Università di Brescia

Dipartimento di Ingegneria Civile, Architettura, Territorio, Ambiente e di Matematica

DOTTORATO DI RICERCA IN INGEGNERIA CIVILE, AMBIENTALE, DELLA COOPERAZIONE INTERNAZIONALE E DI MATEMATICA

Settore Scientifico Disciplinare CEAR-02/A

CICLO XXXVIII

Rigenerazione dei *Brownfield* in Italia: sviluppo di un modello multicriterio per la valutazione del potenziale di riconversione di aree industriali dismesse in eco-distretti circolari.

DOTTORANDO

Ing. Federico Pinzin

SUPERVISORE
Prof. Mentore Vaccari

CO-SUPERVISORI
Ing. Laura Cutaia, ENEA
Dott.ssa Emanuela De Marco, ENEA
Ing. Silvia Sbaffoni, ENEA

L’utilizzo di alcuni stralci delle norme UNI/TS 11820:2024 e ISO 59020:2024 è stata concessa da UNI – Ente Italiano di Normazione esclusivamente per fini accademici all’interno della Tesi. L'unica versione che fa fede è quella originale reperibile in versione integrale presso UNI, Via Sannio, 2 – 20137 Milano – Sito internet: www.uni.com.

ABSTRACT

La crescente pressione dei sistemi produttivi sulle risorse naturali e sull'ambiente ha reso evidente la necessità di superare i modelli economici lineari tradizionali a favore di paradigmi di economia circolare, orientati alla riduzione del consumo di risorse e alla valorizzazione dei flussi di materia ed energia. In questo contesto, gli eco-parchi industriali (Eco-Industrial Parks, EIP) rappresentano una delle applicazioni più avanzate dei principi dell'ecologia industriale a scala territoriale, basate sulla cooperazione tra imprese, la condivisione di infrastrutture e l'implementazione di pratiche di simbiosi industriale.

Parallelamente, il fenomeno delle aree industriali dismesse costituisce una sfida rilevante per la pianificazione territoriale, ma anche un'opportunità strategica per la rigenerazione sostenibile e la riduzione del consumo di suolo. Nonostante il crescente interesse scientifico e istituzionale, persistono tuttavia criticità legate alla difficoltà di valutare in modo sistematico le prestazioni degli eco-parchi industriali e di supportare i processi decisionali nei percorsi di riconversione.

La presente tesi si colloca all'intersezione tra ecologia industriale, economia circolare e strumenti di valutazione della sostenibilità, con l'obiettivo di contribuire alla definizione di un quadro metodologico integrato per l'analisi delle performance degli eco-parchi industriali e per il supporto alle politiche di riconversione industriale. In particolare, il lavoro analizza criticamente i principali strumenti di monitoraggio e misurazione della circolarità – tra cui Material Flow Analysis (MFA), Life Cycle Assessment (LCA) e criteri ESG – evidenziandone potenzialità e limiti applicativi nei sistemi produttivi territoriali.

A partire da tale analisi, la ricerca propone lo sviluppo di un modello di valutazione del potenziale di rigenerazione delle aree industriali dismesse, basato su un approccio multicriterio che integra indicatori ambientali, industriali e territoriali. Il modello consente di classificare e ordinare le aree in funzione della loro idoneità alla riconversione in eco-parchi industriali, supportando l'individuazione delle priorità di intervento attraverso un sistema di scoring e pesatura dei criteri.

L'applicazione del modello a un caso studio nella provincia di Brescia dimostra la capacità dello strumento di fornire una base quantitativa per la pianificazione territoriale e per l'allocazione efficiente delle risorse, evidenziando le aree con maggiore potenziale di rigenerazione in ottica circolare. Il modello si configura inoltre come uno strumento flessibile e adattabile a diversi contesti, in grado di integrare dati aggiornabili e parametri personalizzabili in funzione degli obiettivi delle politiche pubbliche e degli stakeholder coinvolti.

SOMMARIO

Introduzione i

Struttura della tesi iii

1 Eco Parchi industriali 1

1.1 definizione del concetto di parco industriale ed eco-parco industriale 2

1.2 Analisi degli Eco-Parchi Industriali 4

1.2.1 Principi dell'ecologia industriale applicati agli eco-parchi 5

1.2.2 Simbiosi industriale: tipologie di scambio e configurazioni operative 8

1.2.3 Benefici ambientali, economici e sociali 10

1.2.4 Criticità e limiti di implementazione 13

1.3 Stato dell'arte degli EIP in Italia 15

1.3.1 Inquadramento normativo e istituzionale 15

1.3.2 Diffusione e tipologie di esperienze in Italia 18

1.3.3 Potenzialità e limiti del modello italiano di eco-parco industriale 19

1.4 Strumenti per il monitoraggio e la misura della circolarità 21

1.4.1 Material Flow Analysis – MFA 22

1.4.2 Life Cycle Assessment - LCA 29

1.4.3 Criteri ESG e loro applicazione agli EIP 39

1.5 Considerazioni riassuntive 50

2 Misurazione della circolarità dei sistemi produttivi territoriali nel panorama normativo 52

2.1 Inquadramento tematico 52

2.2 Metodologia 54

2.3 BS 8001:2017 57

2.3.1 Identificazione e contesto normativo 58

2.3.2 Struttura e natura della norma 59

2.3.3 Concettualizzazione della circolarità 60

2.3.4 Dimensione della misurazione 62

2.3.5 Scala e applicabilità ai sistemi produttivi territoriali 63

2.3.6 Valutazione sintetica 63

2.4 XP X30-901:2018 64

2.4.1 Identificazione e contesto normativo 65

2.4.2 Struttura e natura della norma 66

2.4.3 Concettualizzazione della circolarità 67
2.4.4 Dimensione della misurazione 69
2.4.5 Scala e applicabilità ai sistemi produttivi territoriali 70
2.4.6 Valutazione sintetica 71
2.5 UNI/TS 11820:2024 72
2.5.1 Identificazione e contesto normativo 73
2.5.2 Struttura e natura della norma 73
2.5.3 Concettualizzazione della circolarità 75
2.5.4 Dimensione della misurazione 77
2.5.5 Scala e applicabilità ai sistemi produttivi territoriali 80
2.5.6 Valutazione sintetica 81
2.6 ISO 59020:2024 82
2.6.1 Identificazione e contesto normativo 83
2.6.2 Struttura e natura della norma 84
2.6.3 Concettualizzazione della circolarità 85
2.6.4 Dimensione della misurazione 87
2.6.5 Scala e applicabilità ai sistemi produttivi territoriali 88
2.6.6 Valutazione sintetica 89
2.7 Sintesi comparativa delle norme 90
2.8 Implicazioni metodologiche per l'analisi dei parchi industriali 95
3 Definizione, identificazione e rigenerazione dei *brownfield*: quadro teorico, normativo e analisi dei modelli di riconversione 107
3.1 *Brownfield* 107
3.1.1 Definizione e origine del termine *Brownfield*. 108
3.1.2 Cause del fenomeno di abbandono. 110
3.1.3 Classificazione dei *Brownfield*. 112
3.1.4 La dimensione spaziale e geografica del fenomeno dei *brownfield* 114
3.2 *Brownfield* in Italia 116
3.2.1 Siti contaminati e *brownfield* in Italia 117
3.2.2 Consumo di suolo e *brownfield* in Italia 119
3.2.3 Criticità e opportunità dei *brownfield* 121
3.3 Contesto Normativo 123
3.3.1 Normativa Europea 125

3.3.2 Normativa Italiana 136
3.4 Analisi della letteratura sui modelli di riconversione dei *brownfield* 142
3.4.1 Metodologia della revisione 143
3.4.2 Pianificazione della revisione 144
3.4.3 Analisi bibliometrica del corpus 151
3.4.4 Approcci adottati in letteratura applicati alla rigenerazione dei *brownfield* 156
3.4.5 Obiettivi della ricerca e metodologie adottate nella letteratura relativamente ai modelli di rigenerazione dei *brownfield* 161
3.5 Mappatura dei *Brownfield* a livello nazionale 165
3.5.1 Identificazione e mappatura dei *brownfield*: mancanza di un censimento nazionale 166
3.5.2 Metodologia applicata per il censimento dei *brownfield* in Italia 168
3.5.3 Elaborazione dei dati relativi alle aree industriali dismesse 174
3.6 Considerazioni riassuntive 182
4 Modello di valutazione del potenziale di rigenerazione di aree dismesse 185
4.1 Introduzione 185
4.2 Impostazione concettuale e criteri di valutazione 187
4.3 Struttura generale del modello 188
4.3.1 Architettura complessiva del modello 188
4.3.2 Fasi del processo valutativo 189
4.3.3 Riferimenti metodologici e impostazione generale del modello 195
4.4 Struttura del modello, indicatori, pesi e normalizzazione dei dati 197
4.4.1 Struttura del modello 198
4.4.2 Indicatori adottati: significato e fonte dei dati 201
4.4.3 Definizione dei pesi da assegnare a macrocategorie e categorie 204
4.4.4 Normalizzazione dei dati 211
4.4.5 Aggregazione degli indicatori e costruzione dell'indice sintetico 219
4.5 Applicazione del modello a un caso studio: la provincia di Brescia 221
4.5.1 Definizione delle unità di analisi 222
4.5.2 Costruzione della base informativa 223
4.5.3 Applicazione del modello 226
4.5.4 Analisi dei risultati 227
4.6 Considerazioni riassuntive 234

Conclusioni 236

Possibili sviluppi futuri 238

Bibliografia 240

Appendice I: Aspetti ambientali indagati negli studi di LCA negli EIP 253

Appendice II: Elenco degli indicatori e fonti 256

Appendice III: Questionario per la definizione dei pesi 258

Appendice IV: Analisi di sensitività: definizione del punto di flesso della funzione logistica 260

Appendice V: Analisi di sensitività: determinazione della combinazione lineare delle distribuzioni 270

ELENCO FIGURE

Figura 1-1-analogia tra ecosistema naturale e ecosistema industriale 5

Figura 1-2-Kalundborg eco-industrial park 7

Figura 1-3 frequenza dei flussi di scambio nei sistemi esistenti di industrial symbiosis[17] 9

Figura 1-4Riduzione di rifiuti, CO2 e consumo di risorse nei casi applicativi di simbiosi industriale 11

Figura 1-5-Benefici degli eco parchi industriali 12

Figura 1-6-Numero di pubblicazioni su MFA nel tempo 24

Figura 1-7 Ciclo di vita della metodologia LCA 30

Figura 1-8 Le fasi della metodologia LCA 31

Figura 1-9- Aspetti ambientali indagati dei 14 articoli espressi in percentuale rispetto all'aspetto ambientale 37

Figura 1-10-Aspetti ambientali indagati dei 14 articoli espressi in percentuale rispetto al paper 37

Figura 2-1-Framework di analisi delle normative 55

Figura 3-1-Distribuzione geografica dei procedimenti di bonifica in corso e conclusi 118

Figura 3-2-Dato Nazionale del consumo di suolo e consumo di suolo netto ... 119

Figura 3-3-Dato nazionale di suolo consumato e incremento di consumo di suolo [%] rispetto ad una macro-suddivisione territoriale 120

Figura 3-4-n° di pubblicazioni per anno 153

Figura 3-5-n° di pubblicazioni per rivista (principali) 153

Figura 3-6-n° di pubblicazioni per Paese 154

Figura 3-7-Evoluzione delle dimensioni valutative nella letteratura sulla rigenerazione dei brownfield (2010–2026). I valori percentuali indicano la quota di articoli che includono ciascuna dimensione (economico-finanziaria, ambientale, sociale, mappatura spaziale 158

Figura 3-8-Identificazione dei SIN, evoluzione del quadro normativo [131] ... 171

Figura 3-9-Estensione e localizzazione dei SIN [131] 172

Figura 3-10-n° di siti censiti per regione 177

Figura 3-11-n° di siti censiti per utilizzi precedenti dell'area 178

Figura 3-12- n° di siti censiti per utilizzo precedente dell'area e per regione ... 179

