto effetto bordo, infatti, l'algoritmo opera esclusivamente entro i confini artificiali imposti dal raster della copertura del suolo le minacce antropiche situate immediatamente al di fuori dell'area di studio vengono ritagliate e ignorate dal sistema; di conseguenza, l'intensità del disturbo vicino ai margini del cluster potrebbe risultare sottostimata, provocando una potenziale sovrastima della qualità dell'habitat locale. A questo limite geografico si aggiunge la natura additiva delle minacce, in base alla quale il modello assume che gli impatti dei diversi disturbi sul paesaggio si sommino in modo semplicemente lineare. Nella realtà ecologica, tuttavia, la compresenza di più pressioni antropiche genera spesso effetti in cui il danno collettivo è decisamente superiore alla somma dei singoli disturbi individuali. Infine, l'adozione dell'approccio coarse-filter comporta che il software utilizzi le macrocategorie d'uso del suolo come semplici indicatori indiretti della biodiversità, senza eseguire una quantificazione più approfondita delle popolazioni. Il modello assume quindi che la conservazione della struttura del paesaggio sia sufficiente a garantire la persistenza delle specie, tralasciando dinamiche demografiche o genetiche di dettaglio [35].

Oltre a queste limitazioni strutturali, la ricerca ha richiesto l'introduzione di alcune scelte di semplificazione necessarie. In primo luogo, disponendo unicamente della cartografia d'uso del suolo riferita allo stato attuale, l'analisi ha dovuto escludere la valutazione della rarità degli habitat, inoltre, non avendo inserito specifici vincoli fisici o istituzionali, il parametro opzionale dell'accessibilità è stato impostato come costante e pari a 1 per l'intera griglia, assumendo una permeabilità omogenea del territorio alle minacce. Infine, ai fini della valutazione economica del danno, si è scelto di adottare un approccio cautelativo, configurando uno scenario di massimo impatto attraverso l'assunzione dell'azzeramento completo e immediato della funzionalità ecologica di tutti gli habitat terrestri compresi all'interno del perimetro inondato. Sebbene nella realtà alcune coperture possano mostrare una parziale resilienza o capacità di ripresa biologica, questa drastica semplificazione teorica è risultata indispensabile per stimare la vulnerabilità massima del capitale naturale a fronte di eventi climatici estremi.

In conclusione, sebbene il modello InVEST operi attraverso macro-approssimazioni spaziali, la sua capacità di mappare e pesare le pressioni antropiche offre una base

oggettiva per il confronto spaziale e per l'orientamento delle politiche di pianificazione ecologica su scala territoriale.

3.4. Urban Nature Access

3.4.1. Parametrizzazione dell'offerta e della domanda di aree naturali

La crescente necessità di natura in ambito urbano rappresenta una delle sfide centrali del nuovo millennio. Il fenomeno dell'espansione urbana, denominato *urban sprawl*, ha infatti progressivamente limitato l'accesso agli spazi verdi, compromettendo una risorsa fondamentale per la qualità della vita e il benessere psicofisico dei cittadini. A questa problematica si sommano la pressione agricola intensiva e i crescenti rischi idraulici, che contribuiscono a degradare le aree naturali residue situate ai margini del tessuto urbano.

Per analizzare questa dinamica, si è scelto di utilizzare il modello InVEST, il quale calcola l'equilibrio territoriale tra l'offerta e la domanda di natura urbana. Nello specifico, l'offerta viene determinata in base all'estensione, alla prossimità e alla qualità delle aree verdi accessibili, mentre la domanda dipende dai requisiti o dalle preferenze della popolazione. L'algoritmo quantifica la misura in cui tale offerta soddisfa il fabbisogno locale, restituendo una mappatura delle aree caratterizzate da un bilancio positivo o un bilancio negativo di natura urbana. Pur permettendo analisi a diverse scale di dettaglio, come la suddivisione demografica per fasce d'età o la predisposizione agli spostamenti, ai fini del presente studio la valutazione è stata condotta considerando l'intera popolazione residente aggregata.

Analogamente ai moduli precedenti, il funzionamento dell'algoritmo richiede l'inserimento di specifici dati cartografici e di parametri numerici. Come dati di base, sono stati caricati nel modello il raster dell'uso e copertura del suolo e uno shapefile vettoriale delimitante i confini amministrativi dei quattro comuni in esame, ovvero Cambiagio, Masate, Gessate e Bellinzago Lombardo.

Successivamente, è stata compilata una tabella per cercare di associare a ogni codice LULC un valore di "natura urbana", espresso su una scala adimensionale da 0 a 1. Il valore 0 è stato assegnato alle superfici prive di naturalità, come i tessuti urbani, le infrastrutture e i seminativi; al contrario, il punteggio massimo di 1 è stato attribuito agli ecosistemi di maggior pregio, quali le formazioni ripariali, le zone umide e i boschi, mentre alle restanti categorie sono stati assegnati valori intermedi. Per completare la parametrizzazione, è stata definita una distanza spaziale di ricerca, intesa come il raggio entro cui l'area verde è considerata accessibile per la popolazione. Tale soglia è stata impostata a 500 metri per tutte le classi considerate naturali e a 0 metri per le classi a naturalità nulla. Infine, la domanda pro capite, ovvero il fabbisogno minimo di verde urbano per abitante, basandosi su criteri urbanistici e sul

valore indicato dall'OMS come verde pro capite necessario per la salute pubblica, è stata fissata a 9 m² [36], [37].

Un ulteriore parametro è rappresentato dalla mappa spaziale della distribuzione demografica, denominata Population Raster. Per elaborarla, i dati di partenza sono stati ricavati dalle banche dati ISTAT, unendo lo shapefile delle sezioni di censimento del 2011 con la rispettiva tabella demografica [38]. Poiché i dati storici risultavano datati, la popolazione è stata attualizzata al 2025 calcolando il tasso di incremento o decremento percentuale per ciascun comune, applicando l'Equazione (3.5):

$$\text{Incremento \%} = \frac{\text{Valore 2025} - \text{Valore 2011}}{\text{Valore 2011}} \times 100 \quad (3.5)$$

I dati demografici elaborati, con le relative variazioni assolute e percentuali, sono sintetizzati nella Tabella 3.4 seguente.

Tabella 3.4: Variazione demografica dei comuni del cluster tra il 2011 e il 2025 [39].

COMUNE	POPOLAZIONE 2011	POPOLAZIONE E 2025	VARIAZIONE ASSOLUTA	INCREMENTO PERCENTUALE
<i>Masate</i>	3.312	3.881	+569	+17,18%
<i>Cambiago</i>	6.508	7.272	+764	+11,74%
<i>Gessate</i>	8.664	8.960	+296	+3,42%
<i>Bellinzago Lombardo</i>	3.810	3.777	-33	-0,87%

In conclusione, applicando l'incremento percentuale ricavato a tutte le sezioni di censimento del 2011, è stato possibile aggiornare lo shapefile storico e convertirlo nel raster della popolazione relativo all'anno 2025, fornendo così al software InVEST l'input demografico finale per avviare la simulazione.

L'impostazione del modello richiedeva poi di definire l'area di influenza degli spazi verdi impostando un raggio di ricerca massimo da noi fissato a 500 metri, coerentemente con i parametri inseriti nella tabella iniziale, uniforme per tutte le tipologie di natura urbana.

All'interno di questo perimetro, l'algoritmo calcola l'accessibilità applicando una funzione di decadimento spaziale. Questo parametro simula una dinamica comportamentale reale poiché i cittadini tendono a frequentare le aree naturali con maggiore frequenza se queste si trovano vicino alle proprie abitazioni, mentre la probabilità di visita diminuisce all'aumentare della distanza.

Per modellare questo fenomeno si è scelto di adottare una funzione di decadimento gaussiana, ritenuta più realistica rispetto a un calcolo lineare. La curva gaussiana, infatti, assegna un peso ponderale nettamente maggiore alla natura urbana situata nelle immediate vicinanze dei centri abitati. L'attrattività dell'area verde decresce poi secondo una distribuzione normale fino ad azzerarsi completamente una volta superato il raggio massimo di 500 metri da noi impostato (d_0).

La funzione applicata a ogni coppia di pixel situati a distanza d_{ij} , definita dall'Equazione (3.6), è la seguente:

$$f(d_{ij}, d_0) = \begin{cases} \frac{e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{d_{ij}}{d_0} \right)^2} - e^{-\frac{1}{2}}}{1 - e^{-\frac{1}{2}}} & \text{se } d_{ij} \leq d_0 \\ 0 & \text{se } d_{ij} > d_0 \end{cases} \quad (3.6)$$

Il grafico seguente (Figura 3.8) permette la visualizzazione chiara dell'andamento della funzione da noi utilizzata.

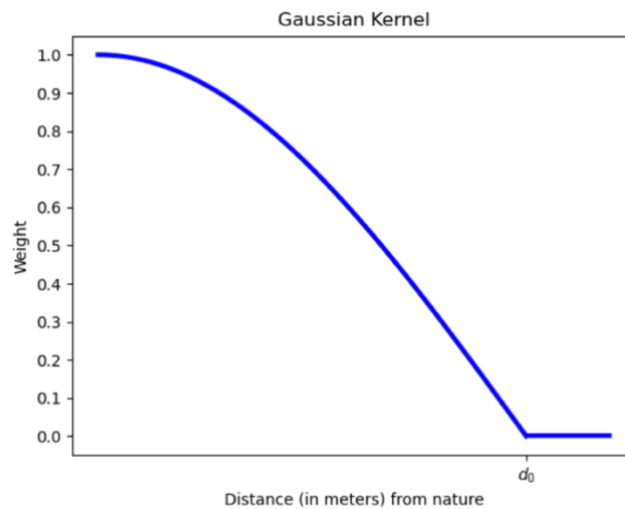


Figura 3.8: Andamento della funzione di decadimento gaussiana in funzione della distanza dall'area naturale [40].

3.4.2. Algoritmo di calcolo del bilancio di natura urbana del modello Urban Nature Access

Il modello InVEST Urban Nature Access realizza l'analisi fornendo alcuni parametri fondamentali per ogni singola cella del territorio. Tutto il processo di calcolo si fonda sul raggio di ricerca (d_0), impostato uniformemente a 500 metri, di conseguenza, ai fini del calcolo del servizio ecosistemico, viene considerata utile allo scopo ricreativo esclusivamente la natura urbana che ricade all'interno di questa precisa distanza.

Partendo da questa assunzione il software procede a quantificare due grandezze contrapposte:

- L'offerta di natura urbana (urban nature supply): la quantità di verde effettivamente a disposizione dei residenti, espressa in metri quadrati per persona.
- La domanda di natura urbana (urban nature demand): il fabbisogno di spazi verdi richiesto dalla popolazione residente in ciascun pixel, espressa in metri quadrati per persona, dove valori elevati indicano una forte necessità di aree naturali accessibili nei dintorni.

Ai fini della presente ricerca, l'attenzione si è focalizzata sul terzo indicatore elaborato dal modello: il bilancio di natura urbana (urban nature balance). Questo parametro è di straordinaria importanza poiché individua le zone del territorio in cui i cittadini sono maggiormente privati del verde. In questo caso, i valori positivi indicano un surplus (l'offerta è superiore al fabbisogno), mentre i valori negativi segnalano un deficit rispetto alla domanda stabilita.

Il modello restituisce questo bilancio in due formati complementari:

1. Bilancio totale (urban nature balance totalpop): quantifica la somma complessiva del deficit o del surplus per l'intera popolazione presente in un determinato pixel (espresso in metri quadrati per pixel).
2. Bilancio pro capite (urban nature balance per capita): esprime la medesima misurazione ma a livello individuale (espresso in metri quadrati per persona).

Quest'ultimo indicatore pro-capite risulta di particolare rilevanza ai fini dello studio, in quanto costituisce l'output che verrà utilizzato per svolgere la successiva valutazione economica del servizio ecosistemico. Il calcolo di questo bilancio si sviluppa in diverse fasi, partendo dalla quantificazione dell'offerta di natura effettivamente disponibile.

Nella prima fase, l'algoritmo analizza il territorio partendo dalle aree naturali. Centrando su ogni singolo pixel di area verde, indicato con j , il modello individua tutti i pixel residenziali (k) che ricadono all'interno del raggio di ricerca. Successivamente si somma la popolazione residente in quell'area (P_k), ponderandola in base alla funzione di decadimento gaussiana, indicata con $f(d_{jk})$.

Questo procedimento permette di ricavare il rapporto R_j , ovvero la quota di area verde a disposizione della popolazione circostante. Questo valore viene ottenuto dividendo l'area della superficie verde presente nei pixel (S_j) per il totale della popolazione circostante. Da un punto di vista matematico viene introdotta una condizione per la gestione delle aree considerate più isolate: se il numero di persone "pesate" all'interno del raggio d'azione è maggiore o uguale a 1, si procede regolarmente con la divisione; altrimenti, l'algoritmo assegna a R_j direttamente il valore dell'intera area del pixel (S_j), poiché di fatto non vi è nessuno con cui dover condividere quello spazio.

L'Equazione (3.7) formalizza matematicamente questo calcolo:

$$R_j = \begin{cases} \frac{S_j}{\sum_{k \in \{d_{jk} \leq d_0\}} P_k \cdot f(d_{jk})} & \text{se } P_k \cdot f(d_{jk}) \geq 1 \\ S_j & \text{altrimenti} \end{cases} \quad (3.7)$$

L'intero processo spaziale descritto in questa prima fase è schematizzato in modo chiaro nella Figura 3.9 sottostante.

