

Trent'anni di Inventario dell'Uso delle Terre d'Italia (IUTI), uno strumento funzionale per il monitoraggio dei cambiamenti epocali del paesaggio nazionale

Marco Ottaviano ⁽¹⁾,
Beatrice Petti ⁽¹⁾,
Daniela Tonti ⁽¹⁾,
Michele Munafò ⁽²⁾,
Bruno Lasserre ⁽¹⁾,
Marco Marchetti ⁽³⁾

Thirty years of Italian Land Use Inventory (IUTI), a functional tool for monitoring historical changes in the national landscape

The National Land Use Inventory (IUTI), implemented by the Ministry for Environment, Land and Sea Protection (now Ministry of Environment and Energy Security), is the main information source of the National Registry for forest Carbon Sinks. Over time, it has proven to be a valuable tool for investigating land use dynamics, even in its 1% subsample, statistically valid for many applications. This paper presents the evolution of the IUTI sampling system and analyzes land-use changes in Italy over the past 30 years, from 1990 to the 2022 update, carried out as part of the GeoSciencesIR Project. The emerging trends are consistent with those highlighted in the 1990-2008 land-use analysis and with the dynamics observed in European and Mediterranean contexts. The main trends highlighted: (i) a significant reduction in Arable land and other herbaceous crops, from 11.4 to 9.6 million ha, with a smaller contraction than in the first period. This land-use class was dominant in Italy until a few years ago; as of 2022, it has been surpassed in extent by woodland. The main cause of reduction is linked to the expansion of urbanized areas in the plains and the progressive recolonization of abandoned farmland by forest in hilly and mountainous areas. (ii) A significant reduction in Grasslands, pastures, and uncultivated land, from 2.1 to 1.7 million ha, mainly due to natural recolonization by woodland. This dynamic could lead to the progressive reduction in semi-natural areas in the future, with all the ensuing environmental and landscape implications. (iii) A considerable expansion in woodland, particularly in hilly and mountainous areas, from 9.1 to 9.9 million ha, becoming the dominant land use class. This expansion, with a lower rate in the second period (2008-2022), is mainly due to the natural evolution of "other wooded lands" and the recolonization of abandoned farmland and disused pastures, largely driven by the ongoing depopulation of mountainous areas. (iv) The progressive expansion of urbanized areas, from 1.6 to 2.3 million ha, especially in the lowland belt, mainly driven by urban sprawl, which still shows steady growth in Italy. Despite the many benefits brought by forest expansion, this spontaneous recolonization is contributing to the loss of cultural landscapes linked to agro-pastoral practices, as well as to the progressive reduction of open spaces and to the homogenization of the land. All these issues raise important questions in the definition of land-use planning strategies. In this regard, IUTI has proven to be a reliable information source for the analysis of land use dynamics, providing a solid reference for surveys at different scales.

□ (1) Forestry LABs- Dipartimento di Bioscienze e Territorio- Università del Molise C.da Fonte Lappone sn, 8090 Pesche (IS); (2) Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) - Via Vitaliano Brancati, 48, 00144 Roma (RM); (3) Dipartimento di Architettura e Progetto (DiAP) - Sapienza Università di Roma, Via Flaminia, 359, 00196 Roma (RM)

@ Marco Ottaviano (ottaviano@unimol.it)

Ricevuto: Sep 29, 2025 - Accettato: Feb 01, 2026

Citazione: Ottaviano M, Petti B, Tonti D, Munafò M, Lasserre B, Marchetti M (2026). Trent'anni di inventario dell'uso delle terre d'Italia (IUTI), uno strumento funzionale per il monitoraggio dei cambiamenti epocali del paesaggio nazionale. *Forest@* 23: 11-25. - doi: [10.3832/efor5002-023](https://doi.org/10.3832/efor5002-023) [online 2026-03-08]

Keywords: Land Use, Land Use Changes, Rewilding, Soil Consumption, Tessellation Stratified Sampling

Introduzione

L'uso del suolo e i suoi cambiamenti (LULCC – *Land Use, Land Cover Changes*) sono tra i principali driver che agiscono sugli ecosistemi a scala globale (Ellis & Ramankutty 2008), influenzando i processi ecologici e la qualità del suolo, nonché minacciando la conservazione della biodiversità e l'approvvigionamento di servizi ecosistemici (Foley et al. 2005, Schröter et al. 2005). Il monitoraggio di tali cambiamenti è fondamentale per la definizione di politiche finalizzate alla pianificazione del *Land Use* (LU) e del *Land Use Change* (LUC) (Marchetti et al. 2015).

I fattori che influiscono sul LUC sono strettamente legati alla scala considerata ed è quindi importante analizzare i cambiamenti a varie scale, in quanto l'influenza di questi

fattori è strettamente legata al contesto (Lambin et al. 2001).

Le fonti informative utilizzate per quantificare il LULCC sono di tipo cartografico-vettoriale, come il CORINE Land Cover (CLC) dell'European Environmental Agency (EEA) e di tipo inventariale discreto, come il *Land Use/Cover Area frame statistical Survey* (LUCAS) dell'Ufficio Statistico dell'Unione Europea (EUROSTAT). Entrambe le tipologie di fonti presentano vantaggi e svantaggi. L'approccio cartografico richiede tempi lunghi, costi elevati e una non piena affidabilità, poiché la verifica dell'accuratezza della cartografia può comportare costi superiori alla sua stessa realizzazione (Marchetti et al. 2012). Il maggiore svantaggio di questo approccio è il limite imposto dall'unità minima cartografabile, che può determinare una sottostima degli elementi molto frammentati (ad esempio, le aree urbane) e degli elementi lineari (ad esempio, le strade – Munafò et al. 2015); d'altro canto, però, consente la precisa localizzazione spaziale dei cambiamenti ed è più idoneo all'uso nella modellistica (Sallustio et al. 2012). L'approccio inventariale basato su campionamenti per punti può risolvere le problematiche relative ai costi e ai tempi di aggiornamento, che risultano inferiori (Sallustio et al. 2016), fornendo una stima di LU e LUC, nonché dell'accuratezza della strategia di campionamento adottata, consentendo un confronto oggettivo dei dati in diversi periodi temporali (Corona et al. 2007, Corona 2010, Sallustio et al. 2015). La possibilità di valutare l'incertezza statistica della stima e la riduzione degli errori di commissione e omissione, insieme alla rapidità e alla duttilità nell'acquisizione delle informazioni, sono punti di forza degli approcci *area frame surveys* e *point frame sampling* (Corona 2010), i quali permettono anche praticità nell'aggiornamento e versatilità multi-obiettivo (Marchetti et al. 2012).

Uno dei primi inventari di LU basati su *area frame surveys* è stato LUCAS, il cui obiettivo principale è fornire statistiche coerenti e armonizzate sul LU. Approcci simili sono quelli utilizzati, ad esempio, nel progetto AGRIT (Agricoltura rilevamento) in Italia e nel più ampio MARS (*Monitoring Agricultural ResourceS*) in Europa, iniziati negli anni '80.

In questo quadro si inserisce l'Inventario dell'Uso delle Terre d'Italia (IUTI), implementato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM), oggi Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica (MASE), quale fonte informativa principale del Registro Nazionale dei Serbatoi di carbonio forestali (2007 – Corona et al. 2012). Il Registro ha lo scopo di quantificare e certificare l'assorbimento netto di carbonio in relazione al LU, soprattutto delle superfici forestali (Sallustio et al. 2015), mediante la stima del carbonio legato alle attività di disboscamento, rimboschimento e gestione forestale, secondo le linee guida e buone pratiche (*Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry* – GPG-LULUCF) dell'*Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC – Corona et al. 2012). Nello specifico, il compito di IUTI all'interno del Registro consiste nell'inventariare il territorio nazionale in categorie di LU, al fine di stimare le superfici eleggibili ai sensi degli articoli 3.3 e 3.4 del Protocollo di Kyoto (Marchetti et al. 2012).

I dati IUTI si sono però rivelati utili anche allo studio di altre tematiche. Dal 2014 costituiscono parte integrante dei Rapporti sul Consumo di Suolo, pubblicati annualmente dall'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA – Munafò 2024).

IUTI è stato utilizzato per valutare l'effetto delle strategie di pianificazione sulla conservazione della biodiversità, mediante la realizzazione di scenari (Di Pirro et al. 2021), in cui si è indagato se la sola differenza nella tipologia e nella spazializzazione dei LULCC fosse sufficiente a ridurre l'impatto negativo sulla biodiversità. In questo studio,

IUTI è stato inizialmente impiegato per la stima dei LULCC e dei flussi tra le classi di LU e, successivamente, per analizzare il peso dei diversi fattori sui flussi di LU.

I dati dell'inventario hanno trovato applicazione nell'analisi dei LUC dal 1990 al 2008 per la regione Abruzzo, in cui si poneva particolare attenzione alle proprietà del suolo, sia da un punto di vista delle caratteristiche pedologiche sia della capacità d'uso, e alle relative implicazioni economiche sui suoli agricoli (Rivieccio et al. 2017).

Nell'ambito dello studio dei suoli (Caddeo et al. 2019), IUTI ha consentito di stimare l'attuale quantità di carbonio organico nei suoli forestali e agroforestali (praterie e seminativi) nazionali e, tramite modelli spaziali, le future differenze riferite al 2095, principalmente in relazione ai cambiamenti climatici. In questo caso, l'inventario è stato scelto come fonte dati del LU nazionale in virtù della sua affidabilità e accuratezza, nonché per il suo impiego come fonte dati ufficiale per la contabilizzazione del carbonio relativo al LULUCF in Italia (ISPRA 2017).

IUTI ha trovato applicazione anche nell'analisi della correlazione tra gli incendi e LUC, dalle superfici agricole intensive e dai pascoli alle zone boschive (Ascoli et al. 2024), nonché nella valutazione delle cause di innesco, nella stima e nella pericolosità degli incendi boschivi (Spadoni et al. 2023).

L'inventario si è rivelato applicabile anche alle analisi della componente urbana del LU. In uno studio di Sallustio et al. (2015) i dati IUTI sono stati utilizzati per stimare l'impatto dello sviluppo urbano sullo stoccaggio di carbonio in Italia dal 1990 al 2008 e, in un lavoro successivo (Sallustio et al. 2019), sempre sul territorio nazionale e per lo stesso arco temporale, per l'analisi delle aree edificate e per l'individuazione di spazi verdi al loro interno.

Il database è stato utilizzato anche come strumento di validazione. In Giannetti et al. (2021) sono state valutate le prestazioni degli algoritmi impiegati per mappare e stimare i danni causati dalla tempesta VAIA.

Un sottocampione dell'1% è stato inoltre utilizzato per valutare l'abbondanza, la copertura e la dimensione media di *Trees Outside Forests* (TOF) e *Small Open Areas* (SOA) a livello nazionale (Sallustio et al. 2018a).

Una delle ultime applicazioni risale al lavoro di Di Biase et al. (2025). In questo lavoro, l'aggiornamento del 2008 è stato utilizzato per stimare gli errori presenti nella Mappa Forestale Nazionale (D'Amico et al. 2021), ottenuta mediante fotointerpretazione, riclassificando l'intero campione di punti in sole due categorie, "Bosco" e "Non Bosco", e confrontandola con i dati cartografici prodotti.

Nel presente lavoro è stata analizzata la dinamica di uso del suolo a livello nazionale, con un'analisi diacronica degli anni 1990, 2008 e 2022.

Di seguito sono riportati i principali aspetti metodologici di IUTI, con riferimento agli adattamenti e alle modifiche apportati nel corso degli anni rispetto alle versioni precedenti.

Principali aspetti metodologici di IUTI

L'inventario è basato su un sistema di campionamento per punti a cui, mediante fotointerpretazione a video di ortofoto digitali (approccio 3 di GPG-LULUCF - *Geographically explicit land use data*), viene attribuita una delle sei categorie di LU.

La prima versione ha prodotto dati relativi agli anni 1990, 2000 e 2008 (Marchetti et al. 2012), a cui sono seguiti gli aggiornamenti degli anni 2013, 2016 e il più recente del 2022.

Il sistema di campionamento adottato è di tipo stratificato non allineato (*tassellated stratified sampling*), che presenta caratteristiche preferibili rispetto al campionamento sistematico allineato e al campionamento casuale semplice (Barabesi & Franceschi 2011). Una griglia di campio-

Tab. 1 - Legenda IUTI versione 2022. (‡): approfondimenti relativi alle classi “2.1” e “2.2.1”, integrati nel 2017; (†): implementazione al terzo livello della classe “1.1” avvenuta con l'aggiornamento del 2022.