Figura 3-13-Classificazione dei siti censiti per area di intervento [m^2] 180

Figura 3-14-Utilizzo precedente delle aree piccole 181

Figura 3-15-Utilizzo precedente delle aree medio-piccole 181

Figura 3-16-Utilizzo precedente delle aree medie 181

Figura 3-17-Utilizzo precedente delle aree medio-grandi 181

Figura 3-18-Utilizzo precedente delle aree grandi 181

Figura 4-1-Struttura del modello 200

Figura 4-2-Risultati del questionario per le macrocategorie 207

Figura 4-3-Risultati del questionario per la categoria Ambiente e Rischio 208

Figura 4-4-Risultati del questionario per la categoria Ecosistema produttivo e Sinergie 209

Figura 4-5-Risultati del questionario per la categoria Accessibilità e Infrastrutture 210

Figura 4-6-Risultati del questionario per la categoria Contesto territoriale..... 211

Figura 4-7-Base informativa della provincia di Brescia a scala 1:450000..... 226

Figura 4-8- Composizione del valore di PRI (siti da 1 a 10) 228

Figura 4-9-Composizione del valore di PRI(siti da 11 a 20) 228

Figura 4-10-Composizione del valore di PRI(siti da 21 a 30) 229

Figura 4-11-Composizione del valore di PRI(siti da 31 a 38) 229

Figura 4-12-Confronto tra gli scenari P,T,U 230

Figura 4-13-Indicatore del valore del PRI suddiviso per ATO 232

ELENCO TABELLE

Tabella 1-1-Principali riferimenti normativi in tema di eco-parchi industriali .. 17

Tabella 1-2-Principali riferimenti normativi e atti di indirizzo a livello regionale 18

Tabella 1-3-Analisi di letteratura comparativa..... 28

Tabella 1-4-Sistematizzazione dei criteri ESG 42

Tabella 1-5- Casi studio di applicazione dei criteri ESG 49

Tabella 2-1 – Inquadramento istituzionale e finalità delle norme analizzate 98

Tabella 2-2– Natura, struttura e livello di prescrittività delle norme analizzate 99

Tabella 2-3– Concettualizzazione della circolarità e principi fondanti..... 100

Tabella 2-4– Struttura del sistema di misurazione e caratteristiche degli indicatori 102

Tabella 2-5– Scala di applicazione e gestione dei sistemi inter-organizzativi .. 104

Tabella 2-6– Valutazione sintetica delle norme: punti di forza, limiti e contributo alla standardizzazion 105

Tabella 3-1-Criteri di inclusione ed esclusione..... 145

Tabella 4-1-Classificazione delle categorie di sinergia industriale e corrispondenza con i codici IPPC..... 203

Tabella 4-2-Indicatori discreti e soglie decisionali 212

Tabella 4-3-Parametri utilizzati per le funzioni logistiche..... 217

Tabella 4-4-Fonti e database utilizzati 224

Tabella 4-5-numero di siti suddivisi per ATO..... 233

INTRODUZIONE

Negli ultimi decenni, la crescente pressione esercitata dai sistemi produttivi sulle risorse naturali e sull'ambiente ha reso sempre più evidente la necessità di superare i modelli economici lineari tradizionali, fondati sul paradigma "estrazione–produzione–consumo–smaltimento". In tale contesto, l'economia circolare si è affermata come uno dei principali riferimenti teorici e operativi per la transizione verso sistemi produttivi più sostenibili, in grado di ridurre il consumo di risorse, minimizzare la produzione di rifiuti e valorizzare i flussi di materia ed energia.

All'interno di questo quadro, gli eco parchi industriali (in inglese *eco-industrial parks* - EIP) rappresentano una delle applicazioni più avanzate dei principi dell'ecologia industriale a scala territoriale. Essi si configurano come sistemi produttivi complessi nei quali la cooperazione tra imprese, la condivisione di infrastrutture e l'implementazione di pratiche di simbiosi industriale consentono di ottimizzare l'uso delle risorse e migliorare le prestazioni ambientali ed economiche complessive. In tali contesti, i sottoprodotti di un processo produttivo possono essere reimpiegati come input per altri processi, contribuendo alla chiusura dei cicli materiali e alla riduzione degli impatti ambientali.

Nel contesto europeo e nazionale, il ruolo degli eco-parchi industriali è stato progressivamente rafforzato dalle politiche per la transizione ecologica. In particolare, la Strategia Nazionale per l'Economia Circolare (SNEC) individua nelle aree produttive sostenibili uno degli ambiti prioritari di intervento, articolando le azioni lungo due direttrici principali. Da un lato, viene promossa la riconversione e il recupero delle aree industriali dismesse o degradate, con l'obiettivo di ridurre il consumo di suolo e favorire la rigenerazione di spazi produttivi in chiave sostenibile. Dall'altro, la Strategia evidenzia la necessità di sviluppare strumenti e metodologie per la misurazione della circolarità e delle prestazioni ambientali degli eco-parchi industriali, al fine di supportare processi decisionali, monitorare i risultati e orientare le politiche pubbliche.

Nonostante il crescente interesse scientifico e istituzionale verso gli eco-parchi industriali, permangono tuttavia alcune criticità rilevanti, in particolare in

relazione alla definizione di strumenti metodologici adeguati alla valutazione delle loro prestazioni. La complessità dei sistemi industriali territoriali, caratterizzati da molteplici attori e flussi interconnessi, rende infatti difficile misurare in modo sistematico il livello di circolarità e i benefici ambientali, economici e sociali associati alle configurazioni di simbiosi industriale. Parallelamente, nel caso delle aree industriali dismesse, emerge la necessità di disporre di strumenti operativi in grado di supportare i processi di riconversione, attraverso l'identificazione delle priorità di intervento e la valutazione comparativa delle diverse opportunità di riqualificazione.

In questo contesto si inserisce il presente lavoro di ricerca, che si propone di analizzare gli eco-parchi industriali come sistemi complessi e di approfondire gli strumenti attualmente utilizzati per il monitoraggio e la valutazione della circolarità. In particolare, l'attenzione è rivolta all'Analisi dei Flussi di Materia (Material Flow Analysis – MFA), alla Valutazione del Ciclo di Vita (Life Cycle Assessment – LCA) e ai criteri ESG (Environmental, Social and Governance), evidenziandone potenzialità e limiti nell'applicazione a scala territoriale.

L'obiettivo della tesi è quello di contribuire alla definizione di un quadro metodologico integrato per l'analisi delle performance degli eco-parchi industriali e per il supporto ai processi decisionali nelle politiche di riconversione industriale. In tale prospettiva, il lavoro propone lo sviluppo di un modello applicativo strutturato, descritto nel capitolo finale, finalizzato alla costruzione di *ranking* delle aree per un riutilizzo industriale in ottica di eco parco industriale. Il modello si basa su un approccio multicriterio che integra indicatori ambientali, industriali e territoriali, consentendo una valutazione comparativa delle diverse aree.

La metodologia sviluppata consente di classificare e ordinare le aree in funzione del loro potenziale di riconversione in chiave circolare, supportando l'individuazione delle priorità di intervento attraverso un sistema di scoring e pesatura dei criteri. Inoltre, il modello è progettato per essere flessibile e adattabile a diversi contesti territoriali, permettendo l'aggiornamento dei dati e la personalizzazione dei parametri in base agli obiettivi delle politiche pubbliche o degli attori coinvolti. In questo modo, lo strumento non solo facilita la

pianificazione e l'allocazione efficiente delle risorse, ma contribuisce anche a orientare lo sviluppo di eco-parchi industriali, favorendo la transizione verso sistemi produttivi più sostenibili e circolari.

In tal senso, la tesi si colloca all'intersezione tra ecologia industriale, economia circolare e strumenti di valutazione della sostenibilità, con l'intento di fornire un contributo sia al dibattito scientifico sia al supporto operativo delle politiche pubbliche e delle strategie di rigenerazione delle aree produttive.

STRUTTURA DELLA TESI

La seguente tesi è sviluppata in quattro capitoli, i cui contenuti sono riassunti di seguito:

Il Capitolo 1 analizza gli eco-parchi industriali come evoluzione dei parchi industriali tradizionali, inquadrandoli nei principi dell'economia circolare e dell'ecologia industriale. Evidenzia il ruolo della cooperazione tra imprese e della simbiosi industriale nell'ottimizzazione dei flussi di materia ed energia. Approfondisce benefici ambientali, economici e sociali, insieme alle principali criticità di implementazione. Viene inoltre esaminato lo stato dell'arte in Italia, con riferimento alle Aree Produttive Ecologicamente Attrezzate (APEA) e al quadro normativo. Infine, introduce gli strumenti di monitoraggio della circolarità (MFA, LCA, ESG), evidenziandone limiti e potenzialità.

Il Capitolo 2 analizza il quadro normativo relativo alla circolarità nei sistemi produttivi territoriali, con l'obiettivo di valutare strumenti e standard utili all'applicazione dell'economia circolare. Dopo un inquadramento metodologico, il capitolo esamina in modo comparativo le principali norme di riferimento (BS 8001, XP X30-901, UNI/TS 11820 e ISO 59020), evidenziandone struttura, approccio alla circolarità e ambiti di applicazione. Vengono messi in luce punti di forza e limiti di ciascuna norma rispetto ai contesti territoriali. L'analisi si conclude con una sintesi comparativa e con le implicazioni metodologiche per lo studio dei parchi industriali.

Il Capitolo 3 analizza il fenomeno dei *brownfield*, definendone origine, caratteristiche e classificazioni, con particolare attenzione al contesto italiano. Vengono approfondite le cause dell'abbandono e le principali criticità e opportunità legate a queste aree. Il capitolo esamina inoltre il quadro normativo

europeo e nazionale di riferimento. Un'ampia sezione è dedicata alla revisione della letteratura sui modelli di rigenerazione, includendo analisi bibliometrica e approcci metodologici. Infine, viene presentata una mappatura dei *brownfield* in Italia e le metodologie per il loro censimento, evidenziando le principali lacune conoscitive.

Il Capitolo 4 presenta il modello di valutazione del potenziale di rigenerazione delle aree dismesse, finalizzato a supportare processi decisionali in ottica di economia circolare. Dopo aver definito l'impostazione concettuale, il capitolo descrive la struttura del modello, basata su un approccio multicriterio con indicatori ambientali, industriali e territoriali. Vengono illustrate le fasi del processo valutativo, la definizione dei pesi e le tecniche di normalizzazione e aggregazione dei dati. Il modello è poi applicato a un caso studio nella provincia di Brescia, con analisi e interpretazione dei risultati. Infine, si discutono le potenzialità dello strumento per la pianificazione e la rigenerazione sostenibile.

1 ECO PARCHI INDUSTRIALI

Nel contesto della transizione verso modelli produttivi sostenibili, il concetto di eco-parco industriale si configura come una delle applicazioni più avanzate dei principi dell'economia circolare a scala territoriale. Tale approccio trova fondamento nella disciplina dell'ecologia industriale, che propone un'interpretazione organica dei processi produttivi, ispirata al funzionamento degli ecosistemi naturali, nei quali i flussi di materia ed energia tendono a essere ciclici e chiusi [1,2].

A differenza delle tradizionali aree industriali, caratterizzate dalla necessità di concentrare le attività produttive in un unico sito, gli eco parchi industriali sono concepiti come sistemi integrati, nei quali il fattore vicinanza non occupa solo un aspetto logistico, ma costituisce un'opportunità per l'implementazione di modelli di simbiosi industriale, l'ottimizzazione dei flussi di risorse e l'utilizzo di infrastrutture comuni [3,4]. In tali sistemi, i sottoprodotti di un processo possono essere valorizzati come input per altri, dando luogo a configurazioni di simbiosi industriale che consentono di ridurre il consumo di materie prime vergini, le emissioni e la produzione di rifiuti.

L'eco-parco industriale rappresenta pertanto un livello organizzativo intermedio tra il singolo impianto e il sistema territoriale, nel quale le interazioni tra imprese assumono un ruolo centrale nella determinazione delle prestazioni ambientali complessive [5,6]. Oltre ai benefici ambientali, numerosi studi hanno evidenziato come tali configurazioni possano generare vantaggi economici e gestionali, attraverso la riduzione dei costi di approvvigionamento e smaltimento, la condivisione di infrastrutture e servizi e il miglioramento dell'efficienza energetica complessiva [7].