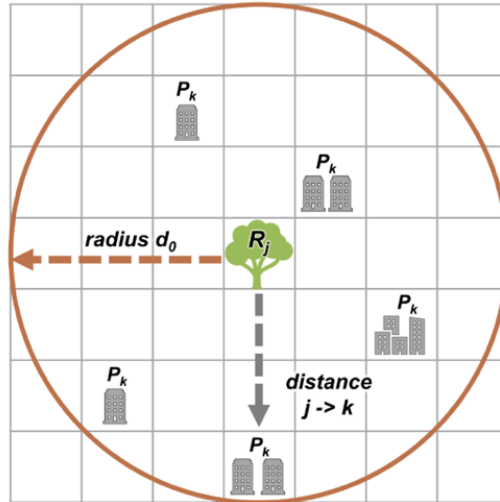


Figura 3.9: Prima fase del calcolo spaziale [40].

Nella seconda fase, la prospettiva di ricerca si inverte. Il modello si centra su ciascun pixel abitato (indicato con i) e va alla ricerca di tutti i pixel naturali (j) accessibili entro i 500 metri. L'algoritmo raccoglie tutti i rapporti R_j calcolati nel passaggio precedente e li somma, applicando nuovamente la funzione di decadimento spaziale per premiare le aree più vicine.

L'offerta finale di natura urbana pro capite (A_i), espressa in metri quadrati per persona, è determinata dall'Equazione (3.8):

$$A_i = \sum_{j \in \{d_{ij} \leq d_0\}} R_j \cdot f(d_{ij}) \quad (3.8)$$

Questa seconda fase viene schematizzata nella Figura 3.10 seguente.

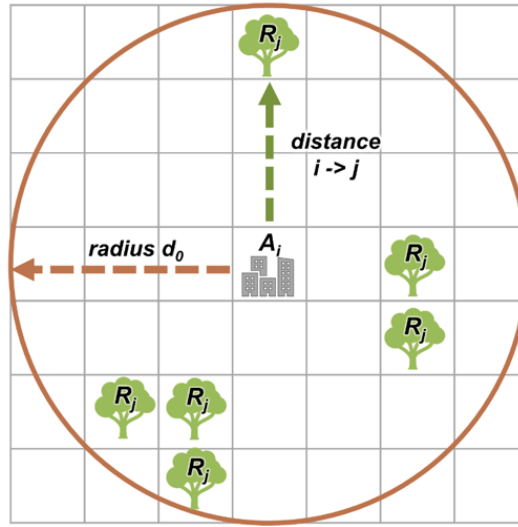


Figura 3.10: Seconda fase del calcolo spaziale [40].

L'ultimo passaggio consiste nel calcolare il bilancio vero e proprio, confrontando l'offerta reale appena ottenuta con la domanda teorica richiesta dalla normativa. Per ogni pixel abitato (i), viene applicata una semplice sottrazione (3.9):

$$SUP_DEM_{i,cap} = A_i - g_{cap} \quad (3.9)$$

In questa formula i singoli parametri assumono il seguente significato:

- A_i : rappresenta la natura urbana pro capite effettivamente fornita al cittadino.
- g_{cap} : indica il fabbisogno minimo di verde per abitante, impostato a 9 metri quadrati per persona.

Il risultato di questa sottrazione restituirà una mappa dei deficit e dei surplus di natura urbana per ogni singola zona del territorio in esame.

3.4.3 La domanda di natura urbana nei centri abitati e gli effetti della conversione delle aree allagabili

Al fine di superare le difficoltà interpretative poste dalla mappa raster elaborata dal software InVEST, l'analisi è stata raffinata concentrandosi esclusivamente sulle aree effettivamente urbanizzate, selezionando nello specifico i tessuti residenziali in tutte le loro declinazioni. Successivamente, attraverso un'operazione spaziale in ambiente GIS, è stato generato un buffer attorno a tali zone che, incrociato con il raster del bilancio di natura urbana pro capite tramite le statistiche zonali, ha consentito di estrarne il valore mediano per ottenere così la mappa di sintesi definitiva (Figura 3.11).

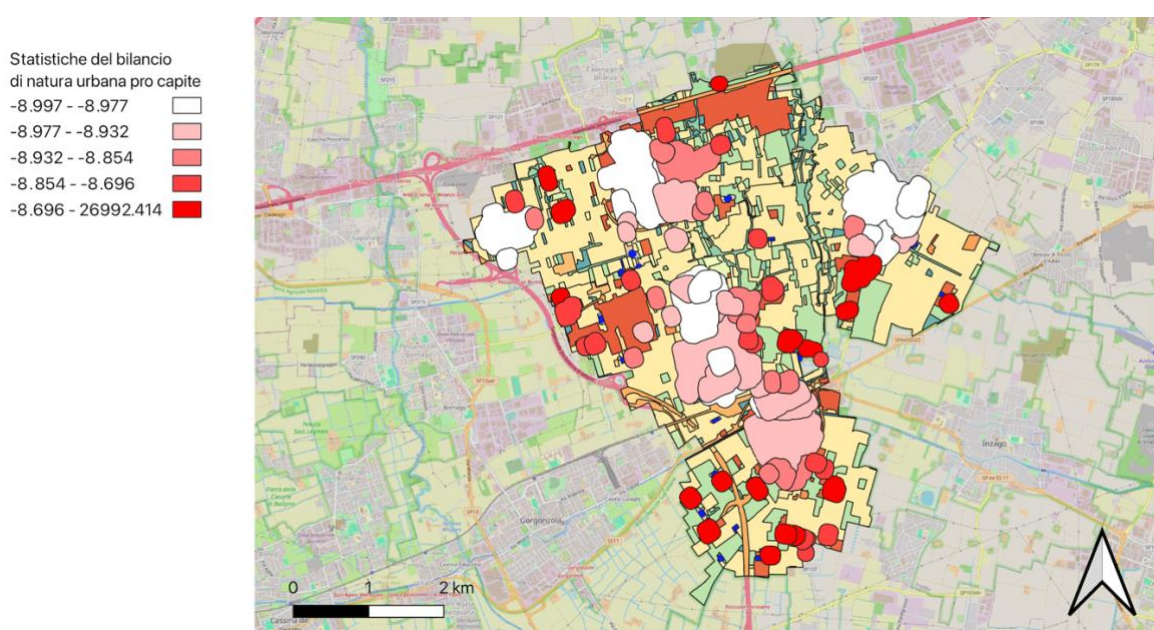


Figura 3.11: Mappa del bilancio di natura urbana pro capite, espresso in valori mediani, calcolata sulle aree residenziali (Elaborazione propria tramite software InVEST su dati [33]).

Analizzando i risultati, espressi in metri quadrati per persona, emerge chiaramente come la quasi totalità del territorio ricada in un intervallo di valori negativo. Questi dati rappresentano il livello di carenza di natura urbana in prossimità delle zone abitate e confermano che i residenti si trovano in una condizione di netto deficit.

Guardando la legenda, le prime quattro classi raggruppano valori compresi tra -8,997 e -8,696. Trattandosi di un bilancio vicinissimo alla soglia del -9 (ovvero il fabbisogno minimo di riferimento), significa che l'offerta reale di spazi verdi accessibili per questi cittadini è praticamente pari a zero, evidenziando una situazione di profondo deficit ecologico.

L'unica eccezione è rappresentata dall'ultima classe della legenda, che mostra un intervallo molto ampio a causa di un picco anomalo (un cosiddetto outlier) con un

valore estremamente positivo pari a circa 26.992. Questa anomalia statistica si verifica in presenza di abitazioni isolate circondate dal verde, come ad esempio cascine agricole (rappresentate dai puntini blu all'interno della Figura 3.11) o ville ai margini del paese.

In queste situazioni, la densità abitativa è talmente bassa che l'algoritmo non divide i metri quadrati dell'area naturale per centinaia di cittadini, ma assegna l'intera estensione di verde a quei pochissimi residenti, generando un surplus pro capite gigantesco. Nel caso specifico dell'area di studio, questo singolo picco è localizzato nei pressi del Rio Vallone; al di fuori di questo punto isolato, l'intero set di dati restituisce valori sistematicamente negativi.

Per valutare l'impatto di possibili alluvioni, l'operazione di calcolo è stata ripetuta simulando un nuovo scenario territoriale. Nello specifico, le aree identificate come aree allagabili sono state convertite e riclassificate all'interno del modello come "tessuto residenziale denso", in questo modo, ipotizzando la totale impermeabilizzazione di queste superfici, si assume una completa perdita delle loro funzioni ecologiche originarie. Eseguendo nuovamente il modello InVEST con questo assetto modificato, e calcolando le statistiche zonali sul buffer, calcolato in precedenza, si è ottenuta una nuova mappa del bilancio di natura urbana pro capite.

La nuova rappresentazione cartografica (Figura 3.12) conferma la presenza dell'anomalia statistica (outlier) isolata già individuata in precedenza, ma mostra una variazione negli intervalli di tutti gli altri valori. Inevitabilmente, la conversione di queste aree in zone edificate fa aumentare il fabbisogno complessivo di verde. Sebbene nei settori settentrionali del territorio analizzato si possa registrare qualche lieve oscillazione puntuale, le zone circostanti subiscono un chiaro declino, portando a un aggravamento generale del deficit ecologico per la maggior parte dei residenti.

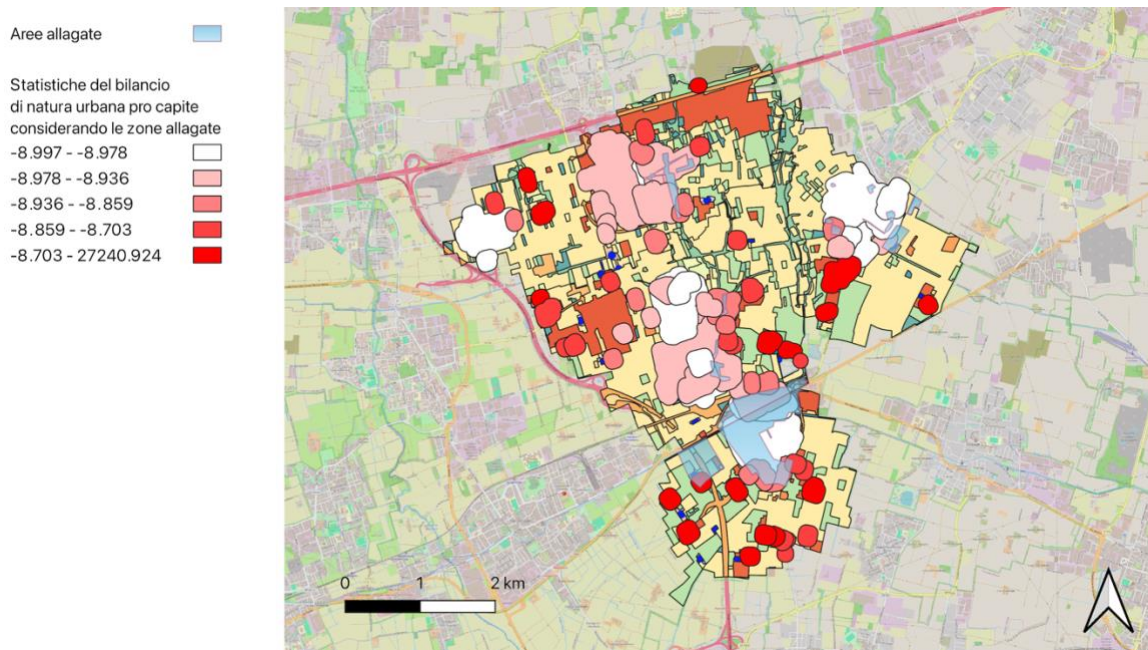


Figura 3.12: Mappa del bilancio di natura urbana pro capite, espresso in valori mediani, calcolata sulle aree residenziali in seguito alla nuova classificazione delle aree allagate (Elaborazione propria tramite software InVEST su dati [33]).

La situazione è destinata inevitabilmente a peggiorare e questo rende necessario quantificare la perdita di questi servizi ecosistemici non solo in termini spaziali, ma anche finanziari. Pertanto, il dato fisico dei metri quadrati di natura urbana compromessi rappresenta un dato estremamente importante per il passaggio successivo del presente studio ovvero la valutazione economica del danno ambientale per la collettività.

3.4.4. Valutazione economica del servizio ricreativo e stima del danno da allagamento

L'analisi spaziale ha evidenziato come la popolazione residente, in particolare all'interno del tessuto urbano, si trovi in una condizione di marcato deficit di natura urbana, di conseguenza, si è deciso di procedere con una valutazione economica di questo servizio ecosistemico.

Partendo dalla tabella di classificazione utilizzata come input per il software InVEST, all'interno della quale a ogni classe di uso del suolo è stato assegnato un punteggio di "natura urbana", sono stati isolati esclusivamente gli habitat considerati naturali. Tramite l'applicativo QGIS, è stata calcolata l'estensione superficiale di queste classi che successivamente moltiplicata per il rispettivo punteggio di natura urbana; questa operazione ha permesso di "pesare" il contributo reale che ciascuna tipologia di suolo apporta al calcolo finale.