I Livello	II Livello	III Livello	IV Livello
1 Aree boscate	1.1 Bosco	1.1.1 Bosco sempreverde (†)	-
		1.1.2 Bosco latifoglie decidue (†)	-
		1.1.3 Bosco latifoglie sempreverdi (†)	-
	1.2 Aree boscate temporaneamente prive di soprassuolo	-	-
2 Aree agricole	2.1 Seminativi e altre colture erbacee	2.1.A Seminativi (‡)	-
		2.1.B Prati stabili (‡)	-
		2.1.C Risaie (‡)	-
	2.2 Colture arboree	2.2.1 Arboricoltura da frutto e vivai	2.2.1.A Oliveti (‡)
			2.2.1.B Vigneti (‡)
			2.2.1.C Agrumeti (‡)
			2.2.1.D Altri frutteti (‡)
		2.2.2 Arboricoltura da legno	-
3 Praterie	3.1 Praterie pascoli ed incolti erbacei	-	-
	3.2 Altre terre boscate	-	-
4 Zone umide ed acque	-	-	-
5 Urbano	-	-	-
6 Zone improduttive con vegetazione rada o assente	-	-	-

namento, costituita da 1.217.032 quadrati di 0,5 km di lato, è stata sovrapposta all'intero territorio italiano. All'interno di ogni cella, in accordo con il campionamento stratificato non allineato (Fattorini 2015), è stato generato casualmente un punto, ottenendo una numerosità campionaria iniziale pari a 1.206.198 punti. I punti che cadevano al di fuori del territorio italiano sono stati classificati in una classe aggiuntiva, “fuori dall'area” (*outside area*), ed esclusi dalle analisi. Tale numerosità campionaria, applicata alle analisi degli anni 1990, 2000 e 2008, rispecchia la necessità di stimare con sufficiente precisione statistica anche i più piccoli LUC nei diversi periodi temporali (Corona et al. 2012). Del campione totale, 301.300 punti coincidono con quelli della prima fase dell'Inventario Nazionale delle Foreste e dei serbatoi di Carbonio (INFC), la cui maglia chilometrica si sovrappone perfettamente a quella di IUTI.

Nell'aggiornamento del 2013, il database è stato ridotto estraendo il sottocampione dell'1% (circa 13.000 punti campione), ottenuto mediante un campionamento *one-per-stratum stratified sampling* (OPSS), applicando un algoritmo di aggregazione *k-means* che utilizza un approccio *k-medoids* innovativo (Park & Jun 2009). I risultati hanno dimostrato che, riducendo lo sforzo di classificazione di 100 volte, le stime del *Relative Standard Error* (RSE) aumentano di appena 10 volte. In particolare, in termini assoluti, le classi di uso con maggiore numerosità campionaria mostrano stime RSE invariabilmente inferiori al 3%, mentre per quelle con minore numerosità le stime risultano sempre inferiori al 9% (Pagliarella et al. 2016).

La flessibilità del sistema di campionamento di IUTI ha permesso sia il sottocampionamento (il già citato 1%) sia l'infittimento, consentendo stime accurate anche a una scala di dettaglio più elevata in particolari aree di interesse. Tra i lavori in cui è stato eseguito l'infittimento della rete di punti, si possono citare quelli svolti per analizzare le conseguenze dell'abbandono dei territori montani in Molise (Marchetti et al. 2018), per valutare il consumo di suolo in aree montane del Veneto (Ametrano et al. 2015) e per la valutazione dei servizi ecosistemici (Sallustio et al. 2015).

L'ultimo aggiornamento IUTI è stato realizzato su ortofoto 2022, le immagini disponibili più recenti, come parte degli obiettivi del Progetto “GeoSciencesIR”, finanziato

dal Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza - PNRR Missione 4, “Istruzione e Ricerca”.

Sistema di classificazione

Il sistema di classificazione di IUTI ha subito negli anni diverse implementazioni, frutto della crescente consapevolezza delle potenzialità d'uso dei dati inventariali in diversi ambiti di applicazione. Nella prima versione della legenda (ISPRA 2014) le categorie di LU si basavano sulle sei di GPG-LULUCF (*Settlements, Cropland, Forest Land, Grassland, Wetland, Other Lands*), ulteriormente suddivise in un secondo e un terzo livello, in modo da renderlo comparabile con il sistema di classificazione dell'INFC (Tab. 1).

A ciascun punto del campione è stato attribuito un codice di LU tramite fotointerpretazione video, utilizzando, per i diversi aggiornamenti, serie storiche di ortofoto digitali di Terraltaly e AGEA (Tab. 2), supportate da dati ancillari provenienti da Google Earth® e da carte tematiche forestali e di LU a livello regionale e sub-regionale (Marchetti et al. 2012).

IUTI utilizza la definizione di bosco (*Forest Land*) del *Global Forest Resources Assessments 2000* (FRA2000), ossia una superficie minima di 5.000 metri quadrati con almeno il 10% di copertura arborea; anche per le classi non forestali si fa riferimento alla superficie minima di 5.000 metri quadrati; in questo caso, per le definizioni delle altre classi di LU si rimanda a ISPRA (2014).

La prima implementazione del sistema di classificazione è stata realizzata nel 2017, allo scopo di indagare in dettaglio le aree agricole (classe 2 – Tab. 1) per conto dell'Istituto di Servizi per il Mercato Agricolo Alimentare (ISMEA). A questo proposito è stato condotto un appro-

Tab. 2 - Dati ancillari a supporto della fotointerpretazione.

Volo	Caratteristiche	Data acquisizione	Risoluzione (m)
Terraltaly	Analogiche in scala di grigi	1988/89	1,0
Terraltaly	Analogiche a colori	2000	1,0
Terraltaly	Analogiche a colori	2008	0,5
AGEA	Analogiche a colori	2022	0,2

Tab. 3 - Superfici delle categorie IUTI stimate alle tre date: 1990, 2008 e 2022. La copertura è espressa in ettari e in percentuale di copertura relativa al territorio nazionale. In corsivo: le coperture totali delle classi aggregate per livello di approfondimento.

Categorie GPG-LULUCF	Cod. IUTI	Categorie e sottocategorie IUTI	1990		2008		2022		Var. 1990-2022	
			Sup. ha	%	Sup. ha	%	Sup. ha	%	Sup. ha	%
<i>Forest land</i>	1	<i>Aree boscate</i>	9.149.378	30,35	9.632.528	31,95	9.946.146	32,99	796.768	2,64
	1.1	Bosco	9.129.005	30,28	9.614.287	31,89	9.882.603	32,78	753.598	2,50
	1.2	Aree boscate temporaneamente prive di soprassuolo	20.373	0,07	18.241	0,06	63.543	0,21	43.17	0,14
<i>Cropland</i>	2	<i>Aree agricole</i>	14.099.808	46,77	13.065.378	43,34	12.703.678	42,14	-1.396.129	-4,63
	2.1	Seminativi e altre colture erbacee	11.372.042	37,72	9.992.777	33,14	9.646.978	32,00	-1.725.065	-5,72
	2.1.A	Seminativi	11.019.751	36,55	9.378.151	31,11	9.134.293	30,30	-1.885.458	-6,25
	2.1.B	Prati stabili	136.975	0,45	399.25	1,32	266.013	0,88	129.037	0,43
	2.1.C	Risaie	215.316	0,71	215.376	0,71	246.672	0,82	31.356	0,10
	2.2	Colture arboree	2.727.765	9,05	3.072.601	10,19	3.056.701	10,14	328.935	1,09
	2.2.1	Arboricoltura da frutto e vivai	2.566.151	8,51	2.888.068	9,58	2.910.763	9,65	344.611	1,14
	2.2.1.A	Oliveti	1.577.377	5,23	1.711.942	5,68	1.712.084	5,68	134.707	0,45
	2.2.1.B	Vigneti	506.357	1,68	632.217	2,10	639.033	2,12	132.677	0,44
	2.2.1.C	Agrumeti	174.145	0,58	56.882	0,19	81.634	0,27	-92.511	-0,31
	2.2.1.D	Altri frutteti	308.273	1,02	487.028	1,62	478.012	1,59	169.739	0,56
	2.2.2	Arboricoltura da legno	161.614	0,54	184.533	0,61	145.938	0,48	-15.676	-0,05
<i>Grassland</i>	3	<i>Praterie</i>	3.887.097	12,89	3.885.511	12,89	3.761.177	12,48	-125.92	-0,42
	3.1	Praterie pascoli ed incolti erbacei	2.085.946	6,92	1.810.459	6,01	1.726.752	5,73	-359.194	-1,19
	3.2	Altre terre boscate	1.801.152	5,97	2.075.053	6,88	2.034.425	6,75	233.274	0,77
<i>Wetlands</i>	4	<i>Zone umide ed acque</i>	579.946	1,92	574.461	1,91	583.283	1,93	3.337	0,01
<i>Settlements</i>	5	<i>Urbano</i>	1.632.682	5,42	2.125.620	7,05	2.282.978	7,57	650.296	2,16
<i>Other land</i>	6	<i>Zone improduttive con vegetazione rada o assente</i>	799.765	2,65	865.176	2,87	871.413	2,89	71.648	0,24

fondimento tematico di tali classi, implementando la classe “seminativi e altre colture erbacee” (2.1) al terzo livello e quella delle “colture arboree” (2.2) al quarto, come evidenziato in Tab. 1. È stata quindi condotta una nuova fotointerpretazione sull'1% del campione, per gli anni 1990, 2000 e 2008, implementando il codice di LU (Marchetti & Sallustio 2018). Dall'ultimo aggiornamento del 2022, si è deciso di implementare anche la classe “bosco” (1.1) al terzo livello. In Tab. 1 è possibile osservare l'evoluzione dell'approfondimento tematico raggiunto da IUTI negli anni. In questo lavoro è stata utilizzata la versione della legenda implementata per il report ISMEA del 2017 (Tab. 1), analizzando i dati per livelli di approfondimento tematico crescenti.

Il confronto statistico con il dato aggiornato ha consentito di evidenziare i più significativi LUC a livello nazionale e, in particolare, di individuare le principali direzioni delle dinamiche e di discuterne le cause.

Per maggiore completezza, i LUC sono stati analizzati anche per fasce altimetriche, seguendo la ripartizione utilizzata per i comuni italiani dall'Istituto Nazionale di Statistica (ISTAT 2025a): (i) zona di montagna, che comprende rilievi superiori ai 600 m s.l.m., (ii) zona di collina, compresa tra i 300 e i 600 m s.l.m., e (iii) zona di pianura per il territorio pianeggiante o collinare non superiore ai 300 m s.l.m.

Seguono i risultati del confronto e, in particolare, l'individuazione, l'analisi e la discussione delle principali dinamiche di LU rilevate nel paesaggio nazionale nell'arco del trentennio dell'inventario.

Risultati

Una prima analisi delle sei categorie IUTI di primo livello

(I livello di approfondimento tematico), i cui dati sulle superfici (in ettari e in percentuale rispetto al territorio nazionale) sono illustrati nella Tab. 3, mostra che le “aree agricole” (classe 2) costituiscono il LU prevalente nelle tre date considerate (1990, 2008 e 2022). Nonostante ciò, tali aree hanno registrato una riduzione costante nel corso del tempo. Nel 1990 l'estensione agricola superava i 14 milioni di ettari, pari al 46,8% della superficie nazionale. Tuttavia, al 2022 si è registrata una diminuzione complessiva pari al 4,6% del territorio nazionale, corrispondente a una perdita netta di circa 1.396.000 ettari.

Approfondendo l'analisi a un livello tematico più dettagliato (II livello), si osserva che la riduzione delle aree agricole è attribuibile in larga parte alla riduzione dei “seminativi e altre colture erbacee” (classe 2.1), che hanno perso circa 1.725.000 ettari, compensate dall'aumento delle “colture arboree” (+329.000 ettari circa).

La seconda categoria più estesa è rappresentata dalle “aree boscate” (classe 1), che nel 1990 occupavano circa 9.143.000 ettari, ovvero il 30,4% della superficie nazionale. Questa categoria comprende sia la classe “bosco” (classe 1.1) e sia le “aree boscate temporaneamente prive di soprassuolo” (classe 1.2), ovvero quelle aree temporaneamente prive di copertura arborea a causa di fattori naturali, artificiali o accidentali. A differenza delle aree agricole, le superfici boscate mostrano un bilancio netto positivo: tra il 1990 e il 2022 si registra infatti un aumento di quasi 800.000 ettari, corrispondente al 2,6% del territorio nazionale.

La terza categoria per estensione sono le “praterie” (classe 3), che nel 1990 coprivano circa 3.887.000 ettari, ma nel corso del trentennio successivo hanno subito una contrazione che, in termini percentuali, è molto più conte-

Fig. 1 - Percentuale di copertura per categoria d'uso delle terre relativa alla superficie nazionale negli anni 1990, 2008 e 2022. Per il significato dei codici di uso delle terre, vedi Tab. 1.