Nel contesto delle politiche europee per l'economia circolare, gli eco parchi industriali sono sempre più considerati strumenti strategici per l'attuazione di modelli produttivi circolari a scala territoriale [8,9]. In ambito nazionale, tali indirizzi sono recepiti e rafforzati dalla Strategia Nazionale per l'Economia Circolare (SNEC), che individua nelle aree produttive sostenibili e nei sistemi di simbiosi industriale uno degli ambiti prioritari di intervento per la riduzione dell'uso di risorse primarie, l'incremento dell'efficienza dei cicli produttivi e il

rafforzamento della competitività del sistema industriale italiano [10]. Tuttavia, la complessità intrinseca di tali sistemi rende necessaria un'accurata definizione concettuale e metodologica, al fine di distinguere chiaramente gli eco parchi industriali dalle aree industriali tradizionali e di individuare i criteri fondamentali per la loro progettazione, gestione e valutazione.

Alla luce di queste considerazioni, il presente paragrafo introduce l'analisi del concetto di eco-parco industriale, che verrà approfondito nei paragrafi successivi attraverso l'esame delle definizioni presenti in letteratura, dei principali modelli organizzativi e delle esperienze applicative più rilevanti a livello internazionale e nazionale.

1.1 DEFINIZIONE DEL CONCETTO DI PARCO INDUSTRIALE ED ECO-PARCO INDUSTRIALE

L'evoluzione del concetto di parco industriale è strettamente connessa allo sviluppo dei sistemi produttivi moderni e alla progressiva concentrazione spaziale delle attività industriali. Nella sua accezione originaria, il parco industriale può essere definito come un'area pianificata destinata all'insediamento di più imprese, dotata di infrastrutture comuni e servizi condivisi, con l'obiettivo di favorire l'efficienza logistica, la specializzazione produttiva e la riduzione di alcuni costi di gestione [11,12]. In tale configurazione, tuttavia, l'attenzione risulta prevalentemente rivolta agli aspetti economici e funzionali, mentre le interazioni ambientali tra le imprese e con il territorio circostante rimangono marginali.

A partire dagli anni Novanta, l'evoluzione dei paradigmi dell'ecologia industriale e dello sviluppo sostenibile ha condotto a una progressiva revisione del modello classico industriale. Il concetto di eco-parco industriale si afferma come evoluzione del parco industriale tradizionale, introducendo aspetti legati alla gestione integrata dei flussi di materia, energia e acqua [1,2]. In tale prospettiva, l'eco-parco industriale non si limita a raggruppare imprese in un'area definita, ma promuove attivamente relazioni di cooperazione con lo scopo di valorizzare i sottoprodotti e promuovere un sistema circolare delle risorse.

Da una analisi della letteratura si evince che una delle definizioni più consolidate è quella proposta da Lowe (2001), secondo cui un eco-industrial park è "*a community of manufacturing and service businesses located together on a common property, seeking enhanced environmental, economic and social performance through collaboration in managing environmental and resource issues, including energy, water, and materials*". Tale definizione mette in evidenza il duplice ruolo dell'eco-parco quale configurazione territoriale e piattaforma cooperativa per l'ottimizzazione congiunta dei flussi produttivi.

In una prospettiva complementare, Ehrenfeld e Gertler (1997) definiscono l'eco-parco come "*a community of interdependent businesses that cooperate with each other and with the local community to reduce waste and pollution, efficiently share resources (such as information, materials, water, energy, infrastructure, and natural habitat), and help achieve sustainable development, with the intention of increasing economic gains and improving environmental quality*". Tale interpretazione sottolinea il ruolo centrale delle relazioni di interdipendenza tra imprese e della creazione di legami stabili di scambio di materiali, energia e servizi quale presupposto organizzativo per lo sviluppo della simbiosi industriale.

Una definizione di carattere istituzionale è proposta dall'United Nations Industrial Development Organization (UNIDO), secondo cui un eco-industrial park è "*a community of firms located together in a common property, seeking enhanced environmental, economic and social performance through collaboration in managing environmental and resource issues, including energy, water and materials, with the goal of achieving collective benefits for the firms involved and the surrounding community*" [13]. Tale definizione enfatizza il ruolo della cooperazione inter-impresa e dell'integrazione con il territorio come elementi qualificanti del modello di eco-parco industriale.

Rispetto al parco industriale tradizionale, l'eco-parco industriale si caratterizza pertanto per alcuni elementi distintivi fondamentali. In primo luogo, la pianificazione territoriale assume una funzione strategica, orientata non solo all'allocazione efficiente degli spazi, ma anche alla progettazione di infrastrutture in grado di facilitare lo scambio di risorse e la condivisione di servizi ambientali [7]. In secondo luogo, la governance del sistema produttivo si configura come un

processo multilivello, che coinvolge imprese, gestori dell'area, autorità pubbliche e attori territoriali, al fine di coordinare le decisioni e garantire la coerenza degli obiettivi ambientali ed economici [6].

Un ulteriore elemento qualificante riguarda la presenza di infrastrutture condivise dedicate alla gestione integrata dei flussi, quali reti energetiche, sistemi di trattamento delle acque reflue, piattaforme per il recupero dei materiali e servizi logistici comuni. Tali infrastrutture costituiscono il presupposto tecnico per l'attuazione di configurazioni di simbiosi industriale, nelle quali i sottoprodotti di un processo vengono sistematicamente reimpiegati come input per altri, contribuendo alla riduzione dei consumi di risorse primarie e delle emissioni complessive [4].

Nel contesto normativo e istituzionale europeo, il concetto di eco-parco industriale è progressivamente integrato nelle politiche per l'economia circolare e per lo sviluppo sostenibile delle aree produttive [8]. In ambito italiano, tale impostazione trova una declinazione specifica nelle Aree Produttive Ecologicamente Attrezzate (APEA), introdotte dalla normativa nazionale e regionale come strumenti di pianificazione orientati alla sostenibilità ambientale e all'efficienza dei servizi comuni (D.Lgs. 112/1998; Regioni italiane). Più recentemente, la Strategia Nazionale per l'Economia Circolare ha ulteriormente rafforzato il ruolo delle aree produttive sostenibili e dei sistemi di simbiosi industriale come leve strategiche per la transizione del sistema industriale verso modelli circolari [10].

Alla luce di queste definizioni, il parco industriale e l'eco-parco industriale possono essere interpretati come due stadi evolutivi di uno stesso modello territoriale: mentre il primo risponde prevalentemente a esigenze di concentrazione produttiva ed efficienza logistica, il secondo incorpora in modo sistematico obiettivi ambientali, criteri di circolarità e meccanismi di cooperazione tra le imprese.

1.2 ANALISI DEGLI ECO-PARCHI INDUSTRIALI

L'analisi degli eco-parchi industriali richiede un inquadramento, che consenta di interpretare tali configurazioni territoriali come sistemi complessi caratterizzati

da interazioni multiple tra componenti produttive, infrastrutturali e ambientali. In questo contesto, l'eco-parco industriale può essere considerato un livello organizzativo intermedio tra il singolo impianto e il sistema territoriale, nel quale la prossimità geografica e la cooperazione tra imprese costituiscono il presupposto per l'ottimizzazione congiunta dei flussi di materia ed energia [14, 6].

1.2.1 PRINCIPI DELL'ECOLOGIA INDUSTRIALE APPLICATI AGLI ECO-PARCHI

I principi dell'ecologia industriale costituiscono il fondamento teorico per l'interpretazione degli eco-parchi industriali come sistemi produttivi complessi orientati alla sostenibilità. La disciplina dell'ecologia industriale, formalizzata a partire dalla fine degli anni Ottanta, propone una visione sistemica dei processi produttivi, ispirata al funzionamento degli ecosistemi naturali, nei quali i flussi di materia ed energia tendono a essere ciclici, interconnessi e caratterizzati da elevati livelli di efficienza [1,2].

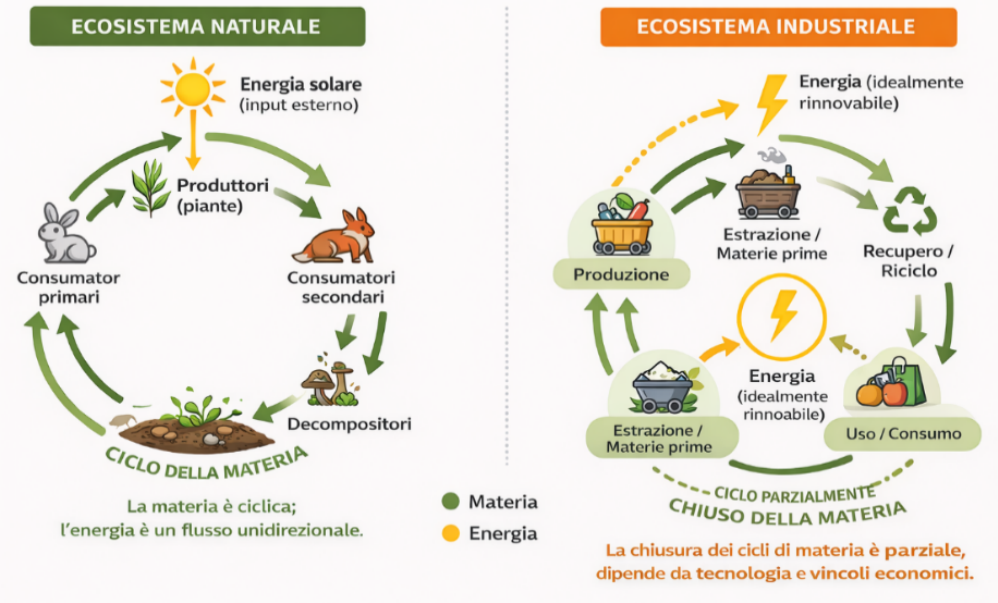


Figura 1-1-analogia tra ecosistema naturale e ecosistema industriale

In tale prospettiva, i sistemi industriali non sono più concepiti come sequenze lineari di trasformazione, ma come reti di processi interdipendenti, nelle quali i sottoprodotti di un'attività possono essere reinseriti come risorse per altri

processi. L'eco-parco industriale rappresenta pertanto una configurazione territoriale ottimale per l'applicazione dei principi dell'ecologia industriale, in quanto la prossimità geografica tra imprese favorisce la realizzazione di scambi fisici di materiali, energia e acqua, riducendo le perdite associate al trasporto e incrementando l'efficienza complessiva del sistema [3,14].

L'applicazione operativa dell'ecologia industriale negli eco-parchi si fonda su alcuni principi cardine ricorrenti in letteratura. In primo luogo, la chiusura dei cicli delle risorse rappresenta un obiettivo centrale, perseguito attraverso il recupero e il riutilizzo sistematico dei sottoprodotti industriali, al fine di ridurre il consumo di materie prime vergini e il conferimento in discarica [2]). In secondo luogo, l'ottimizzazione dei flussi energetici assume un ruolo strategico, mediante la valorizzazione dei cascami termici, l'adozione di sistemi di cogenerazione e l'integrazione di fonti energetiche rinnovabili, con l'obiettivo di incrementare l'efficienza energetica complessiva e ridurre le emissioni climalteranti [3,15]. Tali aspetti risultano essere rappresentati in maniera ottimale all'interno del modello classico di eco-parco industriale, che ha ispirato lo sviluppo dei successivi modelli applicativi, ovvero il caso del Kalundborg eco-industrial park, nel quale, come si vede in Figura 1-2, gli scambi di energia, acqua e materiali risultano essere alla base del funzionamento del parco.