Per la stima monetaria, si è fatto riferimento allo studio scientifico di Capriolo et al. [41], il quale attribuisce al solo servizio ricreativo fornito dalle aree verdi un valore pari a 275 € per ettaro all'anno, che moltiplicato per la sommatoria delle aree naturali pesate permette di ottenere una stima complessiva del servizio ecosistemico per il territorio in esame pari a 132.213,648 €.

È importante sottolineare che tale cifra rappresenta una stima estremamente conservativa, poiché contabilizza esclusivamente il servizio culturale e ricreativo, escludendo ulteriori e fondamentali servizi ecosistemici erogati da queste aree, come, ad esempio, la regolazione delle acque e il controllo delle piene.

Per approfondire l'analisi sull'entità del danno ambientale è stata analizzata anche la possibile ricaduta economica legata alle inondazioni. Per tradurre spazialmente la perdita delle aree verdi in seguito agli allagamenti è stata ipotizzata, come per le precedenti analisi, la completa perdita delle funzioni ecosistemiche all'interno delle aree allagate, queste ultime sono state riclassificate all'interno del modello come "tessuto residenziale continuo mediamente denso" e ripetendo il calcolo con questo nuovo assetto, la somma totale delle aree verdi pesate subisce una contrazione, attestandosi a 352,0108 ettari. Calcolando la differenza tra lo stato di fatto e lo scenario di allagamento (pari a 480,7769 – 352,0108 ettari) e moltiplicando la superficie persa per il coefficiente di 275 €/ha, si quantifica un danno pari a 35.410,43 €.

Tale valore rappresenta la valutazione economica del solo aggravamento della situazione causato dalla perdita temporanea o permanente del servizio ricreativo.

I risultati di questa elaborazione sono sintetizzati nella Tabella 3.5 seguente.

Tabella 3.5: Confronto della valutazione economica del servizio ricreativo tra lo stato di fatto e lo scenario di allagamento simulato (Elaborazione propria su dati [33] e parametri economici [41]).

<i>Scenario territoriale</i>	<i>Superficie naturale pesata (ha)</i>	<i>Valore unitario del servizio (€/ha/anno)</i>	<i>Stima economica complessiva (€)</i>
<i>Stato di fatto</i>	480,7769	275	132.213,648
<i>Scenario con allagamento</i>	352,0108	275	96.802,97
<i>Danno stimato</i>	-	-	-35.410,43

3.4.5. Analisi Critica: Semplificazioni e Limitazioni del Modello Urban Nature Access

L'applicazione del modello ha richiesto l'applicazione di alcune necessarie approssimazioni metodologiche. In primo luogo, la valutazione economica elaborata si basa esclusivamente sul valore del servizio ricreativo; questo comporta una stima estremamente prudente e sottostimata, poiché trascura le ulteriori e fondamentali funzioni ecosistemiche fornite dal verde urbano, come la regolazione termica o la depurazione dell'aria. Di conseguenza, l'output non deve essere interpretato come un indicatore esaustivo della complessa relazione tra essere umano e natura, ma piuttosto come un solido proxy per quantificare i benefici specifici legati alla ricreazione e alla salute pubblica.

In assenza di linee guida normative univoche, la parametrizzazione del modello ha richiesto l'assunzione di specifiche ipotesi, per esempio, i pesi relativi alla natura urbana sono stati attribuiti tramite un approccio logico-deduttivo, assegnando punteggi maggiori alle aree caratterizzate da un più elevato grado di naturalità. Trattandosi di parametri discrezionali, una loro eventuale variazione porterebbe a risultati leggermente differenti. Inoltre, il raggio di accessibilità è stato impostato uniforme a 500 metri ed è calcolato dal software come una distanza euclidea in linea d'aria, senza tenere conto dell'effettiva viabilità pedonale, della topografia o della presenza di barriere fisiche e infrastrutturali.

Un ulteriore limite dell'algoritmo risiede nel fatto che esso valuta gli attributi delle singole classi di copertura del suolo a livello di pixel, senza considerare l'estensione complessiva della singola area verde, questa criticità potrebbe tuttavia essere superata in futuro affinando la classificazione iniziale, ad esempio, suddividendo l'uso del suolo in categorie dimensionali come "piccoli parchi" e "grandi parchi", risulterebbe possibile associare a ciascuna classe un raggio di attrazione differente e proporzionale alla propria grandezza.

Nonostante queste inevitabili semplificazioni, l'utilizzo di questo modello spaziale riveste un'importanza fondamentale in quanto offre uno strumento di indagine oggettivo e replicabile, indispensabile per tradurre concetti ecologici complessi in cartografie e dati quantitativi immediatamente leggibili.

3.5. Urban Flood Risk Mitigation

3.5.1. Il rischio di alluvione e il contesto territoriale

Il rischio di alluvione, derivante da molteplici determinanti idrologiche, rappresenta uno degli argomenti cardine della presente ricerca, infatti, l'evento alluvionale di maggio 2024, che ha creato il contesto per il progetto DROP, ha causato estesi allagamenti determinando la compromissione di cruciali funzioni ecosistemiche. Le esondazioni fluviali e il ruscellamento superficiale causato dalle acque meteoriche rappresentano le principali sorgenti di pericolo analizzate attraverso il modello InVEST, utilizzato per stimare la capacità di ritenzione idrica del territorio.

La matrice naturale non particolarmente estesa, nel nostro territorio oggetto di studio, contribuisce ad aggravare questo fenomeno, infatti, in ambito idrologico le infrastrutture naturali svolgono un ruolo fondamentale nel contenimento di tali eventi, poiché riducono il deflusso superficiale e favoriscono lo stoccaggio idrico all'interno delle pianure alluvionali o dei bacini di ritenzione naturali.

Come illustrato nel grafico a barre orizzontali (Figura 3.13), la ripartizione percentuale della copertura del suolo evidenzia la netta prevalenza delle aree agricole, che occupano il 61,54% della superficie totale dell'area. Accanto alla marcata maggioranza rurale, emerge una quota rilevante di suolo urbanizzato e infrastrutturale, pari al 29,31%, la cui progressiva espansione genera una forte pressione ambientale e riduce la permeabilità complessiva del terreno. Di contro, le coperture a maggiore valenza ecologica e con una più alta capacità di infiltrazione, come i boschi e gli ambienti naturali (6,18%), il verde urbano e sportivo (2,60%), i corpi idrici (0,36%) e le zone umide (0,03%), occupano una porzione complessivamente marginale del paesaggio, limitando la resilienza naturale del cluster di fronte a eventi meteorologici estremi.

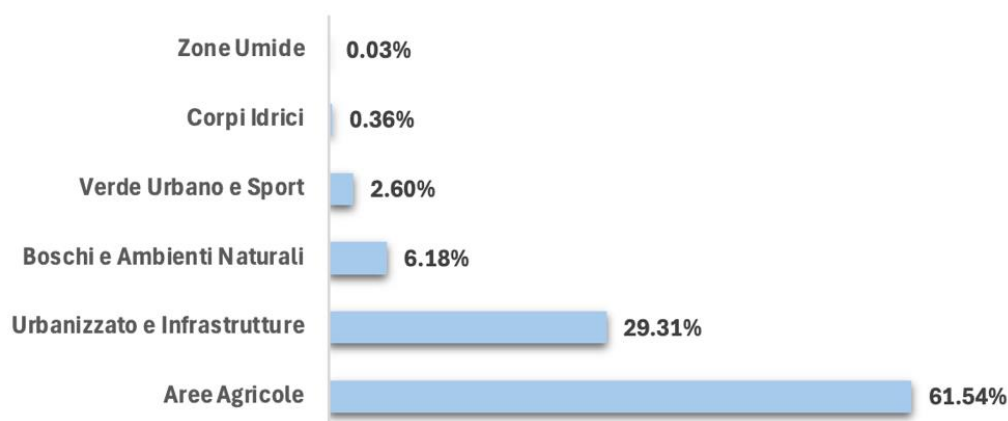


Figura 3.13: Ripartizione percentuale dell'uso del suolo per macrocategorie (Elaborazione propria su dati [33]).

Come evidenziato dalla Figura 3.14 sottostante tutti i comuni compresi nell'area d'analisi sono soggetti a fenomeni di esondazione e di allagamenti sia a causa della conformazione fisica e idrografica del territorio sia a causa delle attività umane che, attraverso una progressiva urbanizzazione, hanno incrementato l'impermeabilizzazione del suolo riducendone la naturale capacità di infiltrazione.

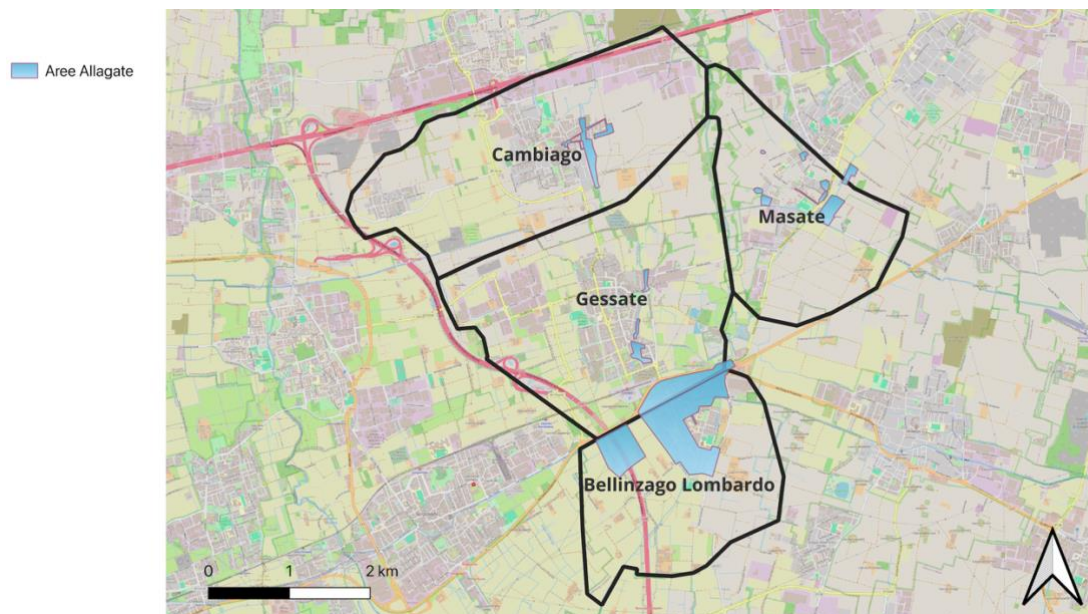


Figura 3.14: Cartografia delle aree allagate all'interno dei confini comunali di Cambiago, Masate, Gessate e Bellinzago Lombardo (Elaborazione propria su base dati [30] e [29]).

3.5.2. Parametrizzazione del modello idrologico: gruppi idrologici del suolo e Curve Number

Per procedere con la simulazione è necessario definire alcuni parametri di input fondamentali, oltre al raster che mostra la copertura di uso del suolo e l'altezza di precipitazione (rainfall depth) dell'evento considerato, il modello richiede l'inserimento della mappa dei gruppi idrologici del suolo, uno strato informativo in cui i singoli pixel esprimono la capacità di infiltrazione del terreno e il suo potenziale di deflusso superficiale. Nella classificazione standard, i pixel possono assumere valori compresi tra 1 e 4, corrispondenti rispettivamente ai macro-gruppi idrologici A, B, C e D [42].

I criteri utilizzati nella ricerca sono stati ottenuti dal dataset HYSOGs250m [43], la quale associa a ciascun valore numerico una precisa descrizione delle proprietà fisiche del suolo, estendendo la classificazione anche a particolari sottogruppi misti, come evidenziato nella Tabella 3.6 seguente.

Tabella 3.6: Codifica numerica dei pixel e descrizione idrogeologica dei Gruppi Idrologici del Suolo (HSG) [43].

VALORI PIXEL	DESCRIZIONE
1	Gruppo Suolo Idrologico A: basso potenziale di deflusso superficiale
2	Gruppo Suolo Idrologico B: potenziale di deflusso superficiale moderatamente basso
3	Gruppo Suolo Idrologico C: potenziale di deflusso superficiale moderatamente elevato
4	Gruppo Suolo Idrologico D: elevato potenziale di deflusso superficiale
11	Gruppo Suolo Idrologico A/D: elevato potenziale di deflusso superficiale se non drenato
12	Gruppo Suolo Idrologico B/D: elevato potenziale di deflusso superficiale se non drenato
13	Gruppo Suolo Idrologico C/D: elevato potenziale di deflusso superficiale se non drenato
14	Gruppo Suolo Idrologico D/D: elevato potenziale di deflusso superficiale se non drenato

Dalla nostra analisi è emerso che all'interno del perimetro di studio comparivano unicamente due classi: la classe 3 e la classe 13. Il codice 13 individua un terreno idrologico di tipo misto (C/D) ma al fine di uniformare il dato cartografico e consentire l'elaborazione da parte del software InVEST, si è proceduto a una semplificazione metodologica, assimilando i pixel di classe 13 all'interno della classe 3. Attraverso questa operazione di riclassificazione, l'intero strato dei suoli del territorio è stato ricondotto al Gruppo Idrologico C, una categoria caratterizzata da un potenziale di deflusso superficiale moderatamente elevato, fattore che contribuisce strutturalmente alla vulnerabilità idraulica dell'area durante fenomeni meteorologici particolarmente intensi.