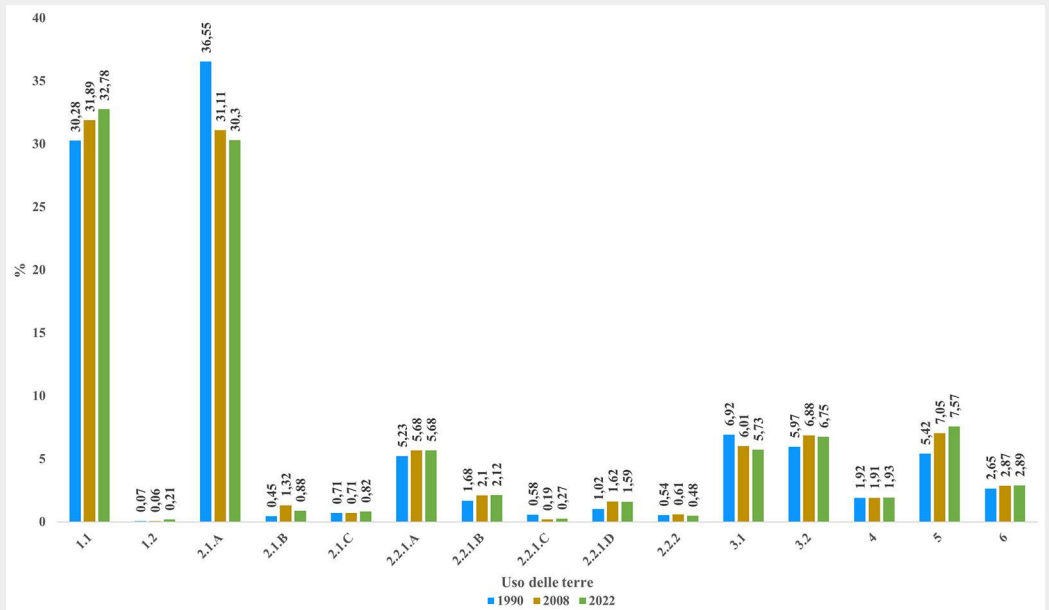
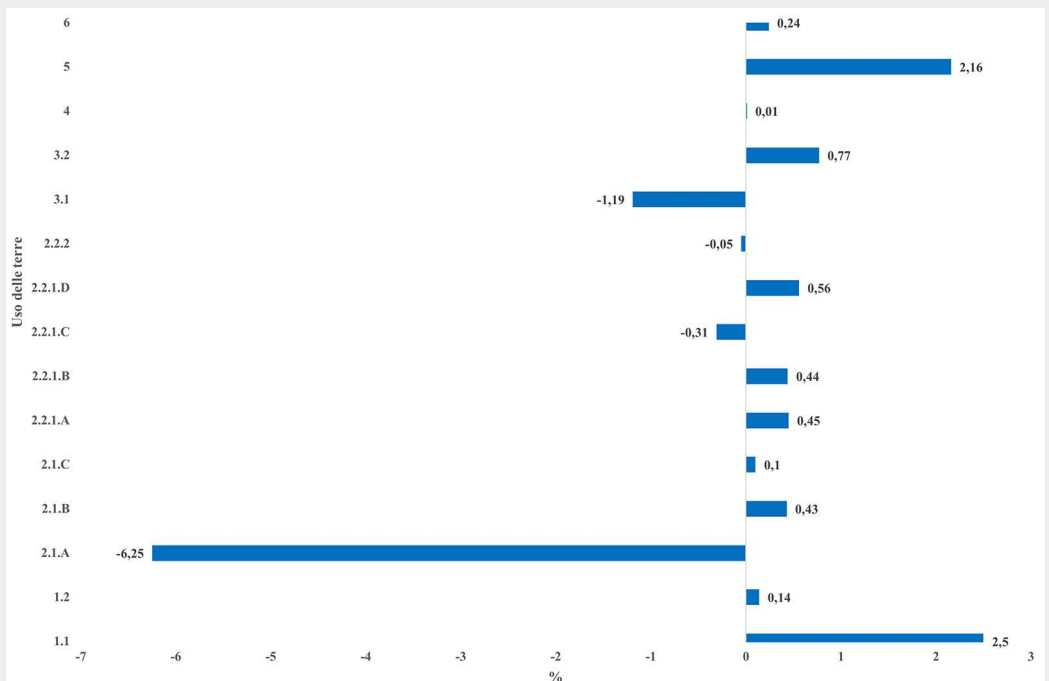


Fig. 2 - Variazione percentuale di ciascuna classe rispetto alla superficie nazionale tra il 1990 e il 2022. Per il significato dei codici di uso delle terre, vedi Tab. 1.



nuta rispetto a quella delle aree agricole. Al 2022 infatti queste superfici si sono ridotte di quasi 126.000 ettari, pari allo 0,42% della superficie nazionale. Il cambiamento principale riguarda la transizione da “praterie ed incolti erbacei” (classe 3.1) a “altre terre boscate” (classe 3.2).

L’“urbano” (classe 5), che nel 1990 si estendeva per circa 1.633.000 ettari, ha mostrato un’espansione significativa, con un incremento di 650.000 ettari circa al 2022, pari al 2,2% del territorio nazionale.

Le “zone umide” (classe 4) e le “zone improduttive con vegetazione rada o assente” (classe 6) rappresentano invece le categorie di LU meno diffuse: le prime coprono stabilmente circa il 2% del territorio nazionale, mentre le seconde registrano, nel 2022, un aumento di quasi 72.000 ettari (0,2% della superficie nazionale).

Le dinamiche temporali delle superfici associate a ciascuna categoria IUTI, analizzate al massimo livello di dettaglio tematico, risultano ancora più chiare osservando gli istogrammi riportati nelle Fig. 1 e Fig. 2. Questi grafici illustrano, rispettivamente, le percentuali di copertura per

ciascuna categoria nei tre anni considerati e le variazioni percentuali della superficie a livello nazionale tra il 1990 e il 2022.

All’interno della categoria IUTI dei “seminativi e altre colture erbacee”, i “seminativi” (2.1.A) sono distinti dai “prati stabili” (2.1.B) e dalle “risaie” (2.1.C).

La quantità di prati stabili stimata da IUTI mostra notevoli oscillazioni nel tempo, registrando un incremento di superficie dal 1990 al 2008, per poi subire una contrazione di circa 133.000 ettari nel periodo successivo; al 2022, però, il bilancio netto è comunque positivo (+266.000 ettari circa – Tab. 3).

Per quanto riguarda le risaie, la superficie rimane pressoché stabile fino al 2008 (circa 215.000 ettari), per poi crescere di circa 31.000 ettari al 2022 (Tab. 3).

L’istogramma riportato in Fig. 2 evidenzia quattro principali tendenze del LU nel periodo 1990-2022: (i) una significativa riduzione dei “seminativi” (classe 2.1.A), con una perdita complessiva di circa 1.885.000 ettari (pari al 6,25% del territorio nazionale); (ii) un aumento della classe “bo-

Tab. 4 - Stima della superficie e della variazione della superficie media annua, delle categorie e sottocategorie di uso delle terre di interesse forestale.

Cod.	Uso delle terre	Sup. (ha)			Sup. (ha anno ⁻¹)		
		1990	2008	2022	1990-2008	2008-2022	1990-2022
1.1	Bosco	9.129.005	9.614.287	9.882.603	26.960	19.165	23.550
2.2.2	Arboricoltura da legno	161.614	184.533	145.938	1.273	-2.757	-490
3.2	Altre terre boscate	1.801.152	2.075.053	2.034.425	15.217	-2.902	7.290
-	Totale	11.091.771	11.873.873	12.062.967	43.360	13.506	30.349

sco" (classe 1.1), che cresce di quasi 753.000 ettari complessivi, con un'espansione dell'8% circa nell'intero arco temporale, che si traduce in un guadagno netto di superficie pari al 2,5% della superficie nazionale; (iii) un'espansione dell'"urbano" (classe 5), che registra una crescita di oltre 650.000 ettari pari al 2,2% della superficie nazionale; (iv) una contrazione delle "praterie, pascoli e incolti erbacei" (classe 3.1), che si riducono di circa 360.000 ettari (-1,2% della superficie nazionale - Tab. 3).

La flessione delle superfici agricole è più marcata nel primo intervallo temporale, mentre nel periodo successivo si osserva una perdita più contenuta. Essa è quasi interamente attribuibile alla progressiva perdita dei seminativi che, nei primi 18 anni, si riducono di circa 1.641.000 ettari (tasso del -15%), a un ritmo medio annuo di 91.200 ettari, mentre nel periodo 2008-2022 la perdita si riduce a circa 18.000 ettari l'anno.

Anche se la classe delle "colture arboree" (2.2) evidenzia un aumento di quasi 329.000 ettari, il saldo netto delle superfici agricole resta negativo, con una perdita complessiva di circa 1.396.000 ettari.

Per quanto concerne le classi di uso forestale (Tab. 4), nel 1990 l'inventario stimava una copertura di poco superiore agli 11 milioni di ettari, aumentati a oltre 12 milioni nel 2022 (+970.000 ettari circa). L'incremento medio, quindi, è di oltre 30.000 ettari anno⁻¹, trainato principalmente dal costante aumento del bosco (+23.000 ettari anno⁻¹ circa), mentre l'arboricoltura da legno rimane pressoché stabile.

Il tasso di espansione delle classi forestali è più elevato nel primo periodo, con una media di circa +27.000 ettari anno⁻¹, e si riduce a circa 19.000 tra il 2008 e il 2022. Di contro, le "altre terre boscate" aumentano nel primo periodo di circa 15.000 ettari anno⁻¹, mentre nel secondo periodo subiscono una contrazione di circa 3.000 ettari anno⁻¹.

Ulteriori indicazioni significative sulle dinamiche del territorio a scala nazionale emergono dall'analisi della matrice di transizione (Tab. 5) che riporta, per ciascuna classe di LU, le variazioni in entrata e in uscita nel periodo 1990-2022.

La matrice evidenzia i principali cambiamenti, rappresentati dagli incroci tra categorie diverse, e le persistenze, riconoscibili lungo la diagonale principale dove le superfici mantengono lo stesso uso. Questo strumento consente di comprendere la direzione e l'entità dei trend di trasformazione. In particolare, l'aumento netto della classe "bosco" (1.1) di quasi 750.000 ettari (come mostrato in Tab. 3 e in Fig. 2) risulta dal bilancio tra le acquisizioni di superficie (gain), pari a quasi 1.193.000 ettari, e le perdite (losses), pari a circa 439.000 ettari (Fig. 3). Queste ultime, comunemente indicate come "disboscamenti" si sono trasformate principalmente in "altre terre boscate" (38%) e "aree temporaneamente prive di soprassuolo" (12%), come illustrato nella Tab. 5.

Per quanto riguarda i "seminativi", l'analisi della matrice di transizione registra un saldo negativo di quasi 1.9 milio-

Tab. 5 - Matrice di transizione dei cambiamenti nell'uso delle terre dal 1990 al 2022. Per il significato dei codici di uso delle terre, vedi Tab. 1.

		2022 (Superfici in ha)															Tot. compl.	Losses
Cod. IUTI		1.1	1.2	2.1.A	2.1.B	2.1.C	2.2.1.A	2.2.1.B	2.2.1.C	2.2.1.D	2.2.2	3.1	3.2	4	5	6		
1990 (Superfici in ha)	1.1	8689827	56660	49117	4440	-	25062	4615	2277	9060	6894	45924	169272	20505	34069	11283	9129005	439177
	1.2	13620	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2251	4502	-	-	-	20373	20373
	2.1.A	338536	2319	8462465	168674	29471	352389	329459	18145	197591	62566	253408	223916	21533	557020	2258	11019751	2557286
	2.1.B	13687	-	25437	70227	-	-	-	-	-	-	18577	6826	-	2220	-	136975	66748
	2.1.C	-	-	13802	2310	199205	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	215316	16112
	2.2.1.A	74669	-	114942	-	2277	1219440	22574	-	40485	-	4516	33835	-	64639	-	1577377	357937
	2.2.1.B	9040	-	167891	2310	-	15843	264001	-	27509	2310	-	4307	-	13145	-	506357	242356
	2.2.1.C	-	-	20366	2277	-	58694	2258	58934	22565	-	-	-	2258	6793	-	174145	115210
	2.2.1.D	24945	-	77903	-	-	15757	4591	2277	169178	-	2452	2258	-	8913	-	308273	139096
	2.2.2	11290	-	44590	-	15720	-	4643	-	4718	69619	-	2087	6614	2333	-	161614	91994
	3.1	228926	2282	69825	13497	-	11228	-	-	2307	4549	1286998	382968	11105	24778	47483	2085946	798947
	3.2	430328	2282	51511	2277	-	9093	2307	-	2307	-	90006	1163615	6640	18363	22423	1801152	637536
	4	29607	-	6678	-	-	-	-	-	-	-	4509	17980	509998	4536	6637	579946	69948
	5	13687	-	29768	-	-	4577	4584	-	2292	-	11210	15902	2319	1539372	8970	1632682	93310
	6	4440	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6901	6957	2310	6798	772359	799765	27406
	Tot. Compl.	9882603	63543	9134293	266013	246672	1712084	639033	81634	478012	145938	1726752	2034425	583283	2282978	871413	30148676	-
	Gain	1192776	63543	671828	195785	47468	492644	375032	22699	308835	76318	439754	870810	73285	743606	99054	-	-