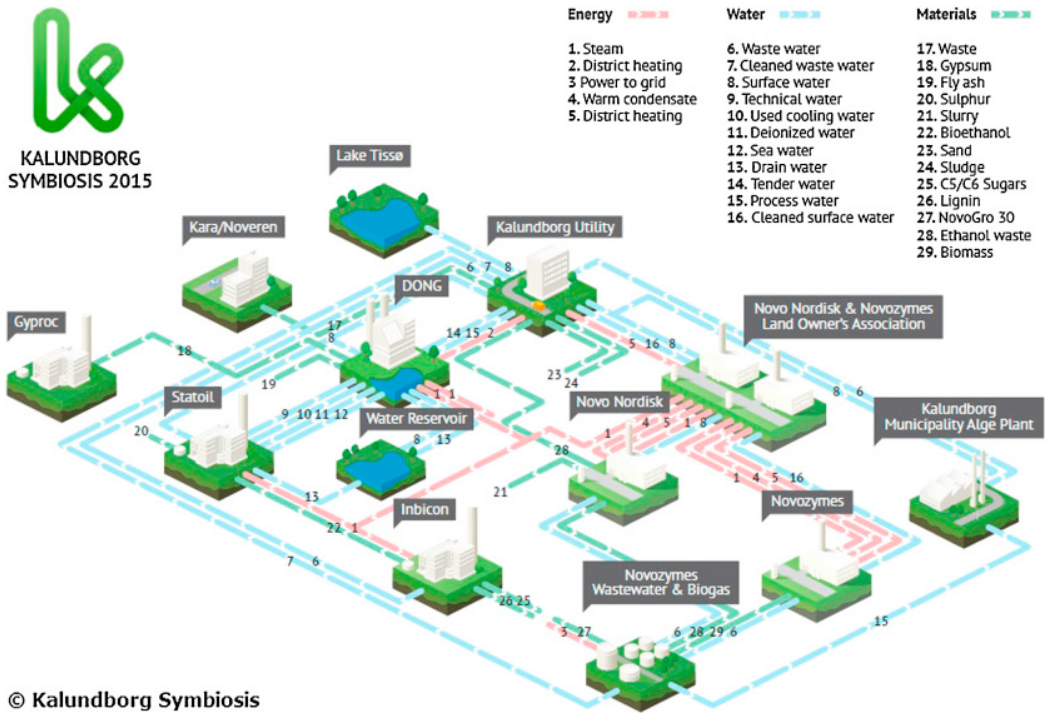


Figura 1-2-Kalundborg eco-industrial park

Un ulteriore principio riguarda la gestione integrata delle risorse idriche, basata sul trattamento e sul riuso delle acque reflue di processo, sulla condivisione di impianti di depurazione e sulla riduzione dei prelievi da corpi idrici naturali. Tale approccio consente non solo di contenere i consumi idrici, ma anche di migliorare la resilienza dei sistemi produttivi rispetto a condizioni di scarsità della risorsa [15]. Parallelamente, la condivisione di infrastrutture e servizi ambientali, quali reti energetiche, impianti di trattamento dei rifiuti, piattaforme logistiche e sistemi di monitoraggio, costituisce un elemento strutturale per l'implementazione stabile delle configurazioni di simbiosi industriale [7].

Nel loro insieme, questi principi configurano l'eco-parco industriale come un meta-sistema produttivo nel quale le prestazioni ambientali ed energetiche non sono il risultato delle singole imprese considerate isolatamente, ma emergono dalle interazioni tra i diversi attori e dall'organizzazione complessiva dei flussi di risorse. Tale impostazione sistemica rappresenta il fondamento concettuale per l'analisi delle configurazioni operative degli eco-parchi e per lo sviluppo degli strumenti di valutazione e monitoraggio della circolarità che verranno approfonditi nei capitoli successivi.

1.2.2 SIMBIOSI INDUSTRIALE: TIPOLOGIE DI SCAMBIO E CONFIGURAZIONI OPERATIVE

La simbiosi industriale rappresenta il meccanismo operativo attraverso il quale i principi dell'ecologia industriale trovano concreta applicazione negli eco-parchi industriali. Essa può essere definita come l'insieme delle relazioni di scambio fisico di materiali, energia, acqua e sottoprodotti tra imprese tradizionalmente separate, finalizzate al conseguimento di benefici ambientali ed economici condivisi [14]. In questo senso, la simbiosi industriale costituisce un elemento cardine delle strategie di economia circolare applicate ai sistemi produttivi, in quanto consente di ridurre gli sprechi, valorizzare risorse secondarie e migliorare l'efficienza complessiva dei processi.

Dal punto di vista strutturale, le configurazioni di simbiosi industriale possono essere distinte in diverse tipologie operative. Una prima configurazione è rappresentata dagli scambi bilaterali diretti, nei quali due imprese instaurano una relazione di scambio stabile basata sulla valorizzazione di un sottoprodotto o di un flusso energetico residuo. Tali configurazioni, sebbene relativamente semplici da implementare, risultano spesso limitate in termini di scalabilità e resilienza del sistema.

Una seconda configurazione comprende le reti multilaterali di simbiosi, nelle quali più imprese partecipano a sistemi complessi di scambio, dando luogo a vere e proprie reti di flussi interconnessi. In questi casi, il valore della simbiosi non risiede unicamente nei singoli scambi, ma emerge dalla struttura complessiva della rete, che consente di aumentare la diversificazione dei flussi e la robustezza del sistema rispetto a variazioni nelle condizioni operative [16].

Un'ulteriore configurazione operativa è rappresentata dai modelli centralizzati, nei quali uno o più nodi infrastrutturali svolgono il ruolo di hub per la raccolta, il trattamento e la redistribuzione dei flussi di materiali o di energia. Tali hub possono includere impianti di trattamento dei rifiuti, piattaforme di recupero di sottoprodotti o reti energetiche condivise. Questo tipo di configurazione risulta particolarmente rilevante negli eco-parchi industriali di maggiore dimensione e nei contesti territoriali caratterizzati da un'elevata eterogeneità delle attività produttive [7].

Dal punto di vista funzionale, gli scambi di simbiosi industriale possono essere di varia natura ma possono essere classificati in base alla tipologia di risorsa coinvolta. Le principali categorie includono:

(i) scambi di materiali solidi, quali sottoprodotti di lavorazione e residui industriali;

(ii) scambi di fluidi, in particolare acque di processo e solventi;

(iii) scambi energetici, comprendenti calore di scarto, vapore ed energia elettrica;

(iv) condivisione di servizi e infrastrutture ambientali, quali sistemi di trattamento dei reflui, gestione dei rifiuti e servizi logistici comuni.

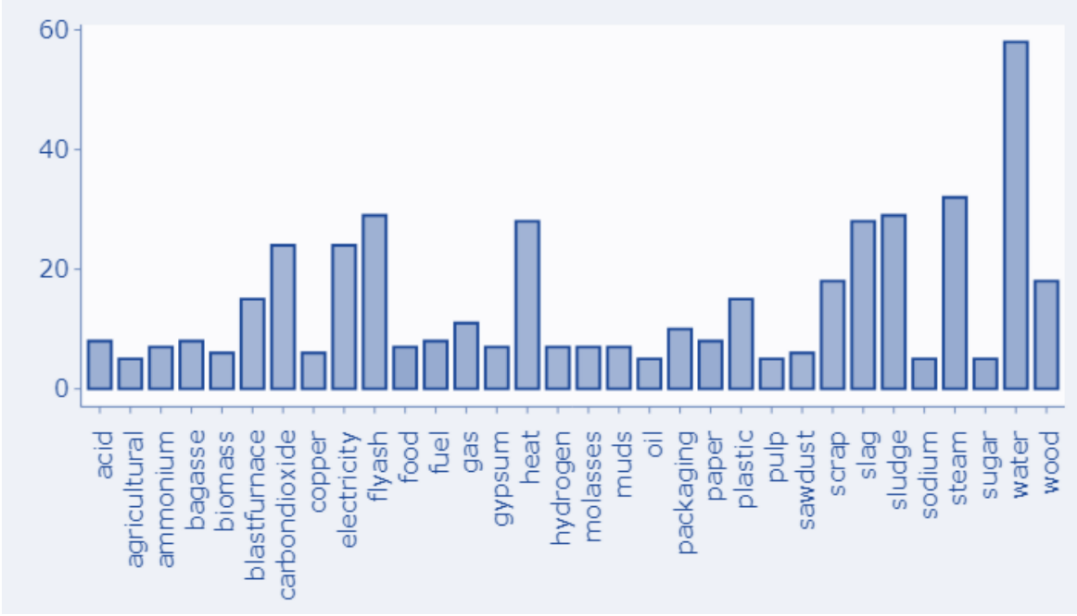


Figura 1-3 frequenza dei flussi di scambio nei sistemi esistenti di industrial symbiosis[17]

La Figura 1-3, riporta la frequenza di occorrenza delle diverse tipologie di risorse scambiate nei sistemi di simbiosi industriale analizzati in letteratura. I dati derivano dall'analisi di 80 casi studio condotta da Rohde-Lütje e Wohlgemuth [17], mostrano come il flusso più consolidato sia quello relativo alle acque seguito da vapore, fanghi, scorie di altoforno e di acciaieria, ceneri volanti (di carbone), calore, elettricità, anidride carbonica, rottami metallici e plastiche di scarto.

I risultati della ricerca evidenziano, inoltre, come gli scambi di materiali solidi e sottoprodotti rappresentino la categoria più diffusa, risultando presenti in tutti i casi analizzati (100%). Seguono gli scambi energetici (78% dei casi) e gli scambi di acqua e reflui (61%). La figura mostra inoltre la distribuzione dettagliata delle

singole risorse scambiate (ad esempio vapore, calore, acqua, fanghi, plastica, gesso, biomassa), mettendo in evidenza una marcata eterogeneità nelle configurazioni operative dei sistemi di simbiosi industriale.

Tali evidenze confermano che, sebbene la simbiosi industriale sia spesso concettualizzata come uno scambio generico di risorse tra imprese, nella pratica essa assume configurazioni differenziate, con una predominanza di scambi materiali rispetto a quelli idrici ed energetici.

La letteratura più recente evidenzia come le configurazioni di simbiosi industriale non siano necessariamente limitate alla scala del singolo eco-parco, ma possano estendersi a livello distrettuale o regionale attraverso reti facilitate di scambio. Studi applicativi condotti in contesti industriali complessi mostrano come l'analisi integrata dei flussi di rifiuti e delle relazioni tra imprese consenta di individuare significative opportunità di recupero e di riduzione degli impatti ambientali anche al di fuori di aree produttive formalmente organizzate come eco-parchi [18,19].

Nel loro insieme, le diverse tipologie di simbiosi industriale e le configurazioni operative descritte evidenziano come l'efficacia di un eco-parco industriale dipenda non solo dalla presenza di singoli scambi, ma dalla struttura complessiva della rete di relazioni tra imprese e dalla capacità del sistema di evolvere e adattarsi nel tempo. Tale complessità rende necessario l'impiego di strumenti quantitativi di analisi e monitoraggio, in grado di valutare il funzionamento delle reti di simbiosi e il loro contributo alla circolarità dei sistemi produttivi.

1.2.3 BENEFICI AMBIENTALI, ECONOMICI E SOCIALI

L'implementazione di eco-parchi industriali basati su configurazioni di simbiosi industriale permette di ottenere benefici relativi alle dimensioni ambientale, economica e sociale della sostenibilità, come risultato dell'organizzazione integrata dei flussi di materia ed energia e della cooperazione tra le imprese. Tali benefici non sono riconducibili esclusivamente alle prestazioni delle singole unità produttive considerate isolatamente, ma emergono dalle interazioni tra i soggetti e dalla struttura complessiva delle reti di scambio che caratterizzano il sistema produttivo.

Dal punto di vista ambientale, i principali effetti positivi riguardano la riduzione del consumo di materie prime vergini, il contenimento della produzione di rifiuti e la diminuzione delle emissioni in atmosfera, in particolare dei gas a effetto serra. La valorizzazione dei sottoprodotti industriali come risorse secondarie consente di sostituire input primari lungo le catene produttive e di ridurre il ricorso a forme di smaltimento finale o a trattamenti ad elevata intensità energetica [4,20]. Ulteriori benefici ambientali derivano dalla riduzione delle distanze di trasporto dei materiali e dei rifiuti, favorita dalla prossimità geografica tra le imprese e dalla localizzazione degli scambi all'interno di uno stesso ambito territoriale.