Il funzionamento del modello richiede l'implementazione di una tabella biofisica, la Biophysical Table, strutturata per associare a ciascuna classe d'uso del suolo i rispettivi valori di Curve Number (CN). Il Curve Number è un parametro idrologico adimensionale e sperimentale, codificato nel manuale del dipartimento dell'agricoltura statunitense [42], impiegato per stimare il volume di ruscellamento superficiale generato da un determinato evento meteorico.

Questo indice viene definito combinando le caratteristiche della copertura del suolo con le proprietà del gruppo idrologico del terreno. All'interno della matrice, ogni codice d'uso del suolo deve presentare una corrispondenza con quattro colonne specifiche, ciascuna associata a uno dei quattro gruppi idrologici fondamentali.

I valori del coefficiente variano su una scala compresa tra 0 e 100, tracciando un gradiente di permeabilità del territorio. I valori di CN più bassi indicano coperture ad alta capacità di infiltrazione; in questo scenario, il potenziale di ruscellamento è minimo poiché la maggior parte della pioggia penetra nel sottosuolo. Al contrario, i valori di CN più alti, segnalano superfici fortemente antropizzate e impermeabili, come asfalto, tetti e zone urbane dense, dove la quasi totalità della pioggia si trasforma immediatamente in deflusso superficiale. Il limite estremo della scala è rappresentato dal valore costante di 100, il quale descrive una condizione di impermeabilità assoluta e totale assenza di infiltrazione, tipica dei corpi idrici superficiali permanenti.

Dal punto di vista matematico, il potenziale di ritenzione idrica del suolo (S , espresso in millimetri) è inversamente proporzionale al valore del Curve Number secondo la seguente Equazione (3.10):

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \quad (3.10)$$

Nella nostra tabella è inoltre possibile visualizzare che corsi d'acqua e bacini presentano dei valori di CN pari a 100 questo perché una superficie d'acqua aperta non possiede un substrato terrestre in grado di assorbire o infiltrare la pioggia, la sua capacità di ritenzione potenziale è per definizione nulla ($S = 0$). Ponendo tale condizione all'interno dell'Equazione (3.11) e risolvendo l'espressione rispetto al parametro incognito, si ottiene:

$$0 = \frac{25400}{CN} - 254 \implies 254 = \frac{25400}{CN} \implies CN = \frac{25400}{254} = 100 \quad (3.11)$$

Il risultato conferma che quando la pioggia cade direttamente su uno specchio d'acqua libero, non si verifica alcuna perdita iniziale nel sistema e il 100% del volume meteorico si converte istantaneamente in deflusso superficiale, configurando un Curve Number stabilmente pari a 100.

Nella presente ricerca, il parametro relativo all'altezza di precipitazione è stato estrapolato dal report ufficiale del Consorzio di Bonifica Est Ticino Villoresi [44], redatto a seguito degli eventi meteorologici estremi del 15-16 maggio 2024. Questa scelta metodologica è strettamente connessa al progetto DROP, nato proprio in risposta alle criticità emerse durante tale alluvione: si è deciso, pertanto, di

parametrizzare il modello simulando le reali forzanti pluviometriche che hanno innescato l'emergenza.

Nello specifico, è stato assunto un valore di 155 mm, corrispondente alla pioggia cumulata nell'arco di 24 ore e registrata dal pluviometro di Osnago. Questo dato risulta idrologicamente rappresentativo per l'area di studio, essendo lo strumento di riferimento impiegato dall'ente consortile per il monitoraggio dei bacini del Torrente Trobbia e del Rio Vallone, i quali interessano direttamente i territori comunali di Cambiagio, Gessate, Masate e Bellinzago Lombardo.

L'interfaccia di InVEST prevede anche la possibilità di inserire alcuni strati informativi opzionali dedicati alla stima diretta del danno strutturale sui manufatti artificiali. Questi comprendono il vettore delle infrastrutture edificate (built infrastructure), volto a mappare i poligoni dei singoli edifici, e la tabella delle perdite economiche (damage loss table), una matrice in formato CSV necessaria per associare a ciascuna tipologia edilizia una specifica curva di vulnerabilità e di danno monetario. Ai fini della presente ricerca, coerentemente con l'obiettivo incentrato sulla quantificazione delle risposte eco-idrologiche del territorio, tali parametri non sono stati presi in considerazione.

3.5.3. Elaborazione del modello: calcolo del deflusso e bilancio idrologico

Il modulo Urban Flood Risk Mitigation di InVEST genera output cartografici di notevole rilevanza per la pianificazione territoriale, mappando spazialmente sia il volume di deflusso superficiale sia la capacità di ritenzione idrica del paesaggio.

L'elaborazione del modello si basa su una sequenza di operazioni algebriche eseguite a scala di singola cella. Per ciascun pixel i , individuato dalla specifica combinazione tra la classe d'uso del suolo e le caratteristiche idrologiche del terreno, il modello stima inizialmente il deflusso superficiale $Q_{p,i}$ (espresso in millimetri) applicando l'Equazione (3.12) del metodo del Curve Number:

$$Q_{p,i} = \begin{cases} \frac{(P - \lambda S_{max,i})^2}{P + (1 - \lambda) S_{max,i}} & \text{se } P > \lambda \cdot S_{max,i} \\ 0 & \text{altrimenti} \end{cases} \quad (3.12)$$

Nella formula i singoli parametri assumono il seguente significato:

- P : rappresenta l'altezza di precipitazione di progetto, pari a 155 millimetri.
- $S_{max,i}$: indica la ritenzione potenziale massima del suolo, anch'essa in millimetri, calcolata direttamente a partire dai valori di Curve Number inseriti nella tabella biofisica.

- $\lambda * S_{max,i}$: individua la quota minima di pioggia che deve cadere affinché si inneschi il processo di ruscellamento.
- λ : stima l'effetto dell'intercettazione fogliare, dell'evaporazione e dell'infiltrazione primaria, questo coefficiente adimensionale viene impostato al valore standard di 0,2 come da linee guida del software.

Una volta quantificato il deflusso $Q_{p,i}$, il modello determina l'indice di ritenzione del pixel R_i , inteso come la frazione adimensionale di pioggia che viene trattenuta dall'ecosistema e sottratta al ruscellamento superficiale (3.13):

$$R_i = 1 - \frac{Q_{p,i}}{P} \quad (3.13)$$

Il nostro obiettivo è quello di ottenere questi valori espressi in metri cubi e per tradurre questo indice in un volume assoluto, l'algoritmo calcola la ritenzione effettiva del deflusso per la cella i ($R_{m^3,i}$) attraverso la seguente espressione (3.14).

$$R_{m^3,i} = R_i \cdot P \cdot A_{\text{pixel}} \cdot 10^{-3} \quad (3.14)$$

In quest'ultima relazione, il termine A_{pixel} rappresenta la superficie geometrica del singolo pixel della griglia espressa in metri quadrati, mentre il coefficiente costante 10^{-3} agisce come necessario fattore di conversione dimensionale per consentire il corretto passaggio metrico dai millimetri di pioggia accumulata ai metri cubi di volume idrico immagazzinato dal capitale naturale.

L'elaborazione del modello ha generato la seguente cartografia (Figura 3.15), che illustra sia le aree che vengono allagate sia la distribuzione della capacità di ritenzione idrica del territorio, comprensiva sia dell'assorbimento del suolo sia dell'intercettazione vegetale. Dall'analisi visiva risulta che il territorio è caratterizzato da una generale e marcata ridotta capacità di ritenzione delle acque. Questa evidenza spaziale risulta perfettamente coerente con l'inquadramento delineato in precedenza dove veniva mostrato che l'intera area di studio appartiene al Gruppo Idrologico C.

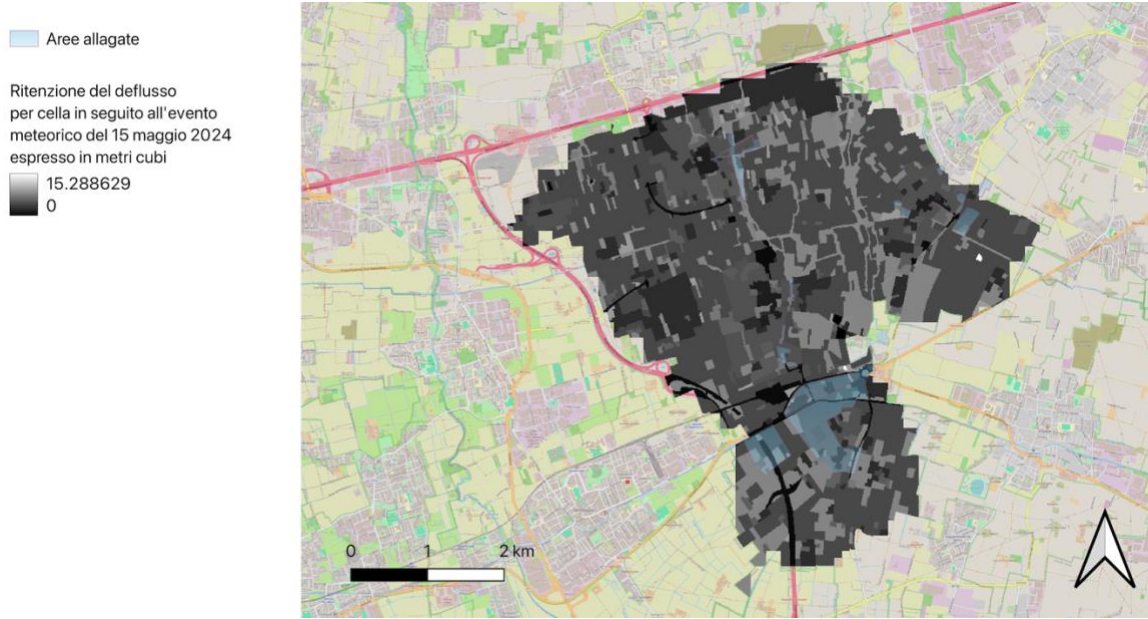


Figura 3.15: Mappa raster della risposta idrologica territoriale relativa all'evento meteorologico estremo del 15 maggio 2024 (precipitazione di 155 mm/24h) (Elaborazione propria tramite software InVEST su base dati [33]).

Il risultato cartografico riportato in Figura 3.15 evidenzia in modo puntuale la risposta idrologica del territorio a fronte dell'evento meteorologico estremo simulato. Dall'analisi visiva emerge chiaramente la vulnerabilità dei settori maggiormente urbanizzati e infrastrutturati, i quali presentano un'evidente incapacità di ritenzione. Al contrario, le aree agricole, boschive e naturali si distinguono per la loro fondamentale funzione di mitigazione, agendo come un invasore naturale in grado di assorbire volumi idrici significativi. La mappa conferma quindi spazialmente quanto il contenimento dei danni e degli allagamenti durante la crisi del 15 maggio sia dipeso dalla presenza e dalla salvaguardia di queste superfici permeabili, la cui capacità di stoccaggio ha evitato che le acque meteoriche si riversassero in modo ancora più catastrofico sul tessuto urbano.

Successivamente l'algoritmo procede con la quantificazione del deflusso superficiale effettivo, ovvero la frazione di precipitazione che non viene trattenuta dal suolo. Il volume totale di ruscellamento generato da ciascuna cella i , ed espresso in metri cubi ($Q_{m^3,i}$), viene calcolato attraverso la seguente Equazione (3.15):

$$Q_{m^3,i} = Q_{p,i} \cdot A_{\text{pixel}} \cdot 10^{-3} \quad (3.15)$$

In questa formula, l'altezza del deflusso $Q_{p,i}$ viene moltiplicata per la superficie geometrica della cella A_{pixel} , espressa in metri quadrati. Anche in questo passaggio, analogamente al calcolo del volume trattenuto, viene applicato il fattore di conversione

spaziale 10^{-3} per armonizzare le unità di misura e ottenere il volume idrico finale di deflusso espresso correttamente in metri cubi.

I risultati definitivi, ottenuti anche grazie alla formula precedente, sono sintetizzati all'interno dell'ultimo strato informativo vettoriale elaborato da InVEST che contiene i due parametri cumulativi fondamentali espressi in metri cubi ovvero il volume totale di deflusso superficiale (pari all'aggregazione spaziale del ruscellamento generato da ogni singola cella) e il volume complessivo di ritenzione idrica, ottenuto attraverso la sommatoria dei volumi trattenuti dai singoli pixel che ricadono all'interno della medesima area. Questi valori sono stati sommati per estrapolare il dato macro-territoriale, definendo così il bilancio idrologico complessivo per l'intero territorio. Tali valori cumulati sono riportati nella Tabella 3.7 sottostante.

Tabella 3.7: Bilancio idrologico complessivo dell'area in esame (Elaborazione propria tramite software InVEST su dati [33] e parametri [24]).

RUNOFF RETENTION VOLUME	FLOOD VOLUME
1.113.663,14 m^3	2.446.981,32 m^3

Come si evince dai risultati, nonostante il fondamentale apporto del capitale naturale, l'eccezionalità dell'evento pluviometrico e l'elevata impermeabilizzazione urbana hanno generato un volume di deflusso superficiale pari a oltre 2,4 milioni di metri cubi, confermando la gravità della crisi idraulica vissuta dal territorio.

3.5.4. Valutazione economica delle aree allagate: il risparmio garantito dalla ritenzione idrica

Nell'area di studio, le elaborazioni del modello InVEST hanno quantificato un volume complessivo di ritenzione idrica pari a 1.113.663,14 m^3 . Questo valore corrisponde all'acqua meteorica sottratta al deflusso superficiale grazie all'azione dell'infiltrazione e dell'intercettazione fogliare.