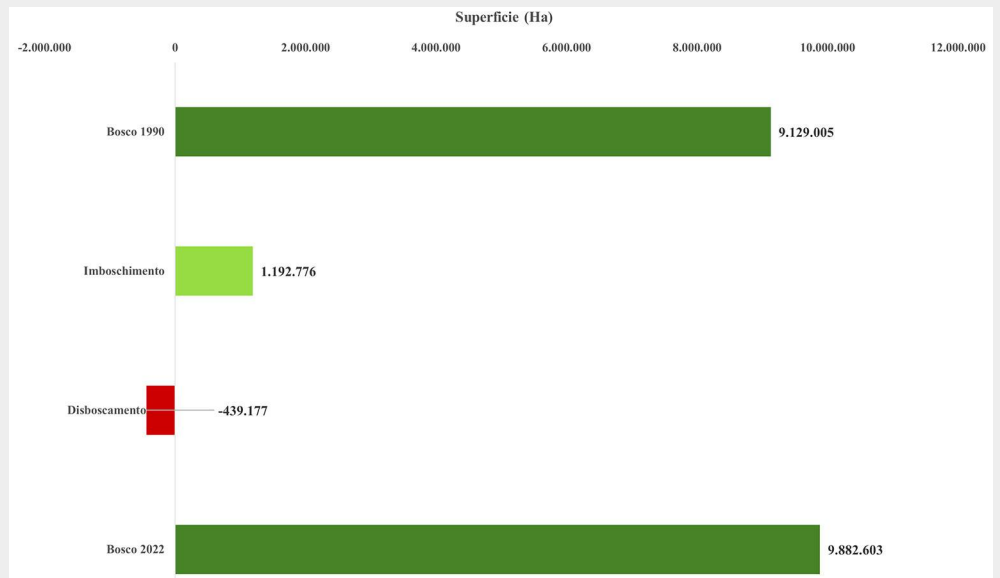
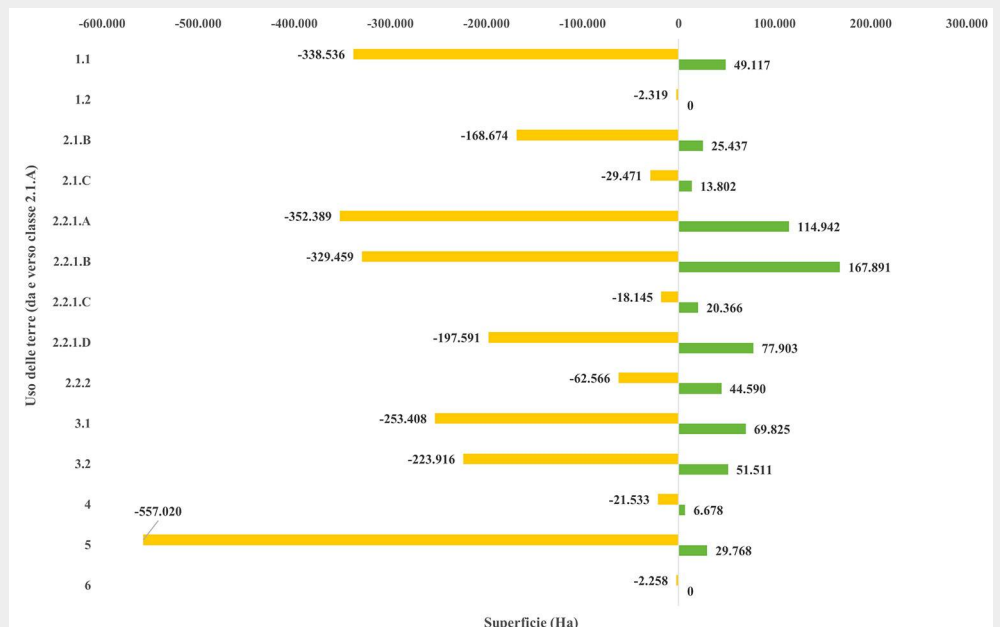
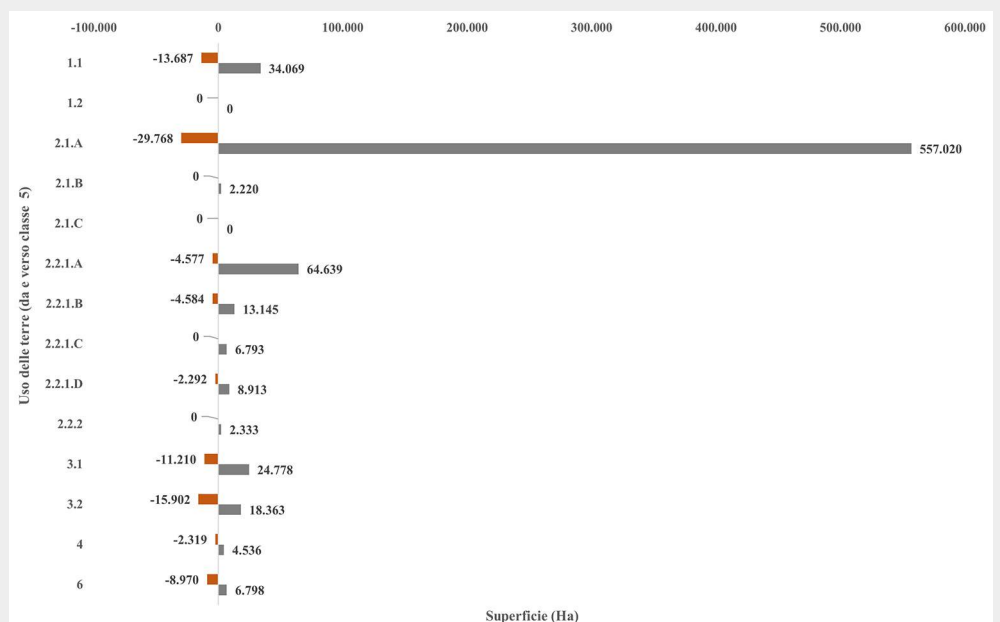
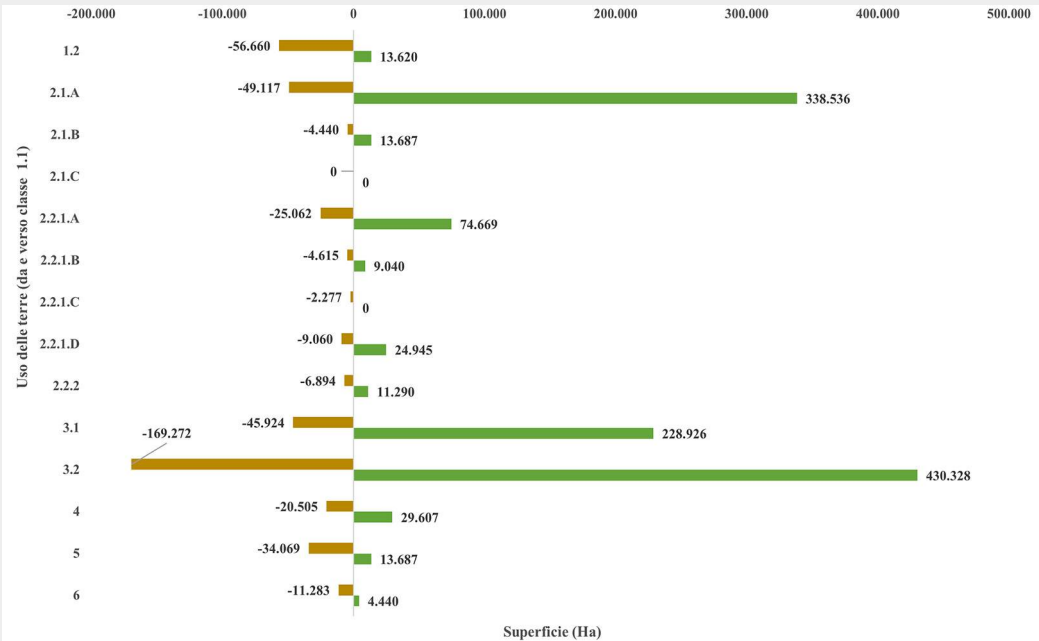
Fig. 3 - Dinamica delle superfici boscate tra il 1990 e il 2022.**Fig. 4** - Bilancio (espresso in termini di superficie) delle transizioni da e verso la classe "2.1.A - Seminativi" nel periodo 1990-2022. Per il significato dei codici di uso delle terre, vedi Tab. 1.**Fig. 5** - Bilancio (espresso in termini di superficie) delle transizioni da e verso la classe "5 - Urbano" nel periodo 1990-2022. Per il significato dei codici di uso delle terre, vedi Tab. 1.

Fig. 6 - Bilancio (espresso in termini di superficie) delle transizioni da e verso la classe “1.1 - Bosco” nel periodo 1990-2022. Per il significato dei codici di uso delle terre, vedi Tab. 1.



ni di ettari, ma si osserva comunque una persistenza di circa 8.5 milioni di ettari (Fig. 4, Tab. 5). La riduzione di questa classe è attribuibile principalmente a due fattori: da un lato, l’espansione delle aree urbanizzate e la conseguente impermeabilizzazione del suolo, che rappresentano circa il 22% delle perdite (pari a circa 557.000 ettari); dall’altro, la progressiva colonizzazione dei terreni agricoli abbandonati da parte del bosco, per circa 339.000 ettari.

Come già evidenziato, la superficie destinata ai frutteti – in particolare “oliveti”, “vigneti” e “altri frutteti” – è aumentata in modo significativo nel tempo, principalmente a seguito della riconversione di ex-seminativi. Complessivamente, questa trasformazione ha interessato circa 898.000 ettari.

Com’è possibile evincere dalla Tab. 1, la classe relativa all’urbano non ha subito negli anni approfondimenti tematici; quindi, in questa macroclasse vengono raggruppati tutti i LU riconducibili alle attività antropiche, per la maggior parte superfici quasi completamente impermeabilizzate. Nell’analisi del consumo di suolo, quindi, va tenuto presente il limite tematico di questa classificazione. Come altre classi di LU anche l’urbanizzazione è più accentuata nel primo periodo rispetto al secondo. L’“urbano” occupa complessivamente il 7,6% del territorio nazionale, con un tasso netto di crescita annuo di circa 20.000 ettari, prevalentemente a discapito delle superfici agricole. Come emerge dall’istogramma in Fig. 5, questo processo interessa soprattutto i “seminativi”, seguiti dalle “colture arboree”.

Per quanto riguarda i boschi (Fig. 6), l’incremento della superficie forestale a livello nazionale è dovuto principalmente alla naturale evoluzione delle “altre terre bosca-

te”, che contribuiscono con circa 430.000 ettari. In misura minore, la crescita è alimentata anche dalla ricolonizzazione di seminativi abbandonati (circa 339.000 ettari) e di pascoli non più utilizzati (circa 227.000 ettari). Il bosco ha inoltre colonizzato oltre 74.000 ettari di terreni precedentemente destinati a “oliveti” (classe 2.2.1.A).

La Tab. 6 riporta le variazioni di superficie del bosco e delle due sottoclassi appartenenti alla categoria delle praterie. Dal 1990 al 2022, in Italia, si sono convertiti in bosco quasi 229.000 ettari di “praterie, pascoli ed incolti erbacei” (categoria 3.1 – Fig. 6); quest’ultima ha registrato una perdita complessiva di circa 360.000 ettari (-17% – Tab. 3).

Nonostante ciò, il tasso medio annuo di perdita delle praterie è rallentato sensibilmente nel secondo periodo: dai circa 15.000 ettari anno⁻¹ del primo periodo si è passati ai circa 6.000 ettari anno⁻¹ tra il 2008 e il 2022.

Analisi per zone altimetriche

L’analisi per zone altimetriche consente di comprendere la distribuzione delle diverse categorie di LU sul territorio nazionale (Tab. 7), nonché le principali transizioni che si verificano.

Il territorio italiano risulta caratterizzato per il 23,2% della sua superficie da zone di pianura, per il 35,2% da zone montane e per il 41,6% da zone di collina (ISTAT 2024).

Le aree agricole risultano prevalentemente localizzate in pianura, dove nel 1990 coprivano circa il 32% della superficie nazionale. In questa fascia altimetrica, i seminativi – la tipologia dominante – subiscono le perdite maggiori, principalmente a causa dell’espansione urbana, con una riduzione di circa 1.177.000 ettari (-62% del totale perso). Anche in collina e in montagna si registra una contrazione

Tab. 6 - Variazioni di superficie del bosco e delle due sottoclassi appartenente alla categoria delle praterie con la variazione di superficie 1990-2022.

Cod. Uso delle terre	1990	2008	2022	Var. 1990-2022	Sup. (ha anno ⁻¹) 1990-2008	Sup. (ha anno ⁻¹) 2008-2022	Sup. (ha anno ⁻¹) 1990-2022
	Sup. ha	Sup. ha	Sup. ha	Sup. ha			
1.1 Bosco	9.129.005	9.614.287	9.882.603	753.598	26.960	19.165	23.550
3.1 Praterie pascoli ed incolti erbacei	2.085.946	1.810.459	1.726.752	-359.194	-15.305	-5.979	-11.225
3.2 Altre terre boscate	1.801.152	2.075.053	2.034.425	233.274	15.217	-2.902	7.290

Tab. 7 - Ripartizione nel lungo periodo delle classi di uso del suolo, in ettari e percentuali, per fasce altimetriche.