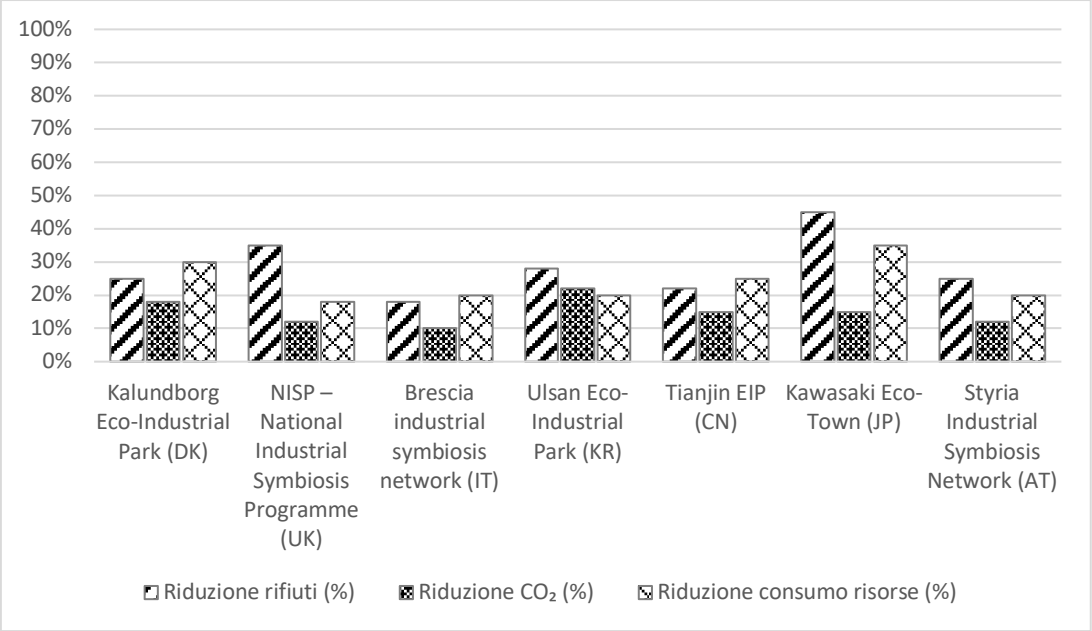


Figura 1-4Riduzione di rifiuti, CO2 e consumo di risorse nei casi applicativi di simbiosi industriale

Sul lato economico, gli eco-parchi industriali consentono di generare vantaggi competitivi per le imprese coinvolte. In particolare, la simbiosi industriale contribuisce alla riduzione dei costi di smaltimento dei rifiuti, alla diminuzione dei costi di approvvigionamento delle materie prime mediante la sostituzione di input vergini con risorse secondarie, nonché alla riduzione dei costi energetici grazie al recupero e alla condivisione dei flussi energetici. A questi effetti si affiancano la possibilità di generare nuovi ricavi dalla valorizzazione dei sottoprodotti e i risparmi derivanti dalla condivisione di infrastrutture e servizi comuni [16,7].

La letteratura e i report istituzionali evidenziano come tali benefici economici possano tradursi, in termini indicativi, in riduzioni dei costi di smaltimento comprese tra il 20% e il 40%, risparmi nei costi di approvvigionamento delle materie prime tra il 10% e il 25% e riduzioni dei costi energetici dell'ordine del 15–30%, con variazioni legate alle caratteristiche del sistema produttivo e al grado di integrazione delle reti di simbiosi [13,15,9].

Sotto il profilo sociale e territoriale, gli eco-parchi industriali possono contribuire al rafforzamento del capitale umano e relazionale, favorendo forme strutturate di cooperazione tra imprese, istituzioni e comunità locali. La presenza di reti di simbiosi industriale stimola processi di apprendimento collettivo, la diffusione di competenze tecniche e l'innovazione organizzativa, con ricadute positive sull'occupazione qualificata e sulla qualità ambientale dei territori ospitanti [21, 9]. Inoltre, la riduzione degli impatti ambientali locali e il miglioramento complessivo della gestione delle risorse contribuiscono ad accrescere l'accettabilità sociale delle attività industriali.

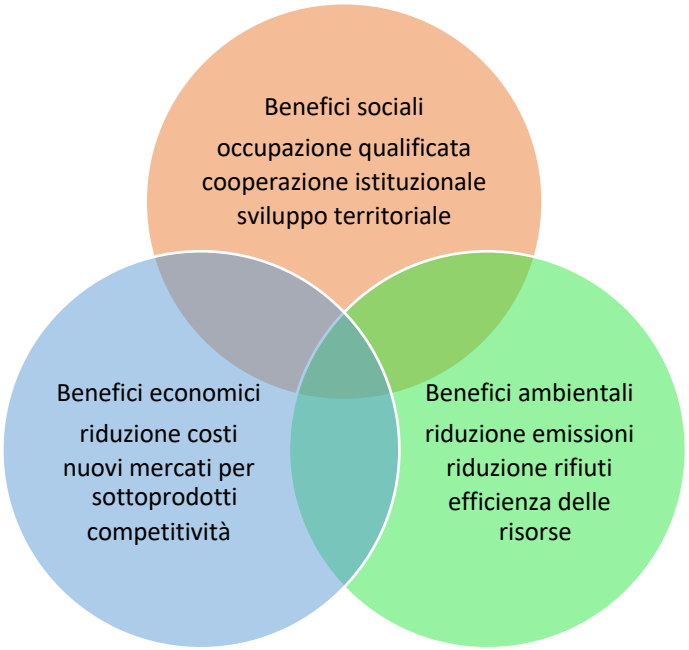


Figura 1-5-Benefici degli eco parchi industriali

Nel loro insieme, i benefici associati agli eco-parchi industriali evidenziano come la simbiosi industriale rappresenti non solo una strategia di efficienza

ambientale, ma anche uno strumento di sviluppo industriale sostenibile e territoriale. Tuttavia, la quantificazione di tali benefici risulta fortemente dipendente dalla struttura delle reti di scambio e dal contesto in cui esse si sviluppano, rendendo necessario il ricorso a strumenti analitici in grado di valutare in modo sistematico le prestazioni ambientali, economiche e sociali dei sistemi industriali complessi.

1.2.4 CRITICITÀ E LIMITI DI IMPLEMENTAZIONE

Nonostante i benefici ambientali, economici e sociali associati agli eco-parchi industriali e alle configurazioni di simbiosi industriale, l'applicazione di questo modello presenta delle criticità che ne possono limitare l'efficacia e la diffusione. Tali criticità sono riconducibili a fattori di natura tecnica, economica, organizzativa e istituzionale, e risultano fortemente dipendenti dal contesto territoriale e produttivo in cui vogliono essere applicati.

Dal punto di vista tecnico, una delle principali difficoltà riguarda la progettazione e la gestione dei flussi di materia ed energia. I principali fattori che concorrono sono:

(i) compatibilità qualitativa e quantitativa dei sottoprodotti;
(ii) continuità temporale dei flussi;
(iii) necessità di adeguamenti tecnologici dei processi produttivi

Tali fattori rappresentano punti critici per la creazione e la stabilità delle reti di simbiosi industriale. In molti casi, la variabilità dei volumi e delle caratteristiche dei flussi rende complessa l'integrazione tra imprese e aumenta il rischio operativo associato agli scambi [22].

Dal punto di vista economico, lo sviluppo di eco-parchi industriali richiede spesso investimenti iniziali significativi, legati alla realizzazione di infrastrutture condivise, impianti di trattamento e sistemi di distribuzione dei flussi. I benefici economici, seppur potenzialmente rilevanti, possono manifestarsi nel medio-lungo periodo, mentre i costi sono concentrati nelle fasi iniziali del progetto. Inoltre, la distribuzione non uniforme dei benefici tra gli attori coinvolti può generare ostacoli per lo sviluppo di tali configurazioni industriali [7].

Un'ulteriore criticità riguarda gli aspetti organizzativi e di governance. La simbiosi industriale presuppone elevati livelli di coordinamento, fiducia e

condivisione delle informazioni tra imprese che, nella maggior parte dei casi, operano in un contesto competitivo. L'assenza di strutture di governance dedicate, di soggetti facilitatori e di meccanismi contrattuali chiari può compromettere l'avvio e il consolidamento delle reti di scambio, limitandone la capacità di evolvere nel tempo [6].

Dal punto di vista normativo e istituzionale, permangono in molti contesti barriere legate alla classificazione dei sottoprodotti, alla gestione dei rifiuti e alla responsabilità ambientale. L'incertezza regolatoria e la complessità delle procedure autorizzative possono rappresentare un disincentivo all'attivazione di scambi di simbiosi industriale, in particolare quando i benefici ambientali non sono immediatamente riconosciuti o valorizzati dai quadri normativi esistenti.

LIMITI SPECIFICI NEL CONTESTO ITALIANO

Nel contesto italiano, le criticità riportate in precedenza risultano amplificate da alcune caratteristiche strutturali del sistema industriale e territoriale. La forte frammentazione del tessuto produttivo, dominato da piccole e medie imprese, rende più complessa l'attivazione di reti di simbiosi industriale stabili, sia per la limitata capacità di investimento sia per la ridotta disponibilità di volumi da una singola entità. Inoltre, la distribuzione spaziale disomogenea delle attività produttive e la presenza di aree industriali disgregate ostacolano la realizzazione di infrastrutture condivise e la gestione integrata dei flussi.

Ulteriori limiti derivano dalla variabilità dei quadri normativi regionali e dalla disomogeneità nell'attuazione delle politiche per le aree produttive ecologicamente attrezzate (APEA). In molti casi, l'assenza di strumenti operativi di monitoraggio e di indicatori standardizzati per la valutazione delle prestazioni ambientali e circolari degli eco-parchi industriali rende difficile confrontare le esperienze esistenti e orientare le decisioni di policy. Tali elementi evidenziano la necessità di rafforzare l'integrazione tra pianificazione territoriale, politiche industriali e strumenti di analisi quantitativa, al fine di superare i limiti attualmente riscontrabili nel contesto nazionale.

Nel loro insieme, le criticità e i limiti di implementazione analizzati confermano come il successo degli eco-parchi industriali non dipenda esclusivamente dalla disponibilità di opportunità tecniche di simbiosi, ma richieda un approccio

sistemico che integri aspetti tecnologici, economici, organizzativi e istituzionali. Questo quadro giustifica l'esigenza di disporre di strumenti di valutazione e monitoraggio in grado di supportare la progettazione, la gestione e l'evoluzione delle configurazioni di simbiosi industriale. Tali aspetti verranno trattati ampiamente nelle sezioni successive.

1.3 STATO DELL'ARTE DEGLI EIP IN ITALIA

L'analisi dello stato dell'arte degli eco-parchi industriali in Italia consente di collocare le esperienze nazionali nel più ampio quadro dell'ecologia industriale e dell'economia circolare, mettendone in evidenza specificità, risultati e criticità. Il contesto italiano è caratterizzato da un'elevata eterogeneità territoriale e produttiva, da una forte presenza di piccole e medie imprese e da una tradizione industriale spesso sviluppatasi in modo non pianificato, elementi che incidono in modo significativo sulle modalità di implementazione delle configurazioni di simbiosi industriale.

A differenza di altri contesti internazionali nei quali gli eco-parchi industriali sono stati concepiti come progetti unitari sin dalle fasi iniziali di pianificazione, in Italia l'evoluzione verso modelli di area produttiva sostenibile è avvenuta prevalentemente attraverso processi incrementali, spesso promossi a livello regionale o locale. In questo quadro, il concetto di APEA ha rappresentato il principale riferimento per l'integrazione di obiettivi ambientali, infrastrutturali e di governance nelle aree industriali esistenti e di nuova realizzazione.

La presente sezione analizza lo stato dell'arte degli eco-parchi industriali in Italia attraverso un inquadramento normativo e istituzionale, l'esame della diffusione e delle principali tipologie di esperienze esistenti e la discussione dei risultati conseguiti e delle criticità emerse. Tale analisi costituisce un passaggio fondamentale per comprendere le potenzialità e i limiti del contesto nazionale e per orientare l'applicazione degli strumenti di monitoraggio e valutazione della circolarità approfonditi nei capitoli successivi.