Focalizzando l'analisi esclusivamente sul perimetro delle aree allagate tramite l'applicazione delle statistiche zonali, è stato possibile isolare il potenziale di ritenzione specifico offerto dal capitale naturale in queste zone critiche.

Sommando i valori di ritenzione dei singoli pixel è emerso che tali superfici hanno trattenuto un volume idrico pari a 61.516,78 metri cubi. Questo dato fondamentale dimostra come le aree inondate non abbiano affatto perso la loro funzione ecologica; al contrario, esse hanno agito come vasche di laminazione naturali, assorbendo l'acqua fino al raggiungimento del loro limite fisico di stoccaggio. Trattandosi di suoli a bassa conducibilità idraulica caratterizzati da un'elevata percentuale di argilla, l'accumulo

di tali volumi d'acqua ha comportato la completa saturazione dei terreni. Date le caratteristiche del terreno, si stima che tale condizione possa persistere per circa due o tre giorni prima della naturale desaturazione [45].

L'allagamento superficiale, pertanto, rappresenta la manifestazione visibile di un ecosistema che sta operando al massimo della propria capacità di mitigazione idraulica.

Per tradurre questo servizio ecosistemico in termini economici, la presente ricerca adotta l'approccio proposto dalle linee guida ISPRA, basato sul Metodo del Costo di Sostituzione. Tale metodo quantifica il valore del capitale naturale stimando i costi che la collettività dovrebbe sostenere per replicare artificialmente le medesime funzioni ecologiche tramite infrastrutture grigie. L'ipotesi cautelativa alla base del calcolo è strettamente legata ai tempi di saturazione: qualora si verificasse un ulteriore evento estremo nei giorni immediatamente successivi al primo, il terreno non possiederebbe più alcuna capacità di infiltrazione residua. In un simile scenario, i 61.516,78 m³ di pioggia non assorbiti si trasformerebbero integralmente in deflusso superficiale aggiuntivo, aggravando in modo drammatico l'impatto sui centri abitati.

L'annesso metodologico di ISPRA suggerisce di calcolare l'onere economico valutando l'incremento di deflusso generato dalle nuove impermeabilizzazioni, di conseguenza, applicando questo principio, l'attuale volume di ritenzione viene considerato come il potenziale deflusso futuro da compensare. Come parametro economico si utilizza il valore di riferimento fissato dal Regolamento Regionale della Lombardia, pari a 750 €/m³ [24]. Distribuendo tale costo di costruzione sull'intera vita utile stimata dell'opera idraulica (100 anni), le linee guida ricavano un costo annualizzato di 7,5 €/m³/anno e moltiplicando questo parametro per il volume totale, si ottiene l'Equazione (3.16):

$$\begin{aligned} \text{Valore Annuale} &= 61.516,78 \text{ m}^3 \cdot 7,5 \text{ €/m}^3/\text{anno} \\ &= \mathbf{461.375,85 \text{ €/anno}} \end{aligned} \tag{3.16}$$

Questo risultato evidenzia come, su base annua, le dinamiche ecosistemiche dell'area garantiscano alla collettività un risparmio teorico di circa 460.000 euro. La matrice naturale rappresenta dunque un'infrastruttura di difesa fondamentale, in quanto il costo netto per rimpiazzare questa singola funzione con un'opera idraulica standard ammonterebbe a tale cifra per ogni anno di esercizio.

Per rendere questa stima economica più aderente al reale contesto territoriale e socioeconomico dell'area di studio, si è deciso di affiancare al dato normativo un costo di costruzione basato su dati reali, prendendo come parametro di riferimento grande opera pubblica di recente realizzazione nella Città Metropolitana di Milano: la vasca di laminazione del fiume Seveso a Bresso, il cui costo complessivo ammonta a 30 milioni di euro per una capacità di invaso pari a 250.000 metri cubi [46].

Partendo da questi numeri, è stato calcolato il costo reale per ogni singolo metro cubo di vasca costruita (3.17):

$$\text{Costo Unitario Reale} = \frac{30.000.000 \text{ €}}{250.000 \text{ m}^3} = \mathbf{120 \text{ €/m}^3} \quad (3.17)$$

Questo nuovo costo, nettamente inferiore rispetto a quello imposto dalle normative, è stato annualizzato su un orizzonte di 100 anni (ottenendo un valore di 1,2 €/m³/anno) e successivamente moltiplicato per l'acqua totale trattenuta dal capitale naturale (3.18):

$$\begin{aligned} \text{Valore Annuale Reale} &= 61.516,78 \text{ m}^3 \cdot 1,2 \text{ €/m}^3/\text{anno} \\ &= \mathbf{73.820,14 \text{ €/anno}} \end{aligned} \quad (3.18)$$

Questo risultato indica che sostituire l'attuale capacità del suolo con vasche artificiali equivalenti comporterebbe un costo di ammortamento di circa 74.000 euro annui. Tuttavia, assumere l'intera quota annuale per quantificare il danno associato a un singolo evento alluvionale risulta metodologicamente eccessivo e poco credibile. Considerato che la perdita della capacità di infiltrazione è dovuta alla temporanea saturazione del terreno, si è ritenuto più ragionevole riproporzionare tale costo su base mensile (3.19):

$$\text{Valore Mensile Reale} = \frac{73.820,14 \text{ €/anno}}{12 \text{ mesi}} = \mathbf{6.151,68 \text{ €/mese}} \quad (3.19)$$

La presente ricerca assume come riferimento conclusivo proprio questo Valore Mensile Reale di circa 6.150 euro. Tale cifra esprime il valore monetario del servizio infrastrutturale di mitigazione erogato gratuitamente dal capitale naturale durante il singolo evento estremo, traducendosi in un netto risparmio per le finanze pubbliche. Tuttavia, alla luce dei cambiamenti climatici in atto e della frequenza sempre maggiore di eventi meteorologici di forte intensità, sorge spontaneo interrogarsi sulla resilienza a lungo termine di queste porzioni di territorio e sulla loro futura capacità di continuare a garantire questo insostituibile livello di protezione.

In conclusione, l'analisi economica dimostra che il suolo dell'area agisce come una grande infrastruttura idraulica naturale, se questo territorio venisse impermeabilizzato, sostituire il lavoro della natura con vasche di laminazione artificiali richiederebbe alla collettività una spesa enorme.

3.5.5. Analisi critica: semplificazioni e limitazioni del modello Urban Flood Risk Mitigation

Sebbene l'analisi restituisca risultati estremamente importanti per quantificare il valore del territorio, è doveroso precisare che il modello presenta alcuni limiti e si basa su specifiche semplificazioni.

Per il calcolo del deflusso superficiale, ad esempio, viene utilizzato un approccio basato sul Curve Number. Pur introducendo un certo margine di incertezza, questo metodo distingue efficacemente i diversi usi del suolo, riuscendo a rappresentare in modo valido l'effetto positivo della natura. In futuro, l'evoluzione delle successive versioni del modello InVEST potrà perfezionare ulteriormente questo aspetto, integrando algoritmi di analisi spaziale più avanzati, come TOPMODEL, UFORE o CADDIES [47].

Inoltre, durante l'elaborazione dei dati sono state adottate alcune approssimazioni pratiche. Da un lato, nella compilazione della tabella biofisica, i pixel relativi al gruppo idrologico del suolo con valori 3 e 13 sono stati tutti uniformati e ricondotti al valore 3. Dall'altro lato, per la valutazione economica si è scelto di ipotizzare uno scenario limite in cui l'intero territorio permanga in uno stato di completa saturazione per diversi giorni. Si è pertanto assunto che, nell'eventualità di un secondo evento meteorico ravvicinato, la capacità di infiltrazione residua sia nulla. Sebbene da un punto di vista strettamente fisico l'infiltrazione sia un processo graduale (il che consentirebbe comunque l'assorbimento di volumi marginali d'acqua), e sebbene la perturbazione abbia registrato strascichi pluviometrici anche oltre le singole 24 ore del 15 maggio prese in esame, si è deciso di semplificare tali dinamiche. Nello specifico, pur essendo la saturazione fisica del terreno un fenomeno di breve durata, si è scelto di riproporzionare il costo di ammortamento dell'opera su una base temporale di un mese. Pur trattandosi di un'assunzione forte, questa scelta metodologica ha permesso di mantenere un approccio prudentiale, garantendo una stima economica del servizio ecosistemico il più cautelativa e rigorosa possibile.

3.6. Risultati

L'applicazione dei modelli InVEST ha consentito di tradurre la vulnerabilità ecologica e le complesse dinamiche ambientali dell'area in esame in risultati quantificabili. Mentre nei paragrafi precedenti, i quattro servizi ecosistemici (Carbon Storage and Sequestration, Habitat Quality, Urban Flood Risk Mitigation e Urban Nature Access) sono stati analizzati singolarmente al fine di comprenderne le specifiche peculiarità, i limiti metodologici e le rispettive risposte alle pressioni antropiche e climatiche, il presente paragrafo ha l'obiettivo di sintetizzare i risultati principali dell'indagine, restituendo una visione d'insieme organica e strutturata.

La Tabella 3.8 sintetizza la stima del danno economico relativo ai quattro servizi ecosistemici analizzati tramite il software InVEST. Questi moduli condividono la medesima base metodologica: la quantificazione della perdita ecosistemica generata dalle aree allagate. Nello specifico, la valutazione è stata declinata in base alle caratteristiche di ciascun modello: per il Carbon Storage and Sequestration sono state monetizzate congiuntamente sia la perdita di carbonio epigeo, sia l'interruzione della capacità di sequestro futura, valutate attraverso il confronto tra lo scenario attuale e quello post-evento; per l'Urban Nature Access il calcolo si è concentrato esclusivamente sulla perdita della funzione ricreativa, per l'Habitat Quality, il danno è stato ponderato in funzione dell'indice di qualità ecologica ricavato; infine, per l'Urban Flood Risk Mitigation, il valore del capitale naturale è stato stimato calcolando il costo di sostituzione della ritenzione idrica (a seguito di un evento meteorico con un'altezza di pioggia di 155 mm) con infrastrutture artificiali e al fine di quantificare l'impatto economico del singolo evento in modo più realistico e coerente con la durata della saturazione del suolo, si è scelto di adottare come riferimento conclusivo il valore su base mensile anziché annuale.

Tabella 3.8: Sintesi della stima del danno economico per i servizi ecosistemici (Elaborazione propria tramite software InVEST su dati [33] e parametri economici estratti da [24] e [41]).

<i>Servizio ecosistemico</i>	<i>Metodo di valutazione monetaria</i>	<i>Danno economico stimato (€)</i>
<i>Carbon Storage and Sequestration</i>	Costo Sociale del Carbonio (ISPRA ,2018)	450.369,99 €
<i>Habitat Quality</i>	Valore di mercato (ISPRA, 2018)	273.585,19 €
<i>Urban Nature Access</i>	Trasferimento dei Benefici (Capriolo et al., 2020)	35.410,43 €
<i>Urban Flood Risk Mitigation</i>	Costo di sostituzione (ISPRA, 2018)	6.151,68 €

Come si evince dai dati appena esposti, l'aggregazione di queste singole valutazioni restituisce la misura del danno economico effettivo causato dalle esondazioni, quantificabile complessivamente in 765.517,29 euro di servizi ecosistemici perduti o compromessi.

I risultati, sintetizzati nella Figura 3.16 seguente, mostrano l'incidenza percentuale di ciascuna componente sulla perdita economica complessiva.

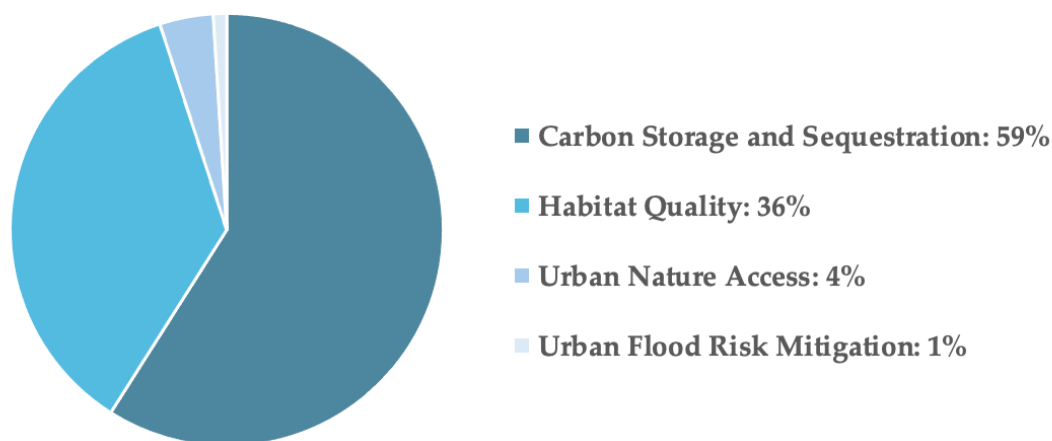


Figura 3.16: Ripartizione percentuale del danno economico da allagamento per tipologia di servizio ecosistemico (Elaborazione propria tramite software InVEST su dati [33] e parametri economici estratti da [24] e [41]).