Cod. IUTI	Pianura (0-299 m)						Collina (300-599 m)						Montagna (>600 m)					
	1990		2022		Saldo		1990		2022		Saldo		1990		2022		Saldo	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
1.1	1430456	4,74	1651108	5,48	220651	0,73	2357674	7,82	2658305	8,82	300631	1	5340875	17,72	5573191	18,49	232316	0,77
1.2	9058	0,03	16120	0,05	7062	0,02	6813	0,02	11447	0,04	4634	0,02	4502	0,01	35975	0,12	31473	0,1
<i>Aree boscate</i>	1439514	-	1667228	-	227713	-	2364487	-	2669752	-	305265	-	5345377	-	5609166	-	263789	-
2.1.A	7530168	24,98	6353297	21,07	-1176872	-3,9	2420535	8,03	1958601	6,5	-461933	-1,53	1069048	3,55	822395	2,73	-246653	-0,82
2.1.B	15879	0,05	79276	0,26	63397	0,21	34433	0,11	70247	0,23	35814	0,12	86663	0,29	116490	0,39	29827	0,1
2.1.C	215316	0,71	242105	0,8	26788	0,09	-	-	4567	0,02	4567	0,02	-	-	-	-	-	-
2.2.1.A	1044772	3,47	1153623	3,83	108851	0,36	485078	1,61	486009	1,61	931	-	47527	0,16	72452	0,24	24925	0,08
2.2.1.B	438603	1,45	532442	1,77	93839	0,31	65546	0,22	90768	0,3	25222	0,08	2207	0,01	15824	0,05	13616	0,05
2.2.1.C	169629	0,56	81634	0,27	-87995	-0,29	4516	0,01	-	-	-4516	-0,01	-	-	-	-	-	-
2.2.1.D	212500	0,7	339751	1,13	127252	0,42	70729	0,23	115732	0,38	45004	0,15	25045	0,08	22529	0,07	-2516	-0,01
2.2.2	152401	0,51	118530	0,39	-33871	-0,11	9213	0,03	22859	0,08	13647	0,05	-	-	4549	0,02	4549	0,02
<i>Aree agricole</i>	9779268	-	8900658	-	-878611	-	3090050	-	2748783	-	-341264	-	1230490	-	1054239	-	-176252	-
3.1	369214	1,22	338415	1,12	-30799	-0,1	361255	1,2	291368	0,97	-69887	-0,23	1355476	4,5	1096969	3,64	-258507	-0,86
3.2	599212	1,99	714902	2,37	115690	0,38	530011	1,76	546141	1,81	16130	0,05	671929	2,23	773383	2,57	101454	0,34
<i>Praterie</i>	968426	-	1053317	-	84891	-	891266	-	837509	-	-53757	-	2027405	-	1870352	-	-157053	-
4	493188	1,64	508239	1,69	15051	0,05	43716	0,15	34328	0,11	-9388	-0,03	43042	0,14	40716	0,14	-2326	-0,01
5	1249288	4,14	1777947	5,9	528659	1,75	234666	0,78	311191	1,03	76525	0,25	148728	0,49	193840	0,64	45111	0,15
6	56334	0,19	78631	0,26	22297	0,07	11177	0,04	33797	0,11	22620	0,08	732254	2,43	758985	2,52	26731	0,09
Totale	13986018	-	13986018	-	-	-	6635361	-	6635361	-	-	-	9527296	-	9527296	-	-	-

dei seminativi, ma in queste fasce altimetriche la perdita è in gran parte causata dalla rinaturalizzazione.

Come già osservato, l'arboricoltura da frutto, pur mostrando una tendenza in crescita, non riesce a compensare il forte calo delle superfici agricole. Gli oliveti, che nel 1990 rappresentavano la forma di arboricoltura da frutto più estesa (quasi 1.6 milioni di ettari), si concentrano soprattutto nella prima fascia altimetrica, al di sotto dei 300 m s.l.m., dove occupano oltre 1 milione di ettari (pari al 3,47% del territorio nazionale) e dove, nel 2022, si registra la crescita più consistente, con un incremento superiore ai 100.000 ettari rispetto al 1990.

In collina, nel 1990, gli oliveti coprivano circa 485.000 ettari; tale estensione è rimasta pressoché stabile nel tempo, con un aumento complessivo di soli 931 ettari. Al di sopra dei 600 m s.l.m., invece, si osserva un'espansione più marcata nel 2022, con un incremento di circa 25.000 ettari.

Anche la distribuzione dei vigneti è prevalente in pianura, con circa 439.000 ettari nel 1990 e un incremento di quasi 94.000 ettari nel 2022. Un trend di crescita si registra anche in collina e in montagna, con aumenti di circa 25.000 ettari e quasi 14.000 ettari rispettivamente. Degno di nota è l'incremento dei vigneti nella fascia montana: da 2.207 ettari nel 1990 si è passati a oltre 15.800 nel 2022.

Anche le restanti categorie di frutteti tendono naturalmente a concentrarsi a quote più basse. In queste zone l'incremento registrato nel 2022 ammonta a circa 127.000 ettari. Tuttavia, è nella fascia collinare che si osserva il tasso di crescita più elevato, con un incremento di quasi il 64% rispetto alla superficie del 1990. Al contrario, nella fascia montana si rileva una contrazione, con una riduzione pari a circa il 10%.

Per quanto riguarda l'arboricoltura da legno, la riduzione complessiva osservata al 2022 è dovuta principalmente alla perdita di superfici in pianura, dove sono andati persi quasi 34.000 ettari.

Le praterie, che nel 1990 occupavano circa 2 milioni di ettari – con una prevalenza del 65% localizzata in area montana – hanno subito la contrazione più marcata proprio in quest'ultima zona altimetrica (-259.000 ettari circa).

Infine, per quanto riguarda la categoria "Altre terre bo-

scate", i tassi di espansione più elevati si rilevano in pianura (+19%, pari a circa 115.700 ettari) e in montagna (+15%, pari a circa 101.500 ettari), mentre l'incremento risulta più contenuto in collina.

Discussione

L'analisi fin qui presentata fornisce una visione complessiva dell'evoluzione nel LU in Italia negli ultimi trent'anni, evidenziando per la prima volta in modo dettagliato i mutamenti anche nelle zone agricole.

Le colture annuali (cereali, coltivazioni foraggere temporanee, ecc.) costituiscono generalmente una quota rilevante della Superficie Agricola Utilizzata (SAU), soprattutto nelle regioni del Nord e del Centro, e sono i suoli agricoli più sottoposti alle pressioni della modernizzazione e dell'urbanizzazione, ma anche alle oscillazioni legate ai meccanismi di sostegno della Politica Agricola Comune (PAC) e a quelli regionali e locali (Mantino 2014).

L'espansione delle aree urbane e delle infrastrutture, invece, ha conosciuto nel tempo fasi alterne di accelerazione, influenzate da specifiche dinamiche socioeconomiche e politiche territoriali. Il Rapporto sul Consumo di Suolo 2022 (Munafò 2022) evidenzia che le maggiori perdite di superficie agricola si registrano in regioni come Lombardia, Veneto ed Emilia-Romagna, caratterizzate da ampie zone pianeggianti e da una forte concentrazione di attività economiche. Nelle aree in cui il suolo agricolo è stato convertito in insediamenti, infrastrutture e viabilità, si osserva un incremento delle superfici improduttive e una crescente frammentazione del paesaggio (Tassinari 2012).

L'analisi di IUTI conferma la dualità dei fenomeni che contribuiscono alla riduzione dei territori agricoli (Marchetti et al. 2012, 2014, 2016): da un lato, l'urbanizzazione e l'agricoltura intensiva, concentrate soprattutto nelle aree pianeggianti del nord Italia, con importanti implicazioni in termini di sostenibilità (Rivieccio et al. 2017); dall'altro, l'abbandono dei terreni agricoli e i conseguenti processi di rinaturalizzazione, tipici delle aree montane (Cavalli et al. 2022), fenomeni entrambi molto condizionati dai cambiamenti nella densità della popolazione nel corso del tempo (Bellinzas 2004).

Attualmente, la popolazione italiana conta circa 58.9 mi-

lioni di abitanti (ISTAT 2023), di cui quasi la metà (49,1%) risiede nelle aree pianeggianti, che rappresentano solo il 23,2% del territorio nazionale (circa 10.6 milioni di ettari – ISTAT 2020). Inoltre, 21,3 milioni di persone, pari al 36% della popolazione, vivono nelle 14 città metropolitane, che occupano il 15% della superficie complessiva del Paese (ISTAT 2023). Intorno a questi grandi centri urbani, le periferie continuano ad espandersi, con la costruzione di nuovi quartieri residenziali e lo sviluppo di aree commerciali e produttive, spesso a discapito delle superfici agricole periurbane (Munafò 2023).

Il fenomeno dell'*urban sprawl*, che in Italia mostra ancora una crescita costante (Munafò 2023), comporta un uso del suolo sproporzionato rispetto all'effettivo incremento demografico. Questo determina una perdita spesso irreversibile di territori agricoli e naturali, con ricadute significative in termini di emissioni climateranti, difficoltà di accesso ai servizi pubblici e innalzamento delle temperature urbane (Munafò 2023).

La tutela degli spazi agricoli e naturali intorno alle aree urbane – noti anche come “cinture verdi” (*green belts*, Amati 2008) o frange agricole periurbane – è essenziale, in quanto essi non svolgono soltanto una funzione produttiva ma rappresentano anche una zona di transizione cruciale tra città e campagna, garantendo servizi ecosistemici e ambientali che migliorano la qualità della vita, contribuiscono alla sostenibilità delle città e ne rafforzano la capacità di adattamento ai cambiamenti climatici (Gómez-Baggethun & Barton 2013).

Un esempio emblematico è rappresentato da Roma, che con un'estensione di 1286 km², è il capoluogo regionale con la più ampia superficie di suolo consumato in Italia, con una perdita di 124 ettari in un solo anno (Munafò 2023). Tuttavia, nonostante l'elevata urbanizzazione, la città presenta un indice medio di qualità degli habitat (HQ) superiore rispetto ai comuni limitrofi (come Ciampino, Anzio, Frascati e Marino), grazie alla presenza di vaste aree naturali lungo la costa (le Riserve Naturali Statali del Litorale laziale e la Tenuta di Castelporziano) e alla conservazione di una matrice agricola nella periferia nord, che funge da collegamento con aree a maggiore naturalità (Munafò et al. 2024).

Nonostante l'inesprimibile valore del patrimonio agricolo italiano – non solo in termini economici, ma anche per il suo significato culturale, identitario e storico (Iacomoni 2019) – la sua tutela risulta ancora inadeguata (Frascarelli & Mariano 2012). Manca, ad esempio, un'efficace coordinazione intercomunale per la sua salvaguardia (Fanfani 2016). Gli assetti insediativi sono spesso determinati non solo dalla morfologia del territorio e dalla presenza di infrastrutture e centri storici, ma anche dalle scelte politiche delle amministrazioni locali. Nelle grandi città come Roma, la crescita residenziale nelle aree suburbane si è spesso verificata in assenza di una pianificazione coerente, favorita anche da fenomeni di abusivismo, con conseguenti criticità nella gestione e nell'efficienza dei servizi primari (Cellamare 2024).

L'approfondimento tematico di IUTI relativo al LU agricolo suddivide la categoria “seminativi e altre colture erbacee” in due sottoclassi specifiche: “prati stabili” (2.1.B) e “risaie” (2.1.C). È importante evidenziare che, durante la fase di fotointerpretazione, risulta particolarmente complesso distinguere tra colture foraggere temporanee in rotazione colturale e prati stabili gestiti con sfalci periodici, poiché questi ultimi possono essere facilmente confusi con praterie naturali o pascoli (De Natale & Gasparini 2003). Inoltre, risulta difficile differenziare i prati da sfalcio dai seminativi lasciati a riposo per periodi variabili, come previsto dal regime di *set-aside* della PAC (Menetto et al. 2007). Per questo motivo, i dati relativi alla superficie dei prati stabili possono presentare variazioni significative nel

tempo.

La coltivazione del riso in Italia può essere considerata un'attività agricola di nicchia, poiché oltre il 90% della produzione nazionale è concentrata in Lombardia e Piemonte (Baici & Mainini 2021). I dati IUTI mostrano un'oscillazione nel tempo delle superfici dedicate a questa coltura, una tendenza confermata anche dalle rilevazioni ISTAT nel periodo 2003-2022 (ISTAT 2025b), e riconducibile in parte alle politiche di sostegno al settore agricolo (Baici & Mainini 2021).

I dati aggiornati di IUTI confermano il trend già emerso in precedenti studi (Marchetti et al. 2012) relativi alla trasformazione di seminativi in frutteti, con un incremento stimato di circa 22.000 ettari tra il 2008 e il 2022.

Sebbene il trend positivo delle colture arboree non sia sufficiente a compensare il calo complessivo del suolo agricolo, queste colture rivestono un'importanza strategica, in particolare nelle regioni meridionali e insulari, dove le condizioni climatiche, come temperature miti e buona esposizione solare, risultano particolarmente favorevoli (CREA 2023). In questi contesti, il ruolo delle coltivazioni arboree rimane significativo, anche grazie alla valorizzazione di produzioni di alta qualità e forte identità territoriale (INEA 1996).

I frutteti si concentrano prevalentemente nelle aree di pianura, dove si stimano oltre 242.000 ettari; seguono le colline con circa 66.600 ettari e, in misura minore, le zone montane con 36.000 ettari circa (Tab. 7).

L'olivo rappresenta la coltura arborea più diffusa in Italia, con una superficie di circa 1.712.000 ettari al 2022. L'analisi della distribuzione degli oliveti basata sui dati climatici del trentennio 1961-1990 mostra che il 70% si trova a sud del 41° parallelo (temperatura media annua di 15,7 °C), nelle aree mediterranee, con alcune presenze fino ai 1500 metri in Sicilia (sulle pendici dell'Etna). Il restante 30% è collocato tra il 41° e il 44° parallelo (media annua 14,0 °C), arrivando anche oltre i 1000 metri di quota, mentre a nord del 44° parallelo (media annua 12,5 °C) la presenza è residuale (0,5%) e vincolata a particolari microclimi favorevoli (Dettori et al. 2012).

Questi equilibri storici, però, stanno mutando a causa dei cambiamenti climatici. L'aumento delle temperature medie e le frequenti ondate di calore stanno alterando i cicli fenologici delle piante, anticipando, ad esempio, la fioritura e influenzando negativamente la produttività (CREA 2023).