1.3.1 INQUADRAMENTO NORMATIVO E ISTITUZIONALE

L'evoluzione degli eco-parchi industriali in Italia si inserisce in un quadro normativo e istituzionale caratterizzato da un forte dialogo tra le istituzioni, in

particolare si passa dal livello regionale al livello nazionale fino ad arrivare a scala europea. A differenza di altri Paesi nei quali il concetto di eco-industrial park è stato introdotto attraverso programmi nazionali dedicati, nel contesto italiano lo sviluppo di aree produttive è avvenuto principalmente mediante l'applicazione di strumenti di pianificazione territoriale e ambientale, nei quali le Regioni hanno svolto un ruolo centrale.

Un primo riferimento normativo in merito è rappresentato dal D.Lgs. 31 marzo 1998, n. 112, che ha introdotto il concetto di Aree Produttive Ecologicamente Attrezzate (APEA), attribuendo alle Regioni la competenza in materia di individuazione, disciplina e gestione di tali aree. [23]. Le APEA sono concepite come aree adibite all'uso industriale caratterizzate dalla presenza di infrastrutture e servizi comuni finalizzati alla tutela dell'ambiente, alla prevenzione dell'inquinamento e alla gestione integrata delle risorse. Pur non coincidenti formalmente con il modello internazionale di eco-parco industriale, le APEA ne condividono alcuni principi fondamentali, quali la gestione collettiva dei servizi ambientali e la pianificazione integrata delle infrastrutture.

Nel corso degli anni, diverse Regioni italiane hanno adottato normative specifiche per la regolamentazione delle APEA, definendone requisiti minimi, criteri di certificazione e modalità di governance. Tuttavia, tale evoluzione è avvenuta in modo non omogeneo sul territorio nazionale, determinando una pluralità di modelli applicativi e una variabilità significativa nelle modalità di implementazione.

In parallelo, il quadro europeo ha progressivamente rafforzato l'attenzione verso la sostenibilità delle aree produttive e la promozione dei meccanismi di simbiosi industriale applicando una serie di iniziative strategiche orientate alla transizione verso modelli economici nei quali l'uso delle risorse è più efficiente. Un passaggio centrale in tale evoluzione è rappresentato dalla Comunicazione della Commissione Europea COM(2015) 614 final, intitolata "Closing the loop: An EU action plan for the Circular Economy" [8], con la quale è stato definito un piano d'azione organico volto a favorire la prevenzione dei rifiuti, il riutilizzo dei materiali, il riciclo e promuovere l'innovazione dei modelli produttivi. Tale quadro è stato successivamente rafforzato da ulteriori strategie europee in

materia di decarbonizzazione, efficienza energetica e uso sostenibile delle risorse, che hanno contribuito a consolidare il ruolo delle aree produttive come ambiti privilegiati per l'attuazione operativa dei principi dell'economia circolare.

In ambito nazionale, questi indirizzi sono stati recepiti e sistematizzati nella Strategia Nazionale per l'Economia Circolare, approvata con Decreto del Ministero della Transizione Ecologica n. 259 del 24 giugno 2022 [10]. La Strategia individua tra le priorità di intervento la promozione di modelli produttivi circolari, il rafforzamento della simbiosi industriale, il miglioramento delle prestazioni ambientali delle aree produttive, nonché il recupero delle aree degradate per utilizzi produttivi. Questo ha reso esplicito il ruolo delle aree industriali sostenibili quali leve strategiche per la trasformazione del sistema industriale italiano, traguardando gli obiettivi europei di neutralità climatica e di uso efficiente delle risorse. Nella Tabella 1-1 sono rappresentati i riferimenti normativi nazionali ed europei relativi al tema degli eco-parchi industriali.

Tabella 1-1-Principali riferimenti normativi in tema di eco-parchi industriali

Livello	Riferimenti normativi
Nazionale	• *D.Lgs. 31 marzo 1998, n. 112, art. 26* • *D.Lgs. 3 aprile 2006, n. 152 (Testo Unico Ambientale)* • *Strategia Nazionale per l'Economia Circolare (DM n. 259/2022)*
Europeo	• *Comunicazione COM(2015) 614 final*

Dal punto di vista istituzionale, l'attuazione delle politiche relative alle aree produttive sostenibili coinvolge una pluralità di attori, tra cui amministrazioni regionali e comunali, enti gestori delle aree industriali, consorzi industriali e soggetti facilitatori. Tale configurazione multilivello comporta opportunità in termini di adattamento alle specificità territoriali, ma al contempo introduce complessità nei processi decisionali e nella definizione di standard uniformi di prestazione ambientale. Come si evince dalla Tabella 1-2 non tutte le regioni hanno legiferato in materia, componendo un quadro molto complesso all'interno del quale muoversi.

Tabella 1-2-Principali riferimenti normativi e atti di indirizzo a livello regionale

Regione	riferimenti normativi e atti di indirizzo
Emilia-Romagna	• *L.R. 24 marzo 2000, n. 20* • *Deliberazione Assemblea Legislativa 13 giugno 2007, n. 118*
Toscana	• *L.R. 22 dicembre 2003, n. 61* • *D.P.G.R. 2 dicembre 2009, n. 74/R*
Liguria	• *L.R. 24 marzo 1999, n. 9*
Marche	• *L.R. 8 ottobre 2005, n. 16*
Piemonte	• *L.R. 22 novembre 2004, n. 34* • *D.G.R. 28 luglio 2009, n. 30-11858*
Lazio	• *L.R. 6 agosto 1999, n. 14* • *D.G.R. 14 luglio 2015, n. 349* • *D.G.R. 11 febbraio 2020, n. 45*
Puglia	• *L.R. 31 gennaio 2003, n. 2*
Sardegna	• *D.G.R. n. 4/2 del 25 gennaio 2013*
Friuli-Venezia Giulia	• *L.R. 20 febbraio 2015, n. 3* • *D.P.Reg. 10 ottobre 2022, n. 122*
Campagna	• *L.R. 22 dicembre 2004, n. 16, art. 43-bis;* • *Regolamento regionale 6 ottobre 2025, n. 3*
Abruzzo	• *L.R. 29 luglio 2011, n. 23*
Calabria	• *L.R. 29 marzo 2024, n. 16*

1.3.2 DIFFUSIONE E TIPOLOGIE DI ESPERIENZE IN ITALIA

La diffusione delle esperienze riconducibili al modello di eco-parco industriale in Italia si presenta eterogenea sia sotto il profilo geografico sia sotto quello funzionale. A differenza di altri paesi nei quali gli eco-industrial parks sono stati sviluppati attraverso programmi nazionali strutturati e coordinati, nel caso italiano le iniziative si presentano a scala di pianificazione regionale, con modalità differenti.

In primo luogo, bisogna fare una distinzione tra le aree formalmente riconosciute come APEA e aree industriali che, pur non essendo classificate come APEA, hanno implementato interventi puntuali di miglioramento ambientale o

configurazioni di simbiosi industriale. Le APEA formalmente istituite risultano formalmente istituite solamente in alcune Regioni che hanno definito i criteri tecnici e le procedure di riconoscimento strutturate, come Emilia-Romagna, Toscana, Piemonte e Lazio. In tali contesti, l'approccio si è tradotto nell'introduzione di requisiti minimi relativi alla gestione integrata delle acque, all'efficienza energetica, alla mobilità sostenibile e alla presenza di un soggetto gestore responsabile dei servizi comuni.

Accanto a queste esperienze, sono noti numerosi casi di aree industriali che hanno avviato percorsi di realizzazione di infrastrutture condivise, impianti centralizzati di trattamento, reti energetiche di area o piattaforme per la gestione dei rifiuti. In tali situazioni, il modello di eco-parco si sviluppa in modo incrementale, introducendo elementi tipici dell'ecologia industriale, quali la condivisione di servizi e l'ottimizzazione dei flussi.

Nel contesto italiano risultano particolarmente significative le esperienze rappresentate dalle reti di simbiosi industriale a scala distrettuale o regionale, nelle quali lo scambio di sottoprodotti e risorse avviene tra imprese localizzate anche al di fuori di un'unica area produttiva pianificata. Tali reti sono spesso facilitate da enti pubblici, agenzie regionali per l'energia e l'ambiente o progetti finanziati a livello europeo, e si basano su strumenti di analisi dei flussi di materia e sulla creazione di piattaforme di incontro tra domanda e offerta di sottoprodotti. Questo modello, pur non coincidente con la configurazione classica di eco-parco, contribuisce in modo significativo alla diffusione dei principi della simbiosi industriale nel sistema produttivo nazionale.

Dal punto di vista quantitativo, non sono presenti dati relativi ai parchi industriali. La mancanza di un registro omogeneo nazionale delle APEA e degli eco-parchi industriali rende complessa una mappatura completa e aggiornata.

1.3.3 POTENZIALITÀ E LIMITI DEL MODELLO ITALIANO DI ECO-PARCO INDUSTRIALE

Vedendo lo stato dell'arte delle aree produttive in Italia sia come aree produttive ecologicamente attrezzate che di reti di simbiosi industriale si evince un quadro molto complesso, nel quale a significative potenzialità si affiancano limiti strutturali connessi al contesto economico, territoriale e istituzionale nazionale.

Il modello italiano non si configura come un sistema unitario e standardizzato, ma come un insieme di pratiche e strumenti sviluppati in modo differenziato a livello regionale, con livelli di maturità e strutturazione variabili.

Tra le principali potenzialità si evidenzia, in primo luogo, la presenza di un quadro normativo che, pur eterogeneo, riconosce formalmente il ruolo delle APEA e attribuisce alle Regioni strumenti di pianificazione e regolazione delle aree produttive in chiave ambientale. Tale assetto consente un adattamento alle specificità territoriali e favorisce l'integrazione tra pianificazione urbanistica, gestione ambientale e politiche industriali. In secondo luogo, la diffusione di distretti industriali e filiere produttive specializzate rappresenta un terreno potenzialmente favorevole allo sviluppo di configurazioni di simbiosi industriale, grazie alla prossimità tra imprese e alla complementarità dei processi produttivi.

Un ulteriore elemento di forza è rappresentato dalla crescente integrazione delle politiche per l'economia circolare nei documenti strategici nazionali e regionali, che attribuiscono un ruolo crescente alle aree produttive sostenibili quali ambiti privilegiati per l'implementazione operativa di interventi di efficientamento energetico, gestione integrata dei rifiuti e valorizzazione dei sottoprodotti. In questo senso, il modello italiano presenta potenzialità significative in termini di allineamento con gli obiettivi europei di decarbonizzazione e uso efficiente delle risorse.

Accanto a tali elementi, emergono tuttavia limiti strutturali che ne condizionano la piena attuazione. La frammentazione del tessuto produttivo, caratterizzato dalla prevalenza di piccole e medie imprese, riduce la capacità di investimento in infrastrutture condivise e limita la disponibilità di competenze tecniche dedicate alla gestione sistemica dei flussi di materia ed energia. Inoltre, la mancanza di un sistema nazionale di monitoraggio e di indicatori standardizzati per la valutazione delle prestazioni ambientali delle APEA rende difficile confrontare le esperienze regionali e misurarne l'efficacia in termini di circolarità. Ulteriori criticità sono riconducibili alla disomogeneità delle discipline regionali, che, pur costituendo un elemento di flessibilità, comporta una variabilità significativa nei requisiti tecnici, nelle procedure di riconoscimento e nei modelli

di governance adottati. Tale situazione può generare incertezza per gli operatori economici e ostacolare la diffusione di best practice a livello nazionale.

Nel complesso, il modello italiano di eco-parco industriale si configura come un sistema in evoluzione, caratterizzato da sperimentazioni territoriali e da un progressivo consolidamento normativo, ma ancora privo di un quadro unitario di riferimento in termini di standard prestazionali e strumenti di valutazione. Questa condizione rafforza la necessità di sviluppare approcci analitici e metodologici capaci di misurare in modo oggettivo il livello di circolarità e le performance ambientali delle aree produttive, tema che sarà approfondito nei capitoli successivi dedicati agli strumenti di monitoraggio.

In sintesi, il panorama italiano appare caratterizzato da una pluralità di modelli organizzativi e livelli di maturità differenti. Alcune esperienze presentano una strutturazione avanzata, con sistemi di gestione ambientale integrati e meccanismi di coordinamento consolidati, mentre altre si configurano come iniziative sperimentali o progetti pilota. Questa varietà riflette, da un lato, la capacità di adattamento alle specificità territoriali, ma dall'altro evidenzia l'assenza di uno standard nazionale uniforme in termini di requisiti prestazionali e sistemi di monitoraggio, elemento che incide sulla comparabilità e sulla valutazione delle performance ambientali e circolari delle aree produttive italiane.