I risultati ottenuti attraverso la modellazione spaziale hanno permesso di riconoscere e valorizzare il ruolo cruciale dei servizi ecosistemici sul territorio. Questa analisi offre una duplice prospettiva: da un lato, permette di quantificare ciò che viene irrimediabilmente perso durante le fasi emergenziali; dall'altro, evidenzia il ruolo preventivo dell'ingente capitale naturale che opera silenziosamente. Aver tradotto la complessità di tali dinamiche ecologiche in metriche economiche oggettive rappresenta un passaggio fondamentale per rendere manifesto, a tutti i livelli decisionali, un valore che troppo spesso rischia di rimanere intangibile.

4 Conclusioni

La presente ricerca nasce con l'obiettivo di colmare una persistente lacuna metodologica e culturale nella valutazione dei danni causati dai cambiamenti climatici e dagli eventi meteorologici estremi, superando l'approccio tradizionale che tende a concentrarsi quasi esclusivamente sui danni materiali alle infrastrutture e al tessuto urbano. Applicando le metodologie di analisi al bacino territoriale del Progetto DROP, questo lavoro ha dimostrato chiaramente che il profondo degrado subito dal capitale naturale e la conseguente perdita di funzionalità degli ecosistemi non rappresentano affatto un danno secondario, bensì si traducono in oneri sociali ed economici diretti e tangibili per l'intera collettività.

L'impiego avanzato della suite di modelli InVEST ha reso possibile quantificare e mappare il valore dei servizi ecosistemici compromessi, permettendo di evolvere da una semplice indagine statistica dell'uso del suolo verso una stima spiccatamente dinamica e funzionale. Assumendo in via cautelativa la totale compromissione delle aree soggette ad allagamento, i risultati hanno delineato un quadro di grave criticità, stimando un danno economico complessivo che supera i 765.000 euro. Tuttavia, l'elemento di maggiore rilievo scientifico non risiede nel solo dato aggregato, ma nella sua ripartizione: il fatto che la quota preponderante di tale perdita (59%) sia imputabile al venir meno della regolazione climatica, accompagnata da un impatto altrettanto severo (36%) legato al danno subito dal supporto alla biodiversità e da quote minori per la fruizione ricreativa e la mitigazione del rischio idraulico, testimonia una profonda lesione della resilienza ecologica dell'intero territorio. È fondamentale precisare che tale importo si riferisce esclusivamente alla specifica e limitata selezione di servizi ecosistemici analizzati in questa ricerca, il che lascia presupporre che il costo ambientale e sociale effettivo subito dal territorio risulti, nella realtà, di gran lunga superiore.

Per quanto concerne la mitigazione del rischio idraulico, l'indagine ha messo in luce la funzione insostituibile svolta dalle superfici permeabili prima del raggiungimento della loro completa saturazione. Replicare artificialmente l'elevata capacità di ritenzione idrica dei suoli agricoli e naturali comporterebbe infatti investimenti e costi di ammortamento enormi, oneri che la collettività potrebbe agevolmente evitare attraverso una pianificazione territoriale più lungimirante.

Di conseguenza, i dati emersi devono essere interpretati non solo come una stima contabile del disastro, ma come un severo indicatore della vulnerabilità strutturale di

un paesaggio che l'urbanizzazione diffusa e la sigillatura sistematica dei suoli hanno progressivamente privato delle proprie difese essenziali. In un'epoca segnata da una preoccupante accelerazione termodinamica globale, caratterizzata dall'aumento della variabilità idrologica e dalla riduzione dei tempi di corrivazione, risulta ormai palese come pretendere di gestire queste crisi affidandosi unicamente all'ingegneria idraulica tradizionale rappresenti una strategia insufficiente.

Da tali premesse deriva la conclusione centrale di questo elaborato, che invoca la necessità non più rimandabile di un radicale cambio di paradigma nella governance urbanistica locale. È fondamentale che gli strumenti di pianificazione territoriale integrino le Nature-based Solutions (Soluzioni Basate sulla Natura) erigendole a veri e propri pilastri strutturali della sicurezza idraulica, anziché relegarle a semplici interventi ornamentali o compensativi.

Azioni mirate come la de-impermeabilizzazione, il ripristino delle aree di esondazione naturale e la rigorosa tutela delle formazioni ripariali non solo consentono di riequilibrare i cicli idrologici ma, come ampiamente dimostrato nel corso di questa tesi, si rivelano lo strumento più efficace per difendere e valorizzare l'inestimabile patrimonio economico del capitale naturale.

Bibliografia

- [1] F. Guglielmo, J. Nicolas, F. Vamborg, R. Emerton, A. Simmons e S. Burgess, «2025 Global Climate Highlights,» Copernicus Climate Change Service (C3S), European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF). <https://doi.org/10.24381/b3nm-p354>, 2026.
- [2] IPCC, «Summary for Policymakers,» in *Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]*, Geneva, Switzerland, IPCC, 2023, pp. 1-34. <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.001>.
- [3] ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, «Piattaforma IdroGEO, Report,» 2026.
- [4] S. E. Perkins-Kirkpatrick e S. C. Lewis, «Increasing trends in regional heatwaves,» *Nature Communications*, vol. 11 (1), art. no. 3357, <https://doi.org/10.1038/s41467-020-16970-7>, 2020.
- [5] S. Y. Philip, S. F. Kew, G. J. van Oldenborgh, W. Yang, G. A. Vecchi, F. S. Anslow, S. Li, S. I. Seneviratne, L. N. Luu, J. Arrighi, R. Singh, M. van Aalst, M. Hauser, D. L. Schumacher, C. P. Marghidan, K. L. Ebi, R. Bonnet e R. Vautard, «Rapid attribution analysis of the extraordinary heatwave on the Pacific Coast of the US and Canada June 2021,» World Weather Attribution (WWA), 2021.
- [6] European Environment Agency (EEA), «Drought impact on ecosystems in Europe,» 2025, 1 dicembre. [Online]. Available: <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/drought-impact-on-ecosystems-in-europe>.
- [7] F. Granata e F. Di Nunno, «The anatomy of drought in Italy: statistical signatures, spatiotemporal persistence, and forecasting potential,» *Journal of Hydrology*, vol. 664, art. no. 134428, p. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2025.134428>, 2026.

- [8] H. Ritchie, V. Samborska e M. Roser, «Urbanization,» Our World in Data, 2024. [Online]. Available: <https://ourworldindata.org/urbanization>. [Consultato il giorno 29 aprile 2026].
- [9] United Nations Department of Economic and Social Affairs (UNSD), «The Sustainable Development Goals Extended Report 2025: Goal 11 - Sustainable Cities and Communities,» 2025. [Online]. Available: <https://unstats.un.org/sdgs/report/2025/goal-11/>. [Consultato il giorno 7 aprile 2026].
- [10] S. P. Prasood, M. V. Mukesh, V. R. Rani, K. S. Sajinkumar e K. P. Thrivikramji, «Urbanization and its effects on water resources: Scenario of a tropical river basin in South India,» *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, vol. 23, art. no. 100556, <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100556>, 2021.
- [11] C. Xu, M. Rahman, D. Haase, Y. Wu, M. Su e S. Pauleit, «Surface runoff in urban areas: The role of residential cover and urban growth form,» *Journal of Cleaner Production*, vol. 262, art. no. 121421, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121421>, 2020.
- [12] Auckland City Council, «Stormwater Management in Urban Areas, in SSWM - Sustainable Sanitation and Water Management Toolbox,» 2010. [Online]. Available: <https://sswm.info/es/water-nutrient-cycle/wastewater-treatment/hardwares/semi-centralised-wastewater-treatments/stormwater-management>. [Consultato il giorno 5 aprile 2026].
- [13] E. J. Illan-Fernandez, A. Pérez-Morales, M. Sudmanns e D. Tiede, «Urban heat and soil sealing: A ten-year analysis of temperature dynamics in a semi-arid Mediterranean region,» *Urban Climate*, art. no. 102579, <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2025.102579>, 2025.
- [14] Royal Meteorological Society (RMetS), «Urban Heat Island Introduction,» 2025. [Online]. Available: <https://www.metlink.org/fieldwork-resource/urban-heat-island-introduction/>. [Consultato il giorno 29 aprile 2026].
- [15] M. Khanian, E. Łaskiewicz, J. Kronenberg, F. Baró e Y. Khmara, «Greenery in the 15-minute city: Children's walking accessibility and visual exposure to greenery in urban zones,» *Landscape and Urban Planning*, vol. 271, art. no. 105641, <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2026.105641>, 2026.
- [16] M. E. Assessment, «Ecosystems and Human Well-being: Synthesis,» Island Press, Washington, DC, 2005, www.millenniumassessment.org.

- [17] Corte dei conti europea, «Obiettivi di sviluppo sostenibile,» 2026. [Online]. Available: <https://www.eca.europa.eu/it/sustainable-development-goals>. [Consultato il giorno 14 giugno 2026].
- [18] United Nations, «The Sustainable Development Goals Report 2025,» United Nations Department of Economic and Social Affairs (UN DESA), New York, NY, 2025.
- [19] R. Santolini, «Servizi ecosistemici e sostenibilità,» *Ecoscienza (Arpa Emilia-Romagna / Università di Urbino)*, art. no. 3, pp. 20-23, 2010.
- [20] I. Gujree, N. Chen, S. Naeem e A. Tariq, «Transboundary deforestation and flood risk: Assessing the need for collaborative policy between India and Nepal's Siwalik regions,» *Trees, Forests and People*, vol. 23, art. no. 101162, <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2026.101162>, 2026.
- [21] J. Morello, S. D. Matteucci, A. F. Rodríguez e M. E. Silva, «Urbanization and the consumption of fertile land and other ecological changes: The case of Buenos Aires,» *Environment and Urbanization*, vol. 12, no. 2, pp. 119-131. <https://doi.org/10.1177/095624780001200210>, 2000.
- [22] «TOPICS geo - Annual Review: Natural Catastrophes 2003,» Münchener Rückversicherungs-Gesellschaft, Geo Risks Research Dept., 2004.
- [23] H. Wang, Y. Yan, D. Li, X. Li, X. Liu, L. Fan, M., Y. Yao, Y. Cai, S. Yan, Z. Xing, Y. Zheng, Y. Liu e J.-P. Wigneron, «Terrestrial ecosystems are in transition,» *Frontiers in Remote Sensing*, vol. 6, art. no. 1705386, <https://doi.org/10.3389/frsen.2025.1705386>, 2025.
- [24] ISPRA, «Annesso metodologico al Rapporto "Servizi ecosistemici e contabilità ambientale",» ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, 2018.
- [25] R. Sharp, H. T. Tallis, T. Ricketts, A. D. Guerry, S. A. Wood, R. Chaplin-Kramer e K. Vigerstol, «InVEST User's Guide,» The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, World Wildlife Fund. Sviluppatore: The Natural Capital Project (Stanford University), [Online]. Available: <https://naturalcapitalproject.stanford.edu/software/invest>
- [26] E. Gómez-Baggethun, R. de Groot, P. L. Lomas e C. Montes, «The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to

- markets and payment schemes,» *Ecological Economics*, vol. 69, art. no. 6, pp. 1209-1218. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.007>, 2010.
- [27] D. J. McCauley, «Selling out on nature,» *Nature*, vol. 443, art. no. 7108, pp. 27-28. <https://doi.org/10.1038/443027a>, 2006.
- [28] Local Team, «Disastro tra Gessate e Bellinzago: l'alluvione vista dal drone,» 15 maggio 2024. [Online]. Available: <https://www.localteam.it/video/disastro-tra-gessate-e-bellinzago-lalluvione-vista-dal-drone>. [Consultato il giorno 14 giugno 2026].
- [29] Regione Lombardia, «Modello Digitale del Terreno (DTM) - Geoportale della Lombardia,» 2026. [Online]. Available: <https://www.geoportale.regione.lombardia.it>. [Consultato il giorno 16 aprile 2026].
- [30] OpenStreetMap contributors, «Dati cartografici OpenStreetMap,» 2026. [Online]. Available: <https://www.openstreetmap.org>. [Consultato il giorno 16 aprile 2026].
- [31] Autorità di Bacino Distrettuale del Fiume Po, «Progetto di Variante al PAI: Torrente Molgora e Sistema idrografico delle Trobbie. Portate di progetto e profili di piena. Relazione tecnica,» 2023.
- [32] «Naviglio della Martesana,» Wikipedia, l'enciclopedia libera, 2026. [Online]. Available: https://it.wikipedia.org/wiki/Naviglio_della_Martesana. [Consultato il giorno 16 aprile 2026].
- [33] Regione Lombardia, «DUSAF 7.0 - Destinazione d'Uso del Suolo Agricolo e Forestale,» 2021. [Online]. Available: <https://www.geoportale.regione.lombardia.it/>. [Consultato il giorno febbraio 2026].
- [34] Natural Capital Project, «Carbon Storage and Sequestration. In InVEST User Guide,» 2026. [Online]. Available: <https://storage.googleapis.com/releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/en/carbonstorage.html>. [Consultato il giorno 6 maggio 2026].
- [35] Natural Capital Project, «InVEST Habitat Quality Model User's Guide,» Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, World Wildlife Fund, 2024. [Online]. Available: http://releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/en/habitat_quality.html.