Secondo le elaborazioni del CREA (2023), l'olivo – tradizionalmente concentrato nel Mezzogiorno – sta iniziando a diffondersi anche verso il Nord, dove il riscaldamento globale sta rendendo coltivabili aree in precedenza poco adatte.

Un fenomeno simile si osserva per la vite, con una superficie di circa 639.000 ettari, che manifesta uno spostamento verso latitudini e altitudini più elevate, anche in nuove aree del Nord che offrono condizioni favorevoli, mentre alcune zone del Sud risultano sempre più penalizzate da stress termici e idrici (CREA 2023). Il significativo aumento della superficie viticola in montagna potrebbe confermare questo processo di adattamento climatico, che porta i produttori a cercare siti più freschi per mantenere la qualità e la resa delle colture vinicole.

Per quanto riguarda invece le superfici forestali, le analisi ne confermano il costante aumento (Tab. 3); i circa 9.882.600 ettari di copertura boschiva stimati da IUTI al 2022 risultano essere tra l'altro molto vicini alle superfici mappate dalla nuova Carta Forestale d'Italia, con una sottostima di IUTI di circa il 3,4%.

Dal confronto con i dati preliminari del nuovo Inventario Forestale Nazionale Italiano del 2025 (IFNI25) forniti dall'ISPRA (2025), invece, emerge una sottostima del dato IUTI più marcata. Secondo IFNI25, infatti, la superficie fo-

restale (la sola classe “Bosco”) ammonta a circa 10.611.000 ettari; rispetto a questo dato IUTI sottostima di circa il 7% queste superfici. Essendo però il dato IFNI25 riferito al 2025, mentre quello IUTI al 2022, e tenendo conto della continua espansione della superficie forestale, tale sottostima può essere ritenuta certamente più bassa.

Uno dei dati maggiormente significativi emerso dalle analisi della transizioni è di certo il sorpasso della classe “bosco”, in termini di estensione, rispetto alle aree agricole destinate a “seminativi”: nel 1990 i seminativi occupavano più del 36% del territorio italiano mentre i boschi circa il 30%; nel 2008 le superfici erano pressoché identiche (31% circa), mentre nel 2022 i seminativi occupano poco più del 30% mentre i boschi sono saliti a quasi il 33% (Tab. 3).

All'incremento della superficie forestale a livello nazionale contribuisce anche l'arboricoltura da legno. Tuttavia, come già evidenziato, questa categoria mostra un andamento decrescente nel secondo periodo e un bilancio complessivamente negativo, verosimilmente legato alla crisi del settore della pioppicoltura (Pra & Pettenella 2017), dovuta a un progressivo calo degli investimenti.

Le principali trasformazioni del territorio verso l'espansione del bosco si sono verificate soprattutto nelle zone collinari, mentre nelle aree montane la copertura forestale è rimasta sostanzialmente stabile (Tab. 7). Le analisi hanno evidenziato che la transizione verso stadi più maturi del bosco è determinata da tre dinamiche principali. La più rilevante, in termini di estensione, è la conversione di “altre terre boscate” in “bosco” vero e proprio, seguita dalla riconversione dei “seminativi” e di “praterie, pascoli e incolti erbacei” (Fig. 6).

Il fenomeno di rinaturalizzazione dei terreni agricoli, osservato da tempo nelle aree submontane e montane italiane (Cocca et al. 2012, Sallustio et al. 2018a), si verifica sistematicamente in tutte le zone abbandonate a queste altitudini (Sitzia et al. 2010). Le cause di questo processo sono riconducibili non solo a fattori demografici, ma anche a fattori economici: alcune attività tradizionali, come la pastorizia, sono diventate progressivamente meno redditizie (Falcucci et al. 2007).

Lo spopolamento delle aree montane e il conseguente abbandono delle pratiche agricole hanno avuto inizio negli anni '50 (Santoro & Piras 2023), periodo in cui in queste zone si praticava un'agricoltura di sussistenza, destinata soprattutto al consumo familiare; tuttavia, con il progressivo trasferimento della popolazione verso i centri urbani, tale modello è venuto meno, dando avvio a processi di successione secondaria (Santoro & Piras 2023).

A livello europeo, e in particolare nei Paesi dell'area mediterranea, il fenomeno della rinaturalizzazione interessa superfici agricole ben più estese rispetto a quelle coinvolte nei processi di urbanizzazione (Santoro & Piras 2023).

Secondo l'ISTAT, tra il 2011 e il 2019 la popolazione residente nella fascia montana è diminuita del 2,2% sul totale nazionale (ISTAT 2020), accentuando la marginalizzazione di queste aree e favorendo l'espansione di boschi di neoformazione (Di Lallo et al. 2018).

Il tasso di riforestazione sembra dipendere dal LU precedente: i pascoli risultano colonizzati più rapidamente rispetto ai terreni arati in precedenza (Chauchard et al. 2007).

Analizzando i tassi di variazione dei dati IUTI relativi al periodo 2008-2022, si osserva un rallentamento complessivo dell'espansione forestale (Tab. 4), accompagnato da una contrazione delle superfici a prato-pascolo. Le “altre terre boscate” mostrano addirittura una lieve flessione, pur mantenendo un saldo positivo sull'intero arco temporale.

Nel 2022, la superficie di “praterie, pascoli ed incolti erbacei” trasformata in “bosco” e “altre terre boscate” (cir-

ca 231.000 ettari) si avvicina all'estensione persa nelle aree montane, stimata intorno ai 259.000 ettari. Questo dato potrebbe suggerire che, a queste altitudini, sia ormai avvenuta una quasi totale conversione delle praterie in aree forestali. A livello nazionale, il processo di espansione della vegetazione legnosa, sia arbustiva che arborea, è la principale causa della riduzione delle praterie, determinando una perdita complessiva di circa 611.000 ettari.

Tali dinamiche potrebbero suggerire, in futuro, una progressiva riduzione della disponibilità di aree seminaturali, con tutte le implicazioni ambientali e paesaggistiche che ne derivano. L'abbandono della terra e i processi di rinaturalizzazione possono, in molte realtà, offrire benefici come l'accumulo di carbonio, la riduzione dei fenomeni erosivi e l'incremento della diversità degli habitat forestali. Quest'ultimo fattore viene tuttavia valutato come un fattore negativo in determinati contesti: i processi di abbandono dove la vegetazione potenziale è quella forestale, in assenza di disturbo, determinano un'evoluzione della vegetazione con conseguente perdita di diversità vegetale (Rühl 2004, Bianchetto et al. 2015), anche se la diversità strutturale risulta evidentemente maggiore (La Mantia et al. 2008). L'espansione del bosco, quindi, in determinati casi può essere considerata uno “svantaggio ambientale” a causa della riduzione nel lungo termine della diversità, legata alla perdita di ambienti aperti (Ferretti et al. 2019).

La riforestazione spontanea può generare sia effetti benefici sia effetti critici sul funzionamento degli ecosistemi e sulla loro capacità di fornire servizi ecosistemici (Sitzia et al. 2010, Sallustio et al. 2018b). Sebbene l'espansione forestale apporti numerosi vantaggi, la sua diffusione a scapito delle superfici agricole, dei prati e dei pascoli – soprattutto in ambito montano – pone importanti interrogativi sulla definizione delle strategie di pianificazione territoriale (Sallustio et al. 2015).

L'incremento delle aree boscate comporta una progressiva riduzione degli spazi aperti, con conseguente perdita di eterogeneità paesaggistica (Sitzia et al. 2010), contribuendo all'omogeneizzazione del territorio e mettendo a rischio sia la biodiversità sia i paesaggi culturali (Agnoletti 2014). In Appennino, ad esempio, il processo di ricolonizzazione forestale si completa mediamente in circa 25 anni. In queste aree, l'espansione della copertura arborea avviene spesso senza passare per fasi intermedie di frammentazione, poiché l'avanzamento della chioma su terreni abbandonati è sufficiente a trasformare il suolo in bosco (Bracchetti et al. 2012). In questi contesti, l'accelerazione delle fasi successionali è favorita dalla debole competizione esercitata dalle specie erbacee sui giovani alberi, che quindi riescono a svilupparsi rapidamente, densificando la copertura forestale più rapidamente rispetto agli arbusti (Bracchetti et al. 2012, Marchetti et al. 2018). Questi fenomeni sono tipici dei paesaggi mediterranei, modellati storicamente dall'interazione tra l'uomo e l'ambiente naturale o seminaturale (Blondel 2006).

L'espansione della copertura forestale influenza anche la composizione floristica e faunistica: nei boschi pionieri, in particolare, si osserva una maggiore diversità vegetale e animale (Giarrizzo et al. 2017, Bowen et al. 2007) dovuta anche alla disponibilità di luce nelle aree meno densamente coperte dalla chioma, che si espande non appena cessa il disturbo dovuto alle attività umane, come il pascolo (Motta & Lingua 2005). Questo effetto tende a ridursi nei boschi maturi, dove la copertura è più compatta e continua (Marchetti et al. 2018). Studi in aree appenniniche hanno dimostrato che i boschi pionieri presentano un'elevata diversità vegetale grazie alla presenza di specie erbacee che si sviluppano tra le aperture del manto arboreo, una condizione che può persistere solo in presenza di disturbi che impediscono la chiusura completa della chioma (Marchetti et al. 2018).

In Italia, l'aumento di TOF all'interno di una matrice semi-naturale più ampia ha contribuito a diversificare il paesaggio negli ultimi decenni (Sallustio et al. 2018b). Tra il 1990 e il 2013, è stato registrato un aumento sia nel numero che nella superficie coperta dai TOF. Tuttavia, mentre la dimensione media dei TOF è rimasta stabile, si è registrata una riduzione delle SOA nei boschi più strutturati, dovuta all'espansione delle chiome. Nel medio-lungo termine questo processo potrebbe ridurre il contributo di questi elementi alla biodiversità e alla varietà del paesaggio, accentuando ulteriormente la tendenza all'omogeneizzazione (Sallustio et al. 2018b). In alcuni contesti di abbandono i TOF tendono ad aumentare in termini di superficie, trasformandosi in bosco o venendo inglobati nelle superfici forestali in espansione (Ottaviano & Marchetti 2023); questo comporta la loro diminuzione in numero con conseguente perdita di eterogeneità del paesaggio.

Conclusioni

Emerge una netta diminuzione delle superfici coltivate a seminativi e dei prati-pascoli, a favore di un'espansione delle aree forestali, determinando un mutamento strutturale della fisionomia del paesaggio italiano, trasformandolo da paesaggio a vocazione agricola a paesaggio a forte vocazione forestale.

I risultati confermano dinamiche già osservate in contesti europei e mediterranei (Rivieccio et al. 2017, Santoro & Piras 2023): da un lato, l'espansione urbana, in particolare nelle pianure e nelle aree costiere, ha comportato la perdita di suolo agricolo destinato alle colture annuali; dall'altro, l'abbandono delle attività agro-pastorali in zone collinari e montane ha favorito il ritorno spontaneo della vegetazione forestale, con la formazione di boschi maturi in sostituzione di ambienti semi-naturali.

Nelle aree di pianura, lo sviluppo urbano frammentato ha determinato la progressiva perdita della matrice agro-forestale attorno alle città, riducendo importanti servizi ecosistemici e incidendo negativamente sulla qualità della vita urbana (Munafò 2023).

Il Rapporto ISPRA 2025 (SNPA 2025) documenta un consumo di suolo netto di oltre 78 km² annui, con una velocità di trasformazione pari a 2,7 m² al secondo. Questa dinamica compromette la resilienza idrogeologica, aumentando il rischio di alluvioni a causa della ridotta capacità di infiltrazione del suolo cementificato. Nell'ultimo *Living Planet Report* del WWF (WWF 2024) si evidenzia come l'urbanizzazione porti alla frammentazione degli habitat, minacciando la biodiversità locale e riducendo lo stoccaggio del carbonio. Politicamente, la trasformazione delle "zone agricole" solleva anche questioni di sicurezza alimentare, poiché sottrae terreni fertili alla produzione primaria proprio in una fase di instabilità dei mercati globali. La pianificazione deve quindi integrare strategie di rigenerazione urbana per contrastare lo *sprawl* e proteggere le aree seminaturali, in quanto corridoi ecologici fondamentali.

La diminuzione del tasso annuo di variazione delle superfici agricole e forestali negli ultimi quindici anni potrebbe indicare l'avvicinarsi a una fase matura della successione ecologica, oltre a una progressiva saturazione dei terreni disponibili per la colonizzazione spontanea. L'abbandono dei territori montani impone una revisione politica che non sia basata solo sulla logica del sussidio, ma soprattutto sulla valorizzazione dei servizi ecosistemici. La Strategia Nazionale Aree Interne (SNAI), pur avendo riaperto il dibattito sulla necessità di una gestione focalizzata sul contesto montano, mostra efficacia limitata a causa di una governance frammentata e di risorse spesso insufficienti a colmare il *gap* nei servizi essenziali. Per riportare il fenomeno alla pianificazione territoriale, e quindi ritornare a creare un'economia montana capace di dare sussistenza alle popolazioni, si deve puntare sulla multi-

funzionalità della filiera forestale, incentivata dalla Legge 131/2025 (Legge Montagna), che promuove la gestione attiva del bosco per scopi energetici e protettivi. Uno strumento chiave è il Registro nazionale delle terre silenziose, che mira a mappare e recuperare i terreni abbandonati, facilitandone l'affidamento a giovani agricoltori o cooperative di comunità, riducendo così anche il rischio di incendi e i dissesti. Le strategie future devono integrare queste risorse in *Green Communities* capaci di attrarre il neopopolamento di alcune aree montane registrato nel 2025, garantendo non solo incentivi fiscali, ma anche lavoro e connettività digitale.