1.4 STRUMENTI PER IL MONITORAGGIO E LA MISURA DELLA CIRCOLARITÀ

L'analisi e la valutazione delle prestazioni ambientali e circolari degli eco-parchi industriali richiedono l'impiego di strumenti in grado di quantificare i flussi di materia ed energia, stimare gli impatti ambientali e valutare il livello di interazione tra le imprese. La crescente complessità delle reti di simbiosi industriale e la necessità di supporto alle decisioni del pianificatore rende indispensabile adottare approcci analitici strutturati, con indicatori comparabili.

Nel contesto dell'economia circolare, misurare la circolarità si esplicita nell'analisi dei flussi in ingresso e in uscita, nelle opportunità di chiusura dei cicli e corrispettiva stima dei benefici ambientali associati agli scambi di simbiosi e valutare la resilienza del sistema rispetto a variazioni delle condizioni operative.

Tali valutazioni e il monitoraggio delle prestazioni sono la chiave strategica volta a supportare la progettazione, l'ottimizzazione dei cicli e alla valutazione delle performance delle aree produttive.

Tra gli strumenti maggiormente utilizzati in letteratura e nelle applicazioni operative, vi sono:

(i) l'Analisi dei Flussi di Materia (Material Flow Analysis – MFA);
(ii) la Valutazione del Ciclo di Vita (Life Cycle Assessment – LCA);
(iii) le metriche integrate nei framework ESG (Environmental, Social and Governance);
(iv) gli indicatori di circolarità relativi alla normativa tecnica.

Ciascuno di questi strumenti è solitamente applicato a scala micro e risponde a finalità differenti, pertanto relativamente al contesto degli eco-parchi industriali presentano alcuni punti di forza, ma anche dei limiti applicativi.

La presente sezione intende fornire un inquadramento sistematico dei principali strumenti di monitoraggio e misurazione della circolarità che attualmente sono in uso, evidenziandone presupposti teorici, modalità operative e ambiti di applicazione. L'obiettivo è mostrare lo stato dell'arte che costituisce allo stato attuale il quadro metodologico di riferimento per analizzare in modo quantitativo le prestazioni dei sistemi industriali complessi oggetto di studio.

Nei paragrafi seguenti verranno quindi approfonditi, in sequenza, l'Analisi dei Flussi di Materia, la Valutazione del Ciclo di Vita e i criteri ESG , le principali norme e indicatori utilizzati per la misurazione del livello di circolarità saranno approfonditi nel capitolo successivo.

1.4.1 MATERIAL FLOW ANALYSIS – MFA

La Material Flow Analysis (MFA) costituisce uno degli strumenti metodologici più diffusi nell'ecologia industriale per analizzare i sistemi produttivi complessi. La sua origine teorica è strettamente connessa al concetto di metabolismo industriale, introdotto da Ayres nel 1989, secondo il quale i sistemi economici possono essere interpretati come sistemi fisici aperti che trasformano materia ed energia, generando flussi in ingresso, in uscita e accumuli interni [24].

Sulla linea del lavoro condotto da Ayres, Baccini e Brunner nel 1991 hanno contribuito a strutturare quella che hanno definito come l'analisi del metabolismo

dell'antroposfera, introducendo strumenti quantitativi per descrivere sistematicamente i flussi e gli stock di materiali nei sistemi. In questo contesto si consolida la MFA, intesa come modello operativo per la quantificazione e rappresentazione dei flussi di materia all'interno di un sistema definito [25].

Successivamente, in linea con gli studi condotti in precedenza Brunner e Rechberger con la pubblicazione del *Practical Handbook of Material Flow Analysis* nel 2004 hanno contribuito a compiere un passo avanti significativo dal punto di vista della modellazione operativa, traducendo i principi concettuali precedenti in una metodologia rigorosa, trasparente e riproducibile per condurre effettive analisi di flusso.

Rispetto ai contributi precedenti, nei quali la descrizione dei flussi materiali aveva prevalentemente una funzione interpretativa e diagnostica, l'apporto di Brunner e Rechberger consiste nella costruzione di un impianto metodologico rigoroso fondato su alcuni elementi innovativi [26]. Dapprima viene introdotta una terminologia standardizzata che distingue in modo chiaro i beni, le sostanze, i materiali, i processi, i flussi e gli stock, diminuendo problematiche legate all'ambiguità delle definizioni. Questo livello di dettaglio costituisce il presupposto per la replicabilità e la comparabilità delle analisi. La MFA viene quindi definita come procedura modellistica, che presuppone la delimitazione esplicita dei confini spaziali e temporali del sistema, la scomposizione in processi elementari e la quantificazione dei flussi attraverso coefficienti di trasferimento. L'analisi assume così una struttura analoga a quella di un bilancio, nella quale ogni processo è rappresentato come nodo di trasformazione o trasferimento di materia, e l'intero sistema è descritto come rete di relazioni fisiche coerenti con il principio di conservazione della massa. Un ulteriore elemento innovativo consiste nella valutazione dell'incertezza dei dati e nella previsione di procedure di controllo della coerenza dei bilanci. Infine, l'MFA viene concepita come strumento orientato al supporto decisionale. La rappresentazione sistemica dei flussi, mediante modelli grafici e matriciali, non è limitata alla funzione descrittiva, ma consente di individuare eventuali punti critici, accumuli, perdite e potenziali interventi migliorativi. In questo senso, la MFA si configura come

modello operativo per la pianificazione ambientale, la gestione delle risorse e l'ottimizzazione dei sistemi produttivi.

Nel corso degli ultimi decenni, la Material Flow Analysis ha progressivamente assunto un ruolo centrale all'interno della ricerca accademica legata all'ecologia industriale, ingegneria ambientale e all'economia circolare. Se inizialmente l'MFA era applicata in contesti relativamente circoscritti, quali l'analisi del metabolismo urbano o la gestione dei rifiuti, con il consolidamento metodologico dello strumento essa è stata progressivamente estesa a scale e ambiti differenti, includendo sistemi produttivi complessi, filiere industriali, risorse critiche e analisi macroeconomiche. Pertanto, la MFA si è consolidata come un riferimento metodologico per l'analisi del funzionamento delle attività produttive, applicando un modello multidisciplinare basato sui bilanci di materia.

La crescente presenza della MFA nella letteratura internazionale non indica soltanto un aumento quantitativo delle pubblicazioni, ma segnala il suo consolidamento come riferimento metodologico per l'analisi della base materiale dei sistemi produttivi e della circolarità. L'andamento riportato in Figura 1-6 evidenzia tale dinamica.

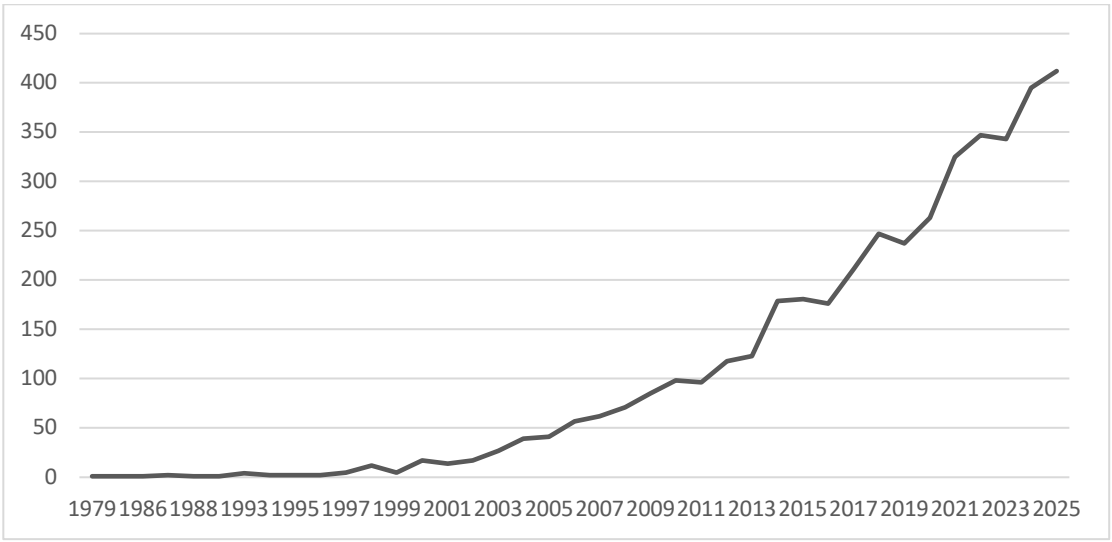


Figura 1-6-Numero di pubblicazioni su MFA nel tempo

TIPOLOGIE DI MATERIAL FLOW ANALYSIS

L'Analisi dei Flussi di Materia può essere declinata a diverse scale di applicazione, mantenendo invariato il principio del bilancio di massa ma adattando il livello di dettaglio del sistema analizzato. A scala di processo o di

singolo impianto, la MFA assume la forma di un bilancio dettagliato volto a descrivere le trasformazioni interne e a individuare inefficienze o perdite materiali. Quando estesa a scala di area produttiva o territoriale, l'analisi consente di rappresentare la rete di flussi tra più attori, configurando il sistema come insieme interconnesso di processi e fornendo una base quantitativa per l'identificazione di opportunità di simbiosi industriale.

A un livello superiore si colloca la Economy-Wide Material Flow Analysis (EW-MFA), applicata a scala nazionale o sovranazionale per quantificare l'estrazione, il commercio e il consumo di materiali nell'intera economia. In questo ambito, la metodologia è utilizzata per la costruzione di indicatori sintetici di uso delle risorse e pressione materiale. Accanto a queste applicazioni, la Substance Flow Analysis (SFA) si concentra sul tracciamento di una specifica sostanza all'interno del sistema, mentre gli approcci dinamici (Dynamic MFA) introducono la dimensione temporale nella modellazione di flussi e stock.

Nel complesso, le diverse tipologie evidenziano la flessibilità della MFA come strumento analitico multi-scala, particolarmente adatto alla descrizione della struttura materiale di sistemi produttivi complessi.

CASI APPLICATIVI DELLA MFA

Dall'analisi della letteratura emerge come l'applicazione della MFA nei contesti di parchi industriali e sistemi di simbiosi assuma configurazioni metodologiche differenti, riconducibili a tre principali ambiti di sviluppo:

(i) la quantificazione strutturale dei flussi materiali intra-parco, finalizzata alla ricostruzione della rete metabolica dell'area produttiva;

(ii) l'integrazione della MFA con strumenti di valutazione ambientale ed ecologica, orientata alla stima di risorse evitate, emissioni ridotte e benefici sistemici;

(iii) l'estensione dell'analisi verso dimensioni economiche e relazionali, mediante la monetizzazione dei flussi e la modellazione delle reti di scambio tra imprese.

Il primo ambito riguarda le applicazioni in cui la MFA è utilizzata per descrivere la configurazione materiale interna di un parco industriale, modellando i processi produttivi come nodi interconnessi da flussi di input, output e

sottoprodotti. In tali studi, l'attenzione è posta sulla ricostruzione sistemica del metabolismo dell'area produttiva, con l'obiettivo di individuare potenziali sinergie e migliorare l'efficienza nell'uso delle risorse. L'analisi condotta nella Qinghai Salt Lake Industrial Zone costituisce un esempio significativo di questa impostazione, in cui la struttura del parco viene formalizzata come rete di processi industriali interdipendenti, consentendo di valutare il grado di integrazione simbiotica e la distribuzione dei flussi materiali.