- [36] Ministero dei Lavori Pubblici, «Decreto Ministeriale 2 aprile 1968, n. 1444 - Limiti inderogabili di densità edilizia, di altezza, di distanza fra i fabbricati e rapporti massimi tra spazi destinati agli insediamenti residenziali e produttivi e spazi pubblici o riservati alle attività c,» *Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana*, n. 97, 1968.
- [37] M. T. d. Mota, A. L. d. S. Galvão, A. Bressane, R. G. Negri, J. A. F. Roveda e S. R. M. Roveda, «A fuzzy-based methodological proposal for analysing green areas in urban neighborhoods,» *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 2022.
- [38] ISTAT - Istituto Nazionale di Statistica, «Dati per sezioni di censimento. Notizia pubblicata in data 9 giugno 2023,» 2023. [Online]. Available: <https://www.istat.it/notizia/dati-per-sezioni-di-censimento/>. [Consultato il giorno 20 maggio 2026].
- [39] ISTAT - Istituto Nazionale di Statistica, «Popolazione residente per sesso, età e stato civile [Banca dati online - Demo Istat,» 2025. [Online]. Available: <https://demo.istat.it/app/?l=it&a=2025&i=POS>. [Consultato il giorno 20 maggio 2026].
- [40] Natural Capital Project, «Urban Nature Access. In InVEST User's Guide,» Stanford University, University of Minnesota, Stockholm Resilience Centre, and World Wildlife Fund, 2026. [Online]. Available: https://storage.googleapis.com/releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/en/urban_nature_access.html. [Consultato il giorno 20 maggio 2026].
- [41] A. Capriolo, R. G. Boschetto, R. A. Mascolo, S. Balbi e F. Villa, «Corrigendum to "Biophysical and economic assessment of four ecosystem services for natural capital accounting in Italy" [Ecosyst. Serv. 46 (2020) 101207],» *Ecosystem Services*, vol. 44, art. no. 101428, <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2022.101428>, 2022.
- [42] N. R. C. S. (-N. C. E. D. United States Department of Agriculture, «Urban Hydrology for Small Watersheds (Technical Release 55),» USDA-NRCS, Washington, D.C., 1986.
- [43] C. W. Ross, L. Prihodko, J. Anchang, S. Kumar, W. Ji e N. P. Hanan, «HYSOGs250m, global gridded hydrologic soil groups for curve-number-based runoff modeling,» *Scientific Data*, vol. 5, art. no. 180091, <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.91>, 2018.

- [44] Consorzio di Bonifica Est Ticino Villoresi (ETV), «Gestione evento meteo 15-16 maggio 2024: Interventi di difesa idraulica in costruzione e in progetto [Presentazione/Report tecnico],» Milano, 2024.
- [45] C. Brouwer, K. Prins e M. Heibloem, «Irrigation water management: Training manual no. 1 - Introduction to irrigation,» Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 1985. [Online]. Available: <https://www.fao.org/4/r4082e/r4082e00.htm>.
- [46] S. Monaci, «Milano sott'acqua e le 4 vasche di raccolta pioggia che aspettano da 25 anni,» Il Sole 24 Ore, 2023. [Online]. Available: <https://www.ilsole24ore.com/art/milano-sott-acqua-e-4-vasche-raccolta-pioggia-che-aspettano-25-anni-AF8AomSB> [Consultato il giorno 26 maggio 2026].
- [47] Natural Capital Project, «Urban Flood Risk Mitigation. In InVEST User's Guide,» The Natural Capital Project, Stanford University, 2026. [Online]. Available: http://releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/en/urban_flood_mitigation.html. [Consultato il giorno 27 maggio 2026].

A Dati di input e parametrizzazione dei modelli InVEST

La presente sezione raccoglie le principali tabelle biofisiche e i dati di input impiegati per la parametrizzazione dei modelli InVEST applicati nel corso della ricerca.

A.1. Carbon Storage and Sequestration

La Tabella A. 1 sintetizza i valori biofisici di stoccaggio del carbonio attribuiti a ciascuna classe di copertura del suolo. I valori, espressi in Megagrammi di carbonio per ettaro (Mg C/ha), sono suddivisi nei quattro serbatoi ecologici fondamentali richiesti dal software: soprasuolo, sottosuolo, suolo e necromassa.

Legenda dei parametri di stoccaggio:

- **Codice DUSAF (*lucode*):** Codice numerico identificativo della classe d'uso del suolo.
- **Classe d'uso del suolo:** Descrizione testuale della categoria di copertura.
- **Carbonio Epigeo (*c_above*):** Quantità di carbonio stoccata nella biomassa vegetale viva al di sopra del livello del suolo.
- **Carbonio Ipogeo (*c_below*):** Quantità di carbonio stoccata nella biomassa vegetale viva sotterranea.
- **Carbonio nel Suolo (*c_soil*):** Quantità di carbonio organico presente negli orizzonti del suolo.
- **Necromassa (*c_dead*):** Quantità di carbonio contenuta nella materia organica morta, comprensiva di lettiera e legno morto.

Tabella A. 1: Valori dei pool di carbonio (Mg C/ha) assegnati alle classi d'uso del suolo (Elaborazione propria basata su dati [24]).

lucode	Classe d'uso del suolo	c_above	c_below	c_soil	c_dead
1112	Residenziale continuo denso	0	0	0	0
1121	Residenziale discontinuo	0	0	0	0

lucode	Classe d'uso del suolo	c_above	c_below	c_soil	c_dead
1122	Residenziale rado	0	0	0	0
1123	Residenziale sparso	0	0	0	0
11231	Cascine	0	0	0	0
12111	Industriale / Commerciale	0	0	0	0
12112	Produttivi agricoli (capannoni)	0	0	0	0
12122	Servizi pubblici/privati	0	0	0	0
12123	Impianti tecnologici	0	0	0	0
12124	Cimiteri	0	0	0	0
12126	Fotovoltaico a terra	0	0	0	0
1221	Strade e spazi accessori	0	0	0	0
1222	Ferrovie	0	0	0	0
131	Cave	0	0	0	0
133	Cantieri	0	0	0	0
134	Aree degradate non vegetate	0	0	0	0
1411	Parchi e giardini	0	0	0	0
1412	Aree verdi incolte	0	0	0	0
1421	Impianti sportivi	0	0	0	0
2111	Seminativi semplici	5	0	53.1	0
2112	Seminativi arborati	5	0	53.1	0
21131	Colture orticole a pieno campo	5	0	53.1	0

lucode	Classe d'uso del suolo	c_above	c_below	c_soil	c_dead
21132	Colture orticole protette (Serre)	5	0	53.1	0
21141	Florovivaistiche pieno campo	5	0	53.1	0
21142	Florovivaistiche protette	5	0	53.1	0
2115	Orti familiari	5	0	53.1	0
221	Vigneti	5.5	4.4	52.1	0
222	Frutteti	8.3	5.6	52.1	0
2241	Pioppeti	28.55	5.25	63.9	1.75
2242	Altre legnose agrarie (Olivi)	9.1	2.6	52.1	0
2311	Prati permanenti	0	0	78.9	0
2312	Prati con alberi/arbusti	0	0	78.9	0
31111	Boschi latifoglie (Ceduo denso)	50.5	11.525	76.1	5.295
31121	Boschi latifoglie (Ceduo basso)	50.5	11.525	76.1	5.295
3113	Formazioni ripariali	50.5	11.525	76.1	5.295
314	Rimboschimenti recenti	3.05	0	66.9	0
3223	vegetazione argini sopraelevati	3.05	0	66.9	0
3241	Cespuglieti	3.05	0	66.9	0
3242	Cespuglieti (agricoli abbandonati)	3.05	0	66.9	0
411	Aree umide / Torbiere	0	0	0	0

lucode	Classe d'uso del suolo	c_above	c_below	c_soil	c_dead
511	Alvei e corsi d'acqua	0	0	0	0
5121	Bacini idrici naturali	0	0	0	0
5122	Bacini idrici artificiali	0	0	0	0

A.2. Habitat Quality

A completamento dell'assetto metodologico descritto nel Paragrafo 3.3.2, la Tabella A. 2 (Sensitivity Table) riporta i punteggi di sensibilità assegnati a ciascuna classe di copertura del suolo.

Legenda dei parametri di sensibilità:

- **Codice DUSAF (*lucode*):** Codice numerico identificativo della classe d'uso del suolo.
- **Classe d'uso del suolo:** Descrizione testuale della categoria di copertura.
- **Idoneità dell'habitat (*Habitat*):** Punteggio di idoneità ecologica di base della singola classe d'uso del suolo, espresso con un valore compreso tra 0 (assenza di habitat) e 1 (massima qualità ecosistemica).
- **Sensibilità alle minacce (*Componente Urbana, Comparto Produttivo, Infrastrutture, Agricoltura Intensiva*):** Le restanti colonne indicano il grado di sensibilità specifico della classe d'uso del suolo a ciascuna delle minacce individuate (es. tessuto urbano, viabilità, cantieri, ecc.). I valori sono compresi tra 0 (nessuna vulnerabilità alla specifica minaccia) e 1 (massima vulnerabilità).

Tabella A. 2: Punteggi di idoneità ecosistemica e di sensibilità alle minacce per classe d'uso del suolo (Elaborazione propria basata su dati [24]).

lucode	Classe d'uso del suolo	Habitat	Componente Urbana	Comparto Produttivo	Infrastrutture	Agricoltura Intensiva
1112	Residenziale continuo denso	0	0	0	0	0
1121	Residenziale discontinuo	0	0	0	0	0

lucode	Classe d'uso del suolo	Habitat	Componente Urbana	Comparto Produttivo	Infrastrutture	Agricoltura Intensiva
1122	Residenziale rado	0	0	0	0	0
1123	Residenziale sparso	0	0	0	0	0
11231	Cascine	0	0	0	0	0
12111	Industriale / Commerciale	0	0	0	0	0
12112	Produttivi agricoli (capannoni)	0	0	0	0	0
12122	Servizi pubblici/privati	0	0	0	0	0
12123	Impianti tecnologici	0	0	0	0	0
12124	Cimiteri	0	0	0	0	0
12126	Fotovoltaico a terra	0	0	0	0	0
1221	Strade e spazi accessori	0	0	0	0	0
1222	Ferrovie	0	0	0	0	0
131	Cave	0	0	0	0	0
133	Cantieri	0	0	0	0	0
134	Aree degradate non vegetate	0	0	0	0	0
1411	Parchi e giardini	0.27	0.56	0.56	0.56	0.31
1412	Aree verdi incolte	0.27	0.56	0.56	0.56	0.31
1421	Impianti sportivi	0.27	0.56	0.56	0.56	0.31

lucode	Classe d'uso del suolo	Habitat	Componente Urbana	Comparto Produttivo	Infrastrutture	Agricoltura Intensiva
2111	Seminativi semplici	0.26	0.51	0.51	0.61	0
2112	Seminativi arborati	0.26	0.51	0.51	0.61	0
21131	Colture orticole a pieno campo	0.26	0.51	0.51	0.61	0
21132	Colture orticole protette (Serre)	0.26	0.51	0.51	0.61	0
21141	Florovivaistiche pieno campo	0.26	0.51	0.51	0.61	0
21142	Florovivaistiche protette	0.26	0.51	0.51	0.61	0
2115	Orti familiari	0.52	0.62	0.62	0.71	0.54
221	Vigneti	0.26	0.51	0.51	0.61	0
222	Frutteti	0.26	0.51	0.51	0.61	0
2241	Pioppeti	0.26	0.51	0.51	0.61	0
2242	Altre legnose agrarie (Olivi)	0.26	0.51	0.51	0.61	0
2311	Prati permanenti	0.86	0.72	0.72	0.8	0.75
2312	Prati con alberi/arbusti	0.86	0.72	0.72	0.8	0.75
31111	Boschi latifoglie (Ceduo denso)	0.93	0.77	0.77	0.85	0.67
31121	Boschi latifoglie (Ceduo basso)	0.93	0.77	0.77	0.85	0.67
3113	Formazioni ripariali	0.93	0.77	0.77	0.85	0.67
314	Rimboschimenti recenti	0.93	0.77	0.77	0.85	0.67

lucode	Classe d'uso del suolo	Habitat	Componente Urbana	Comparto Produttivo	Infrastrutture	Agricoltura Intensiva
3223	Vegetazione argini sopraelevati	0.81	0.69	0.69	0.78	0.72
3241	Cespuglieti	0.81	0.69	0.69	0.78	0.72
3242	Cespuglieti (agricoli abbandonati)	0.81	0.69	0.69	0.78	0.72
411	Aree umide / Torbiere	0.96	0.79	0.79	0.84	0.8
511	Alvei e corsi d'acqua	0.83	0.72	0.72	0.72	0.76
5121	Bacini idrici naturali	0.83	0.72	0.72	0.72	0.76
5122	Bacini idrici artificiali	0.83	0.72	0.72	0.72	0.76

A.3. Urban Nature Access

La Tabella A. 3 riporta i parametri biofisici necessari per l'esecuzione del modello Urban Nature Access. Per ciascuna classe di copertura del suolo sono stati definiti il grado di naturalità e il raggio di prossimità spaziale entro il quale la specifica area risulta rilevante e in grado di generare un beneficio per la popolazione.

Legenda dei parametri del modello:

- **Codice DUSAF (*lucode*):** Codice numerico identificativo della classe d'uso del suolo.
- **Classe d'uso del suolo:** Descrizione testuale della categoria di copertura.
- **Indice di naturalità (*urban_nature*):** Parametro adimensionale compreso tra 0 e 1 che quantifica la proporzione di naturalità della specifica classe d'uso del suolo. Il valore 0 indica il livello minimo, mentre il valore 1 indica il livello massimo di naturalità.
- **Raggio di influenza (*search_radius_m*):** Distanza (espressa in metri) entro la quale una determinata classe d'uso del suolo risulta rilevante per i gruppi di popolazione considerati.