Le prospettive di ricerca future dovrebbero muoversi in tre direzioni: (i) monitoraggio strategico e politico continuo, a diverse scale spaziali e temporali, per garantire la disponibilità di dati costantemente aggiornati. Questo permetterà una valutazione quasi in tempo reale dell'efficacia delle nuove politiche agricole e degli investimenti territoriali, fornendo un supporto decisionale robusto e reattivo; (ii) Essendo già stato utilizzato in studi che hanno previsto la creazione di scenari predittivi (Caddeo et al. 2019), il dato IUTI si conferma fonte informativa utile e necessaria per studi che possano utilizzare ad esempio metodologie ibride, integrando informazioni provenienti ad esempio da fonti cartografiche, per la creazione di scenari basati sui cambiamenti climatici e socioeconomici nel medio e lungo periodo. Tale sinergia è cruciale per: (a) mitigazione climatica, l'ulteriore implementazione tematica di IUTI potrebbe consentire di valutare scenari in un'ottica di previsione e tutela di habitat sensibili ed essenziali, non solo per la biodiversità, ma anche per i serbatoi di carbonio sotterranei, come, ad esempio, le praterie di alta quota; (b) vulnerabilità territoriale e demografica, correlando le transizioni IUTI alle proiezioni demografiche per sviluppare scenari di vulnerabilità territoriale. Ciò è particolarmente rilevante per affrontare i rischi legati all'abbandono e alla sempre più scarsa gestione del territorio (soprattutto nelle aree montane); (c) biodiversità, quantificando la perdita di biodiversità negli habitat aperti correlata alle dinamiche di trasformazione del suolo. (iii) Implementazione dei dati relativi alla classe urbana. Il monitoraggio del consumo di suolo realizzato da ISPRA fornisce dati dettagliati, ma è disponibile solo a partire dal 2006; l'implementazione tematica della classe "urbano" di IUTI permetterebbe di colmare il *gap* temporale precedente, offrendo una ricostruzione coerente dei processi di impermeabilizzazione a partire dal 1990. Ciò consentirebbe inoltre di distinguere tra coperture artificiali permanenti e forme di consumo reversibile, armonizzando i dati storici con le rilevazioni più recenti.

Ringraziamenti

Questo lavoro è stato realizzato grazie ai fondi del progetto GEOSCIENCES IR "Un'Infrastruttura di Ricerca per la Rete Italiana dei Servizi Geologici", finanziato dal Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza - PNRR Missione 4, "Istruzione e Ricerca" - Componente 2, "Dalla ricerca all'impresa" - Linea di investimento 3.1, "Fondo per la realizzazione di un sistema integrato di infrastrutture di ricerca e innovazione" Progetto IR0000037 - GeoSciences IR - CUP I53C22000800006.

Glossario

- AGRIT - Agricoltura e Telerilevamento;
- CLC - CORINE Land Cover;
- EEA - European Environmental Agency;
- EUROSTAT - Ufficio Statistico dell'Unione Europea;
- FRA2000 - Global Forest Resources Assessments 2000;
- GPG-LULUCF - Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry;
- HQ - qualità degli habitat;

- IFNI - Inventario Forestale Nazionale Italiano;
- INFC - Inventario Nazionale delle Foreste e dei serbatoi di Carbonio;
- IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change;
- ISMEA - Istituto di Servizi per il Mercato Agricolo Alimentare;
- ISPRA - Istituto per la Protezione e la Ricerca Ambientale;
- ISTAT - Istituto Nazionale di Statistica;
- IUTI - Inventario dell'Uso delle Terre d'Italia;
- LU - Land Use;
- LUC - Land Use Change;
- LUCAS - Land Use/Cover Area frame statistical Survey;
- LULCC - Land Use, Land Cover Changes;
- MARS - Monitoring Agricultural ResourceS;
- MASE - Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica;
- MATTM - Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare;
- OPSS - One-per-stratum stratified sampling;
- PAC - Politica Agricola Comune;
- PNRR - Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza;
- RSE - Relative Standard Error;
- SAU - Superficie Agricola Utilizzata;
- SOA - small open areas;
- TOF - trees outside forests.

Bibliografia

- Agnoletti M (2014). Rural landscape, nature conservation and culture: Some notes on research trends and management approaches from a (southern) European perspective. *Landscape and Urban Planning* 126: 66-73. - doi: [10.1016/j.landurbplan.2014.02.012](https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.02.012)
- Amati M (2008). Green belts: a twentieth-century planning experiment. In: "Urban Green Belts in the Twenty-first Century" (Amati M ed). Routledge, London, UK, pp. 1-17.
- Ametrano CG, Dissegna M, Palombo C, Sallustio L, Sattin G, Savio D, Marchetti R, Tognetti M (2015). Il consumo di suolo nella montagna veneta: dalla percezione del fenomeno al suo monitoraggio. In: "Recuperiamo Terreno" (Munafò M, Marchetti M eds). FrancoAngeli s.r.l., Milano, Italy. [ISBN 9788891713858]
- Ascoli D, Moris JV, Marchetti M, Sallustio L (2024). Land use change towards forests and wooded land correlates with large and frequent wildfires in Italy. *Annals of Silvicultural Research* 46(2). - doi: [10.12899/asr-2264](https://doi.org/10.12899/asr-2264)
- Baici E, Mainini C (2021). La risicoltura italiana oltre la PAC: nuove opportunità e possibili strategie. Tesi di dottorato, Università degli Studi dell'Insubria, FrancoAngeli s.r.l., Milano, Italy. [ISBN 9788835119937]
- Barabesi L, Franceschi S (2011). Sampling properties of spatial total estimators under tessellation stratified designs. *Environmetrics* 22: 271-278. - doi: [10.1002/env.1046](https://doi.org/10.1002/env.1046)
- Bellinzas M (2004). Dinamiche demografiche, agglomerazione e determinanti economiche. Il caso italiano. Working Paper CRE- NoS 200407, Centre for North South Economic Research, University of Cagliari and Sassari, Italy. [online] URL: <http://crenos.unica.it/crenos/sites/default/files/wp/04-07.pdf>
- Bianchetto E, Buscemi I, Corona P, Giardina G, La Mantia T, Pasta S (2015). Fitting the stocking rate with pastoral resources to manage and preserve mediterranean forestlands: a case study. *Sustainability* 7 (6): 7232-7244. - doi: [10.3390/su7067232](https://doi.org/10.3390/su7067232)
- Blondel J (2006). The "design" of Mediterranean landscapes: a millennial story of humans and ecological systems during the historic period. *Human Ecology* 34: 713-729. - doi: [10.1007/s10745-006-9030-4](https://doi.org/10.1007/s10745-006-9030-4)
- Bowen ME, McAlpine CA, House APN, Smith GC (2007). Regrowth forests on abandoned agricultural land: A review of their habitat values for recovering forest fauna. *Biological Conservation* 140: 273-296. - doi: [10.1016/j.biocon.2007.08.012](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.08.012)
- Bracchetti L, Carotenuto L, Catorci A (2012). Land-cover changes in a remote area of central Apennines (Italy) and management directions. *Landscape and Urban Planning* 104 (2): 157-170. - doi: [10.1016/j.landurbplan.2011.09.005](https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.09.005)
- Caddeo A, Marras S, Sallustio L, Spano D, Sirca C (2019). Soil organic carbon in Italian forests and agroecosystems: estimating current stock and future changes with a spatial modelling approach. *Agricultural and Forest Meteorology* 278: 107654. - doi: [10.1016/j.agrformet.2019.107654](https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107654)
- Cellamare C (2024). Roma città-territorio. Abitare un contesto metropolitano. Quodlibet, Macerata.
- Chauchard S, Carcaillet C, Guibal F (2007). Patterns of land-use abandonment control tree-recruitment and forest dynamics in Mediterranean mountains. *Ecosystems* 10: 936-948. - doi: [10.1007/s10021-007-9065-4](https://doi.org/10.1007/s10021-007-9065-4)
- Cavalli A, Francini S, Cecili G, Coccozza C, Congedo L, Falanga V, Spadoni GL, Maesano M, Munafò M, Chirici G, Scarascia Mugnozza G (2022). Afforestation monitoring through automatic analysis of 36-years Landsat best available composites. *iForest* 15: 220-228. - doi: [10.3832/IFOR4043-015](https://doi.org/10.3832/IFOR4043-015)
- Cocca G, Sturaro E, Gallo L, Ramanzin M (2012). Is the abandonment of traditional livestock farming systems the main driver of mountain landscape change in Alpine areas? *Land Use Policy* 29 (4): 878-886. - doi: [10.1016/j.landusepol.2012.01.005](https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.01.005)
- Corona P, Fattorini L, Chirici G, Valentini R, Marchetti M (2007). Estimating forest area at the year 1990 by two-phase sampling on historical remotely sensed imagery in Italy. *Journal of Forest Research* 12: 8-13. - doi: [10.1007/s10310-006-0239-2](https://doi.org/10.1007/s10310-006-0239-2)
- Corona P (2010). Integration of forest mapping and inventory to support forest management. *iForest - Biogeosciences and Forestry* 3: 59-66. - doi: [10.3832/IFOR0531-003](https://doi.org/10.3832/IFOR0531-003)
- Corona P, Barbati A, Tomao A, Bertani R, Valentini R, Marchetti M, Fattorini L, Perugini L (2012). Land use inventory as framework for environmental accounting: an application in Italy. *iForest - Biogeosciences and Forestry* 5: 204-209. - doi: [10.3832/IFOR0625-005](https://doi.org/10.3832/IFOR0625-005)
- CREA (2023). L'agricoltura italiana conta 2022. Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria. Link. [online] URL: http://www.crea.gov.it/documents/20126/0/L_agricoltura_italiana_conta_2022.pdf
- De Natale F, Gasparini P (2003). Manuale di fotointerpretazione per la classificazione delle unità di campionamento di prima fase. Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio, MiPAF - Direzione Generale per le Risorse Forestali Montane e Idriche, Corpo Forestale dello Stato, CRA-ISAFA, Trento.
- Dettori S, Inglese P, Filigheddu MR, Deplano G, Schirru M (2012). Olivicoltura multifunzionale e paesaggio. Accademia Nazionale dell'Olio e dell'Olio di Spoleto, Collana divulgativa dell'Accademia, Volume XVII. [ISSN 2281-4930]
- D'Amico G, Vangi E, Francini S, Giannetti F, Nicolaci A, Travaglini D, Massai L, Giambastiani Y, Terranova C, Chirici G (2021). Are we ready for a National Forest Information System? State of the art of forest maps and airborne laser scanning data availability in Italy. *iForest - Biogeosciences and Forestry* 14: 144-154. - doi: [10.3832/IFOR3648-014](https://doi.org/10.3832/IFOR3648-014)
- Di Biase RM, Marcelli A, Corona P, Stehman SV, Fattorini L (2025). Design-based mapping of errors in remote sensing-based land use/land cover maps. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 39: 1077-1090. - doi: [10.1007/s00477-025-02908-2](https://doi.org/10.1007/s00477-025-02908-2)
- Di Lallo GD, Ottaviano M, Sallustio L, Lasserre B, Marchetti M (2018). Il paesaggio italiano tra urbanizzazione e ricolonizzazione forestale. *Agrirregionieuropa* 14 (54): 1-5.
- Di Pirro E, Sallustio L, Capotorti G, Marchetti M, Lasserre B (2021). A scenario-based approach to tackle trade-offs between biodiversity conservation and land use pressure in Central Italy. *Ecological Modelling* 448: 109533. - doi: [10.1016/j.ecolmodel.2021.109533](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2021.109533)
- Ellis EC, Ramankutty N (2008). Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6 (8): 439-447. - doi: [10.1890/070062](https://doi.org/10.1890/070062)
- Faluccci A, Maiorano L, Boitani L (2007). Changes in land-use/