Tabella A. 3: Indice di naturalità e raggio di influenza per classe d'uso del suolo
(Elaborazione propria ai fini dell'input di modellazione InVEST e su dati [33])

lucode	Classe d'uso del suolo	urban_nature	search_radius_m
1112	Residenziale continuo denso	0	0
1121	Residenziale discontinuo	0	0
1122	Residenziale rado	0	0
1123	Residenziale sparso	0	0
11231	Cascine	0	0
12111	Industriale / Commerciale	0	0
12112	Produttivi agricoli (capannoni)	0	0
12122	Servizi pubblici/privati	0	0
12123	Impianti tecnologici	0	0
12124	Cimiteri	0	0
12126	Fotovoltaico a terra	0	0
1221	Strade e spazi accessori	0	0
1222	Ferrovie	0	0
131	Cave	0	0
133	Cantieri	0	0
134	Aree degradate non vegetate	0	0
1411	Parchi e giardini	0.9	500
1412	Aree verdi incolte	0.8	500

lucode	Classe d'uso del suolo	urban_nature	search_radius_m
1421	Impianti sportivi	0	0
2111	Seminativi semplici	0	0
2112	Seminativi arborati	0	0
21131	Colture orticole a pieno campo	0	0
21132	Colture orticole protette (Serre)	0	0
21141	Florovivaistiche pieno campo	0	0
21142	Florovivaistiche protette	0	0
2115	Orti familiari	0.6	500
221	Vigneti	0.7	500
222	Frutteti	0.7	500
2241	Pioppeti	0.8	500
2242	Altre legnose agrarie (Olivi)	0.7	500
2311	Prati permanenti	0.9	500
2312	Prati con alberi/arbusti	0.9	500
31111	Boschi latifoglie (Ceduo denso)	1	500
31121	Boschi latifoglie (Ceduo basso)	1	500
3113	Formazioni ripariali	1	500
314	Rimboschimenti recenti	0.9	500

lucode	Classe d'uso del suolo	urban_nature	search_radius_m
3223	vegetazione argini sopraelevati	0.7	500
3241	Cespuglieti	0.9	500
3242	Cespuglieti (agricoli abbandonati)	0.9	500
411	Aree umide / Torbiere	1	500
511	Alvei e corsi d'acqua	0.8	500
5121	Bacini idrici naturali	0.9	500
5122	Bacini idrici artificiali	0.6	500

A.4. Urban Flood Risk Mitigation

La Tabella A. 4 (Biophysical Table) riporta i parametri idrologici di base utilizzati per l'esecuzione del modello Urban Flood Risk Mitigation. L'algoritmo si fonda sul metodo SCS-Curve Number per stimare il volume di deflusso superficiale e la capacità di ritenzione idrica del territorio. Per ciascuna classe d'uso del suolo sono stati definiti i valori di Curve Number in relazione ai quattro gruppi idrologici del suolo.

Legenda dei parametri idrologici:

- **Codice DUSAF (*lucode*):** Codice numerico identificativo della classe d'uso del suolo.
- **Classe d'uso del suolo:** Descrizione testuale della categoria di copertura.
- **Curve Number (*cn_a*, *cn_b*, *cn_c*, *cn_d*):** Valori adimensionali compresi tra 0 e 100 che quantificano il potenziale di deflusso superficiale per i gruppi idrologici. Valori prossimi a 100 indicano una scarsa capacità di infiltrazione, mentre valori inferiori indicano una maggiore ritenzione naturale.

Tabella A. 4: Valori di Curve Number (CN) per classe d'uso del suolo e gruppo idrologico (Elaborazione propria basata su dati [42]).

lucode	Classe d'uso del suolo	cn_a	cn_b	cn_c	cn_d
1112	Residenziale continuo denso	89	92	94	95
1121	Residenziale discontinuo	61	75	83	87
1122	Residenziale rado	57	72	81	86
1123	Residenziale sparso	54	70	80	85
11231	Cascine	54	70	80	85
12111	Industriale / Commerciale	81	88	91	93
12112	Produttivi agricoli (capannoni)	81	88	91	93
12122	Servizi pubblici/privati	81	88	91	93
12123	Impianti tecnologici	81	88	91	93
12124	Cimiteri	45	61	74	80
12126	Fotovoltaico a terra	57	72	81	86
1221	Strade e spazi accessori	98	98	98	98
1222	Ferrovie	98	98	98	98
131	Cave	77	86	91	94
133	Cantieri	77	86	91	94
134	Aree degradate non vegetate	77	86	91	94
1411	Parchi e giardini	39	61	74	80
1412	Aree verdi incolte	30	58	71	78
1421	Impianti sportivi	49	69	79	84
2111	Seminativi semplici	67	78	85	89
2112	Seminativi arborati	67	78	85	89
21131	Colture orticole a pieno campo	67	78	85	89
21132	Colture orticole protette (Serre)	98	98	98	98
21141	Florovivaistiche pieno campo	67	78	85	89
21142	Florovivaistiche protette	98	98	98	98
2115	Orti familiari	67	78	85	89
221	Vigneti	45	61	74	80
222	Frutteti	45	61	74	80
2241	Pioppeti	36	60	73	79
2242	Altre legnose agrarie (Olivi)	45	61	74	80
2311	Prati permanenti	30	58	71	78
2312	Prati con alberi/arbusti	30	58	71	78
31111	Boschi latifoglie (Ceduo denso)	30	55	70	77

lucode	Classe d'uso del suolo	cn_a	cn_b	cn_c	cn_d
31121	Boschi latifoglie (Ceduo basso)	36	60	73	79
3113	Formazioni ripariali	30	55	70	77
314	Rimboschimenti recenti	36	60	73	79
3223	vegetazione argini sopraelevati	30	58	71	78
3241	Cespuglieti	30	48	65	73
3242	Cespuglieti (agricoli abbandonati)	30	48	65	73
411	Aree umide / Torbiere	30	30	30	30
511	Alvei e corsi d'acqua	100	100	100	100
5121	Bacini idrici naturali	100	100	100	100
5122	Bacini idrici artificiali	100	100	100	100

Lista delle Figure

Figura 1.1: Aumento della temperatura superficiale globale dell'aria rispetto al periodo di riferimento preindustriale (1850-1900) [1].....	14
Figura 1.2: Cambiamenti proiettati della precipitazione giornaliera massima annuale a diversi livelli di riscaldamento globale (+1.5°C, +2°C, +3°C) rispetto al periodo preindustriale. Le aree in azzurro indicano un aumento dell'intensità delle precipitazioni estreme [2].....	15
Figura 1.3: Sintesi nazionale degli indicatori di pericolosità e dei rischi di alluvione e frana. Il report evidenzia l'esposizione di popolazione, edifici e imprese rispetto alle classi di pericolosità P1 (moderata), P2 (media) e P3 (elevata) [3].....	16
Figura 1.4: Anomalie nel numero di giorni con almeno stress termico forte (sinistra) e stress da freddo forte (destra) nel 2025, calcolate rispetto alla media del periodo di riferimento 1991-2020 [1].....	17
Figura 1.5: Numero di persone residenti in aree urbane e rurali a livello globale tra il 1960 e il 2024 [8].....	19
Figura 1.6: Confronto tra il ciclo idrologico naturale e quello urbano [12].....	21
Figura 1.7: Profilo dell'isola di calore urbana [14].....	22
Figura 1.8: Obiettivi di Sviluppo Sostenibile [17].....	25
Figura 1.9: Progressi complessivi rispetto ai targets, basati sui dati aggregati globali relativi al periodo 2015-2025 [18].....	25
Figura 1.10: Rappresentazione dei collegamenti tra i servizi ecosistemici e il benessere umano [16].....	27
Figura 1.11: Schema concettuale delle relazioni tra i servizi ecosistemici, il benessere e i driver di cambiamento [16].....	29
Figura 1.12: Conversione dei biomi terrestri [16].....	31
Figura 1.13: Sintesi degli scenari del Millennium Ecosystem Assessment [16].....	36
Figura 2.1: Immagine dell'alluvione di maggio 2024 tra Gessate e Bellinzago Lombardo [28].....	41
Figura 2.2: Inquadramento dell'area di studio (Elaborazione propria su base dati [29], [30]).....	43

Figura 3.1: Mappa che associa la carta d'uso del suolo alle aree allagate (Elaborazione propria su dati [33]).	50
Figura 3.2: Serbatoi di carbonio considerati dal modello di stoccaggio del carbonio InVEST [34].	53
Figura 3.3: Mappa della distribuzione dello stoccaggio del carbonio totale nell'area in esame (Elaborazione propria tramite software InVEST su dati [33] e parametri [24]).	54
Figura 3.4: Mappa della distribuzione dello stoccaggio del carbonio epigeo nell'area in esame (Elaborazione propria tramite software InVEST su dati [33] e parametri [24]).	56
Figura 3.5: Mappa della variazione del sequestro di carbonio, a seguito degli eventi alluvionali, nel territorio in esame (Elaborazione propria tramite software InVEST su dati [33] e parametri [24]).	57
Figura 3.6: Mappa del livello di degradazione complessiva degli habitat nel territorio in esame. L'indice varia da un valore minimo pari a 0 (assenza di alterazione ecologica) fino a un picco massimo di 0,716 (massimo livello di degrado registrato) (Elaborazione propria tramite software InVEST su dati [33] e parametri [24]).	65
Figura 3.7: Mappa del livello di qualità degli habitat nel territorio in esame. L'indice varia da un valore minimo pari a 0 (qualità ecologica nulla, associata al tessuto urbano denso) fino a un picco massimo di 0,734, riscontrabile esclusivamente nelle aree a maggiore naturalità (Elaborazione propria tramite software InVEST su dati [33] e parametri [24]).	66
Figura 3.8: Andamento della funzione di decadimento gaussiana in funzione della distanza dall'area naturale [40].	72
Figura 3.9: Prima fase del calcolo spaziale [40].	74
Figura 3.10: Seconda fase del calcolo spaziale [40].	75
Figura 3.11: Mappa del bilancio di natura urbana pro capite, espresso in valori mediani, calcolata sulle aree residenziali (Elaborazione propria tramite software InVEST su dati [33]).	76
Figura 3.12: Mappa del bilancio di natura urbana pro capite, espresso in valori mediani, calcolata sulle aree residenziali in seguito alla nuova classificazione delle aree allagate (Elaborazione propria tramite software InVEST su dati [33]).	78
Figura 3.13: Ripartizione percentuale dell'uso del suolo per macrocategorie (Elaborazione propria su dati [33]).	81
Figura 3.14: Cartografia delle aree allagate all'interno dei confini comunali di Cambiagio, Masate, Gessate e Bellinzago Lombardo (Elaborazione propria su base dati [30] e [29]).	82

Figura 3.15: Mappa raster della risposta idrologica territoriale relativa all'evento meteorologico estremo del 15 maggio 2024 (precipitazione di 155 mm/24h) (Elaborazione propria tramite software InVEST su base dati [33])..... 87

Figura 3.16: Ripartizione percentuale del danno economico da allagamento per tipologia di servizio ecosistemico (Elaborazione propria tramite software InVEST su dati [33] e parametri economici estratti da [24] e [41])..... 93

Lista delle Tabelle

Tabella 1.1: Confronto decennale delle grandi catastrofi naturali (1950-2003) e relative perdite economiche [22].	34
Tabella 2.1: Suddivisione per macrocategoria del DUSAF. (Elaborazione propria su dati [33]).....	46
Tabella 3.1: Valutazione economica del danno associato alla perdita della capacità di sequestro e alla distruzione del carbonio epigeo nelle aree esondate (Elaborazione propria su dati [24]).....	59
Tabella 3.2: Parametrizzazione delle sorgenti di disturbo inserite nella Threats Table (Elaborazione propria su dati [24]).	63
Tabella 3.3: Valori monetari di riferimento per ettaro (€/ha) associati alle macrocategorie d'uso del suolo [24].	68
Tabella 3.4: Variazione demografica dei comuni del cluster tra il 2011 e il 2025 [39].	71
Tabella 3.5: Confronto della valutazione economica del servizio ricreativo tra lo stato di fatto e lo scenario di allagamento simulato (Elaborazione propria su dati [33] e parametri economici [41]).	79
Tabella 3.6: Codifica numerica dei pixel e descrizione idrogeologica dei Gruppi Idrologici del Suolo (HSG) [43].	83
Tabella 3.7: Bilancio idrologico complessivo dell'area in esame (Elaborazione propria tramite software InVEST su dati [33] e parametri [24]).	88
Tabella 3.8: Sintesi della stima del danno economico per i servizi ecosistemici (Elaborazione propria tramite software InVEST su dati [33] e parametri economici estratti da [24] e [41])......	92
Tabella A. 1: Valori dei pool di carbonio (Mg C/ha) assegnati alle classi d'uso del suolo (Elaborazione propria basata su dati [24])......	103
Tabella A. 2: Punteggi di idoneità ecosistemica e di sensibilità alle minacce per classe d'uso del suolo (Elaborazione propria basata su dati [24]).	106
Tabella A. 3: Indice di naturalità e raggio di influenza per classe d'uso del suolo (Elaborazione propria ai fini dell'input di modellazione InVEST e su dati [33]).....	110

Tabella A. 4: Valori di Curve Number (CN) per classe d'uso del suolo e gruppo idrologico (Elaborazione propria basata su dati [42]).....	113
--	-----