- land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landscape Ecology* 22 (4): 617-631. - doi: [10.1007/s10980-006-9056-4](https://doi.org/10.1007/s10980-006-9056-4)
- Fanfani D (2016). La governance integrata delle aree agricole periurbane. Una prospettiva bioregionale fra pianificazione e progetto di territorio. *Agriregionieuropa* 12 (44).
- Fattorini L (2015). Design-based methodological advances to support national forest inventories: a review of recent proposals. *iForest - Biogeosciences and Forestry* 8: 6-11. - doi: [10.3832/ifor1239-007](https://doi.org/10.3832/ifor1239-007)
- Ferretti F, Alberti G, Badalamenti E, Campagnaro T, Corona P, Garbarino M, La Mantia T, Malandra F, Maresi G, Morresi D, Piermattei A, Pividori M, Romano R, Salvadori C, Sibona E, Da Silveira Bueno R, Sitzia T, Urbinati C, Vitali A, Pelleri F (2019). Boschi di neoformazione in Italia: approfondimenti conoscitivi e orientamenti gestionali. Rete Rurale Nazionale 2014-2020, Scheda n. 22.2 - Foreste, Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria, Roma. [ISBN 978-88-3385-015-3]
- Foley JA, DeFries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR, Chapin FS, Coe MT, Daily GC, Gibbs HK, Helkowski JH, Holloway T, Howard EA, Kucharik CJ, Monfreda C, Patz JA, Prentice IC, Ramankutty N, Snyder PK (2005). Global consequences of land use. *Science* 309 (5734): 570-574. - doi: [10.1126/science.1111772](https://doi.org/10.1126/science.1111772)
- Frascarelli A, Mariano E (2012). Il consumo di suolo in Italia: una valutazione delle politiche. *Agriregionieuropa* 9 (33).
- Giannetti F, Pecchi M, Travaglini D, Francini S, Amico G, Vangi E, Coccoza C, Chirici G (2021). Estimating VAIA windstorm damaged forest area in Italy using time series Sentinel-2 imagery and continuous change detection algorithms. *Forests* 12(6): 680. - doi: [10.3390/f12060680](https://doi.org/10.3390/f12060680)
- Giarrizzo E, Burrascano S, Chiti T, De Bello F, Lepš J, Zavatiero L, Blasi C (2017). Re-visiting historical semi-natural grasslands in the Apennines to assess patterns of changes in species composition and functional traits. *Applied Vegetation Science* 20 (2): 247-258. - doi: [10.1111/avsc.12288](https://doi.org/10.1111/avsc.12288)
- Gómez-Baggethun E, Barton DN (2013). Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics* 86: 235-245. - doi: [10.1016/j.ecolecon.2012.08.019](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.08.019)
- Iacomoni A (2019). Patrimonio culturale e territorio agricolo: tutela dell'identità e strategie di sviluppo. In: "Il Paesaggio Rurale tra Storia, Identità e Sviluppo" (Iacomoni A ed). Firenze (Italy), 21 November 2019, pp. 57-60.
- INEA (1996). L'agricoltura italiana conta 1996. Istituto Nazionale di Economia Agraria, Roma, Italia. [online] URL: <http://www.crea.gov.it/web/politiche-e-bioeconomia/-/agricoltura-italiana-counta>
- ISPRA (2014). Italian Greenhouse Gas Inventory 1990-2012. National Inventory Report. Rapporti 198/14. [ISBN 978-88-448-0654-5]
- ISPRA (2017). Italian Greenhouse Gas Inventory 1990-2015. National Inventory Report. Rapporti 261/17. [ISBN 978-88-448-0822-8]
- ISPRA (2025). Italian Greenhouse Gas Inventory 1990-2023. National Inventory Report. Rapporti 411/25. [ISBN 978-88-448-1252-2]
- ISTAT (2020). Annuario statistico italiano 2020. Istituto Nazionale di Statistica, Roma, pp. XXIV+802. [ISBN 978-88-458-2034-2]
- ISTAT (2023). Popolazione residente e dinamica della popolazione. [online] URL: <http://www.istat.it/comunicato-stampa/popolazione-residente-e-dinamica-della-popolazione/>
- ISTAT (2024). Annuario statistico italiano 2024. [online] URL: <https://www.istat.it/produzione-editoriale/annuario-statistico-italiano-2024>
- ISTAT (2025a). Istituto Nazionale di Statistica. [online] URL: <http://www.istat.it>
- ISTAT (2025b). La banca dati dell'Istituto Nazionale di Statistica. [online] URL: <http://esploradati.istat.it/databrowser/#/it>
- La Mantia T (2008). La biodiversità delle formazioni naturali e seminaturali in Sicilia: cambiamenti e ipotesi di gestione. In: "Atti del Terzo Congresso Nazionale di Selvicoltura". Taormina (Messina), vol. 1, pp. 199-204.
- Lambin EF, Turner BL, Geist HJ, Agbola SB, Angelsen A, Bruce JW, Coomes OT, Dirzo R, Fischer G, Folke C, George PS, Homewood K, Imbernon J, Leemans R, Li X, Moran EF, Mortimore M, Ramakrishnan PS, Richards JF, Skånes H, Steffen W, Stone GD, Svedin U, Veldkamp TA, Vogel C, Xu J (2001). The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11 (4): 261-269. - doi: [10.1016/S0959-3780\(01\)00007-3](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(01)00007-3)
- Mantino F (2014). La governance come fattore di sviluppo. INEA, roma. [ISBN 978-88-8145-442-6]
- Marchetti M, Bertani R, Corona P, Valentini R (2012). Cambiamenti di copertura forestale e dell'uso del suolo nell'inventario dell'uso delle terre in Italia. *Forest@ - Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale* 9 (4): 170-184. - doi: [10.3832/efor0696-009](https://doi.org/10.3832/efor0696-009)
- Marchetti M, Lasserre B, Pazzagli R, Sallustio L (2014). Spazio rurale e urbanizzazione: analisi di un cambiamento. *Scienze del Territorio* 2: 239-248.
- Marchetti M, Corona P, Fattorini L, Pagliarella MC, Munafò M, Chirici G, Lombardi F, Ottaviano M, Vizzarri M, Sallustio L (2016). The Italian Land Use Inventory for assessing land use changes in Italy during last decades. In: "7th International Conference on Agricultural Statistics (ICAS VII)", 26-28 October 2016, pp. 1-8. - doi: [10.1481/icasVII.2016.g42c](https://doi.org/10.1481/icasVII.2016.g42c)
- Marchetti M, Sallustio L (2018). A comprehensive assessment of the recent land use changes in Italy. In: Atti del "IV Congresso Nazionale di Selvicoltura". Torino (Italy), 5-9 Nov 2018, pp. 141-142. [ISBN 978-88-87553-24-6]
- Marchetti M, Vizzarri M, Lasserre B, Sallustio L, Tavone A (2015). Natural capital and bioeconomy: challenges and opportunities for forestry. *Annals of Silvicultural Research* 38 (2): 62-73. - doi: [10.12899/asr-1013](https://doi.org/10.12899/asr-1013)
- Marchetti M, Vizzarri M, Sallustio L, Di Cristofaro M, Lasserre B, Lombardi F, Giancola C, Perone A, Simpatico A, Santopuoli G (2018). Behind forest cover changes: is natural regrowth supporting landscape restoration? Findings from Central Italy. *Plant Biosystems* 152: 1-12. - doi: [10.1080/11263504.2018.1435585](https://doi.org/10.1080/11263504.2018.1435585)
- Menetto G, Diegoli C, Ferrari R (2007). Manuale di fotointerpretazione per le aree protette del Piemonte (CSI Piemonte). Direzione Territorio e Ambiente, Torino. [online] URL: <http://www.regione.piemonte.it/giscartografia/Parchi/manuale.pdf>
- Motta R, Lingua E (2005). Human impact on size, age, and spatial structure in a mixed European larch and Swiss stone pine forest in the Western Italian Alps. *Canadian Journal of Forest Research* 35 (8): 1809-1820. - doi: [10.1139/x05-107](https://doi.org/10.1139/x05-107)
- Munafò M, Assennato F, Congedo L, Luti T, Marinossi I, Monti G, Riitano N, Sallustio L, Strollo A, Tombolini I, Marchetti M (2015). Il consumo di suolo in Italia - Edizione 2015. ISPRA Rapporti 218/2015 [ISBN 978-88-448-0703-0]
- Munafò M (2022). Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici. Report SNPA 32/22. [ISBN 978-88-448-1124-2]
- Munafò M (2023). Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici. Report SNPA 37/23. [ISBN 978-88-448-1178-5]
- Munafò M (2024). Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici. Report SNPA 43/24. [ISBN 978-88-448-1234-8]
- Munafò M, Strollo A, Tonti D, Marchetti M (2024). Consumo di suolo e dinamiche territoriali ed ecologiche. In: "Roma città-territorio. Abitare un contesto metropolitano" (Cellamare C ed). Quodlibet, Macerata, pp. 39-47.
- Ottaviano M, Marchetti M (2023). Census and dynamics of trees outside forests in Central Italy: changes, net balance and implications on the landscape. *Land* 12 (5): 1013. - doi: [10.3390/land12051013](https://doi.org/10.3390/land12051013)
- Pagliarella MC, Sallustio L, Capobianco G, Conte E, Corona P, Fattorini L, Marchetti M (2016). From one- to two-phase sampling to reduce costs of remote sensing-based estimation of land-cover and land-use proportions and their changes. *Remote Sensing of Environment* 184: 410-417. - doi: [10.1016/j.rse.2016.07.027](https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.07.027)
- Park HS, Jun CH (2009). A simple and fast algorithm for K-medoids clustering. *Expert Systems with Applications* 36 (2): 3336-3341.

- doi: [10.1016/j.eswa.2008.01.039](https://doi.org/10.1016/j.eswa.2008.01.039)
- Pra A, Pettenella D (2017). Stima dell'andamento della redditività delle piantagioni di pioppo alla luce delle politiche di settore. *Forest@ - Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale* 14: 218-230. - doi: [10.3832/efor2394-014](https://doi.org/10.3832/efor2394-014)
- Rivieccio R, Sallustio L, Paolanti M, Vizzarri M, Marchetti M (2017). Where land use changes occur: using soil features to understand the economic trends in agricultural lands. *Sustainability* 9 (1): 78. - doi: [10.3390/su9010078](https://doi.org/10.3390/su9010078)
- Ruhl JB (2004). Ecosystem services and the common law of "The Fragile Land System". *Natural Resources and Environment* 20 (2): 3-69. [online] URL: <https://www.jstor.org/stable/40924648>
- Sallustio L, Vizzarri M, Marchetti M (2012). Trasformazioni territoriali recenti ed effetti sugli ecosistemi e sul paesaggio italiano. *Territori* 18: 46-53.
- Sallustio L, Simpatico A, Munafò M, Giancola C, Tognetti R, Vizzarri M, Marchetti M (2015). Recent trends in forest cover changes: only positive implications? *L'Italia Forestale E Montana* 70 (4): 273-294. - doi: [10.4129/ifm.2015.4.03](https://doi.org/10.4129/ifm.2015.4.03)
- Sallustio L, Munafò M, Riitano N, Lasserre B, Fattorini L, Marchetti M (2016). Integration of land use and land cover inventories for landscape management and planning in Italy. *Environmental Monitoring and Assessment* 188 (48). - doi: [10.1007/s10661-015-5056-7](https://doi.org/10.1007/s10661-015-5056-7)
- Sallustio L, Pettenella D, Merlini P, Romano R, Salvati L, Marchetti M, Corona P (2018a). Assessing the economic marginality of agricultural lands in Italy to support land use planning. *Land Use Policy* 76: 526-534. - doi: [10.1016/j.landusepol.2018.02.033](https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.02.033)
- Sallustio L, Di Cristofaro M, Hashmi MM, Vizzarri M, Sitzia T, Lasserre B, Marchetti M (2018b). Evaluating the contribution of trees outside forests and small open areas to the Italian landscape diversification during the last decades. *Forests* 9 (11): 701. - doi: [10.3390/f9110701](https://doi.org/10.3390/f9110701)
- Sallustio L, Perone A, Vizzarri M, Corona P, Fares S, Coccozza C, Tognetti R, Lasserre B, Marchetti M (2019). The green side of the grey: Assessing greenspaces in built-up areas of Italy. *Urban Forestry and Urban Greening* 37: 147-153. - doi: [10.1016/j.ufug.2017.10.018](https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.10.018)
- Santoro A, Piras F (2023). Natural forests or cultural forests? Forest changes within Italian protected areas in the last 85 years. *Forests* 14 (5): 921. - doi: [10.3390/f14050921](https://doi.org/10.3390/f14050921)
- Schröter D, Cramer W, Leemans R, Prentice IC, Araújo MB, Arnell NW, Bondeau A, Bugmann H, Carter TR, Gracia CA, De la Vega-Leinert AC, Erhard M, Ewert F, Glendining M, House JI, Kankaanpää S, Klein RJ, Lavorel S, Lindner M, Metzger MJ, Meyer J, Mitchell TD, Reginster I, Rounsevell M, Sabaté S, Sitch S, Smith B, Smith J, Smith P, Sykes MT, Thonicke K, Thuiller W, Tuck G, Zaehle S, Zierl B (2005). Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *Science* 310 (5752): 1333-1337. - doi: [10.1126/science.1115233](https://doi.org/10.1126/science.1115233)
- Sitzia T, Semenzato P, Trentanovi G (2010). Natural reforestation is changing spatial patterns of rural mountain and hill landscapes: a global overview. *Forest Ecology and Management* 259: 1354-1362. - doi: [10.1016/j.foreco.2010.01.048](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.01.048)
- SNPA (2025). Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici. Edizione 2025, Report ambientali SNPA, 46/2025.
- Spadoni GL, Moris JV, Vacchiano G, Elia M, Garbarino M, Sibona E, Tomao A, Barbati A, Sallustio L, Salvati L, Ferrara C, Francini S, Bonis E, Dalla Vecchia I, Strollo A, Di Leginio M, Munafò M, Chirici G, Romano R, Corona P, Marchetti M, Brunori A, Motta R, Ascoli D (2023). Active governance of agro-pastoral, forest and protected areas mitigates wildfire impacts in Italy. *Science of The Total Environment* 890: 164281. - doi: [10.1016/j.scitotenv.2023.164281](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164281)
- Tassinari P (2012). Le trasformazioni dei paesaggi nel territorio rurale: le ragioni del cambiamento e possibili scenari futuri: Approfondimenti interdisciplinari per la salvaguardia, la gestione e la pianificazione. Gangemi Editore S.p.A., pp. 255.
- WWF (2024). Living planet report 2024 - A system in peril. WWF, Gland, Switzerland.