Il secondo ambito metodologico comprende le applicazioni in cui la MFA viene integrata con strumenti di valutazione ambientale o ecologica. In questi casi, la quantificazione dei flussi materiali rappresenta la base per stimare benefici ambientali associati alla simbiosi industriale, quali riduzioni nel consumo di risorse primarie o nelle emissioni climalteranti. Nel caso di Guiyang, l'analisi metabolica è stata estesa alla scala industriale e regionale al fine di quantificare le risorse risparmiate e le emissioni evitate grazie alle relazioni simbiotiche. Analogamente, nel caso della città industriale di Liuzhou, l'integrazione tra MFA ed emergy evaluation ha consentito di valutare non solo i flussi materiali, ma anche il loro contributo alla pressione sugli ecosistemi e alla sostenibilità complessiva del sistema urbano-industriale. In un ulteriore sviluppo, l'integrazione tra MFA e Life Cycle Assessment nel parco chimico di Hangzhou Bay ha permesso di associare alla descrizione strutturale dei flussi una valutazione degli impatti ambientali, evidenziando possibili fenomeni di spostamento degli impatti tra diverse categorie.

Il terzo ambito di sviluppo riguarda l'ampliamento della MFA verso dimensioni economiche e relazionali. L'integrazione con la Value Stream Analysis (VSA) nel caso della Qinghai Salt Lake Industrial Zone ha introdotto la monetizzazione dei flussi materiali, consentendo di individuare nodi critici non solo sotto il profilo fisico ma anche economico, con implicazioni per la resilienza della rete industriale. Parallelamente, applicazioni a scala territoriale e regionale hanno combinato la MFA con strumenti di analisi delle reti, come nel caso della Provincia di Brescia, dove la quantificazione dei flussi di rifiuti e sottoprodotti è stata utilizzata per costruire una matrice di scambio tra imprese e analizzare la struttura della rete di simbiosi industriale. In tali contesti, la MFA diviene la base

quantitativa per la modellazione della configurazione relazionale del sistema produttivo.

Nel complesso, le applicazioni esaminate evidenziano come la MFA, nei contesti di parchi industriali e sistemi di simbiosi, si configuri come strumento flessibile e scalabile, capace di fungere da infrastruttura analitica per approcci integrati che includono valutazioni ambientali, economiche e strutturali. Tale evoluzione metodologica conferma il ruolo centrale della MFA nel monitoraggio della circolarità e nella progettazione di sistemi industriali territoriali orientati alla sostenibilità. I principali casi studio analizzati e le relative configurazioni metodologiche sono sintetizzati nella Tabella 1-3.

L'analisi comparativa dei casi studio riportati in Tabella 1-3 evidenzia come la MFA costituisca la struttura quantitativa di riferimento per la modellazione dei sistemi industriali a scala micro, meso e macro. Nei contesti di parchi industriali ed ecosistemi produttivi territoriali, la MFA si configura come strumento capace di descrivere la configurazione metabolica dei flussi materiali e di supportare, mediante integrazioni metodologiche, valutazioni ambientali, economiche e strutturali. Tuttavia, pur fornendo una rappresentazione coerente della dimensione fisica dei sistemi produttivi, la MFA non consente di per sé una valutazione completa degli impatti ambientali lungo l'intero ciclo di vita dei processi e dei prodotti coinvolti. Tale limite rende necessario il ricorso a strumenti complementari, tra i quali la Life Cycle Assessment riveste un ruolo centrale.

Tabella 1-3-Analisi di letteratura comparativa

Caso	Contesto	Scala	Integrazione metodologica	Tema principale	Contributo alla circolarità
Qinghai Salt Lake Industrial Zone [27]	Parco industriale	Meso	MFA + VSA	Analisi metabolica + rischio economico	Monetizzazione dei flussi e identificazione nodi critici
Hangzhou Bay Chemical Park [28]	Parco industriale	Meso	MFA + LCA	Impatti ambientali del sistema di trattamento	Integrazione strutturale MFA–LCA
Guiyang [29]	Sistema industriale regionale	Macro	MFA + Valutazione dei benefici ambientali	Risorse evitate e CO_2 evitata	Quantificazione benefici ambientali
Liuzhou [30]	Sistema urbano industriale	Macro	MFA + Emergy analysis	Benefici ambientali ed ecologici	Integrazione metabolismo industriale e urbano
Provincia di Brescia [31]	Rete regionale	Macro	MFA	Flussi scorie siderurgiche	Monitoraggio potenziale di simbiosi
Rete regionale di simbiosi [19]	Rete regionale	Macro	MFA + SNA	Struttura e scalabilità rete IS	Analisi relazionale della circolarità

1.4.2 LIFE CYCLE ASSESSMENT - LCA

La Life Cycle Assessment (LCA) rappresenta lo strumento di riferimento per la quantificazione degli impatti ambientali associati a prodotti, processi e sistemi lungo l'intero ciclo di vita, secondo un approccio sistemico noto come Life Cycle Thinking. Formalizzata negli anni Novanta in ambito SETAC e successivamente standardizzata attraverso le norme ISO 14040 e ISO 14044, la metodologia consente di valutare in modo strutturato i flussi di materia ed energia in ingresso e in uscita da un sistema e di tradurli in categorie di impatto ambientale [32,33].
Tradizionalmente applicata a prodotti o servizi, la Life Cycle Assessment ha progressivamente esteso il proprio campo di applicazione a sistemi complessi quali aree industriali, parchi eco-industriali e reti di simbiosi. In tali contesti, la metodologia assume una configurazione peculiare, poiché l'unità di analisi non coincide più con un singolo prodotto, ma con un sistema territoriale composto da molteplici processi interconnessi.
La prospettiva del *Life Cycle Thinking* implica che l'analisi ambientale non si limiti alla fase di produzione, ma consideri l'intera sequenza di fasi che caratterizzano l'esistenza di un prodotto o di un sistema, dall'approvvigionamento delle materie prime alla gestione del fine vita. In questa ottica, il ciclo di vita comprende tipicamente le fasi di pre-manifattura, manifattura, distribuzione, uso e fine vita, includendo, nei modelli orientati alla circolarità, strategie di riuso e riciclo che consentono la reintroduzione dei materiali nel sistema produttivo.



Figura 1-7 Ciclo di vita della metodologia LCA

L'approccio LCA si fonda pertanto su una rappresentazione sistemica del ciclo di vita, nella quale i flussi materiali ed energetici vengono tracciati lungo tutte le fasi, superando la tradizionale visione lineare "dalla culla alla tomba" e integrando, ove applicabile, configurazioni "dalla culla alla culla" coerenti con i principi dell'economia circolare. Tale impostazione risulta particolarmente rilevante nel contesto degli eco-parchi industriali, dove le interazioni tra imprese possono modificare significativamente i confini del sistema e influenzare la distribuzione degli impatti ambientali lungo la catena del valore.

METODOLOGIA DELLA LCA

Dal punto di vista metodologico, la Life Cycle Assessment si articola in quattro fasi principali, formalizzate nelle norme ISO 14040 e ISO 14044:

(i) definizione di obiettivi e campo di applicazione (*goal and scope definition*);

(ii) analisi dell'inventario dei flussi (*life cycle inventory – LCI*);

(iii) valutazione degli impatti (*life cycle impact assessment – LCIA*);

(iv) interpretazione dei risultati.

Tali fasi non si configurano come passaggi rigidamente sequenziali, ma come elementi di un processo iterativo, nel quale la coerenza tra confini del sistema, qualità dei dati e obiettivi dello studio assume un ruolo centrale.



Figura 1-8 Le fasi della metodologia LCA

Nella prima fase vengono definiti l'unità funzionale, i confini spaziali e temporali del sistema e le ipotesi di modellazione. In applicazioni a scala di parco industriale o di rete simbiotica, questa fase assume una rilevanza particolarmente critica, poiché la definizione dell'unità funzionale non è immediata come nel caso di un singolo prodotto. Il sistema può essere modellato come insieme di processi produttivi interconnessi, come piattaforma di servizi condivisi o come configurazione territoriale integrata, con implicazioni dirette sulla rappresentazione dei flussi e sulla comparabilità degli scenari.

La fase di inventario (LCI) consiste nella quantificazione sistematica dei flussi di materia ed energia associati al sistema studiato. In questo contesto, emerge la complementarità tra LCA e MFA: mentre la Material Flow Analysis fornisce una rappresentazione strutturale e bilanciata dei flussi materiali all'interno del sistema, la LCA estende tale quantificazione includendo le emissioni e gli input indiretti lungo le catene di fornitura, consentendo una visione "dalla culla alla tomba" o, in configurazioni circolari, "dalla culla alla culla".

La fase di valutazione degli impatti (LCIA) traduce i flussi inventariati in indicatori ambientali, quali cambiamento climatico, acidificazione, eutrofizzazione, consumo di risorse o tossicità. In applicazioni a scala territoriale,

l'interpretazione dei risultati richiede particolare cautela, poiché gli impatti non sono attribuibili a un singolo output, ma emergono dall'interazione tra più processi e attori. Il confronto tra scenari alternativi, ad esempio tra configurazioni produttive di tipo lineare e configurazioni fondate sulla simbiosi industriale, costituisce uno degli approcci più efficaci per stimare il contributo delle strategie di circolarità alla riduzione degli impatti ambientali complessivi.

Infine, la fase di interpretazione consente di valutare la robustezza dei risultati, analizzare la sensibilità rispetto alle ipotesi di modellazione e individuare le principali leve di miglioramento. Nei sistemi industriali complessi, questa fase assume un ruolo strategico, in quanto orienta le decisioni di pianificazione e progettazione degli eco-parchi verso soluzioni che minimizzino impatti complessivi evitando fenomeni di trasferimento degli impatti tra categorie ambientali o tra fasi del ciclo di vita.

La LCA non si configura come uno strumento univoco, ma come un insieme di approcci modellistici che possono essere declinati in funzione degli obiettivi dello studio e della natura del sistema analizzato. La scelta dell'impostazione analitica assume pertanto un ruolo determinante, soprattutto nei contesti di sistemi industriali complessi e di pianificazione territoriale, nei quali l'interesse può essere rivolto sia alla descrizione delle prestazioni ambientali esistenti sia alla valutazione degli effetti di possibili trasformazioni del sistema.

In tale prospettiva, la letteratura distingue principalmente tra due configurazioni metodologiche della LCA, comunemente denominate Attributional Life Cycle Assessment e Consequential Life Cycle Assessment, che rispondono a logiche interpretative differenti.

L'Attributional Life Cycle Assessment è orientata alla descrizione delle pressioni ambientali associate a un sistema così come esso è strutturato in un determinato momento. Essa si fonda generalmente sull'utilizzo di dati medi di processo e sulla ripartizione degli impatti tra co-prodotti mediante criteri di allocazione. L'obiettivo principale consiste nell'attribuire a un'unità funzionale specifica la quota di impatti ambientali generati lungo il ciclo di vita, fornendo una misura rappresentativa delle prestazioni ambientali del sistema esistente.

Il Consequential Life Cycle Assessment, invece, si concentra sugli effetti ambientali conseguenti a una modifica del sistema, assumendo una prospettiva dinamica e orientata al cambiamento. In questo caso, l'analisi non mira a descrivere lo stato attuale, bensì a stimare le variazioni nei flussi materiali ed energetici che derivano da una decisione o da uno scenario alternativo. La modellazione consequential implica l'identificazione dei processi marginali coinvolti, la valutazione delle sostituzioni tra tecnologie e la considerazione delle reazioni del sistema economico nel suo complesso.

In applicazione della metodologia LCA agli eco-parchi industriali, tale distinzione assume una rilevanza significativa. L'Attributional LCA può essere impiegata per valutare le prestazioni ambientali di un parco industriale nella sua configurazione attuale, quantificando l'impronta complessiva del sistema in termini di emissioni e consumo di risorse. Il Consequential LCA risulta invece più appropriato quando l'obiettivo è stimare gli effetti ambientali dell'introduzione di nuove relazioni di simbiosi, della sostituzione di materie prime vergini con sottoprodotti o della realizzazione di infrastrutture condivise. In tali casi, l'interesse non risiede nel fotografare il sistema esistente, ma nella valutazione del beneficio ambientale legato ad una eventuale trasformazione della configurazione produttiva.

VANTAGGI E LIMITI METODOLOGICI DELLA LCA APPLICATA AGLI EIP

Nonostante la sua diffusione e il riconosciuto rigore metodologico, l'applicazione della Life Cycle Assessment a sistemi territoriali complessi, quali eco-parchi industriali e reti di simbiosi, presenta alcune criticità strutturali che ne condizionano l'interpretazione e l'affidabilità dei risultati. Al tempo stesso, tuttavia, le evidenze emerse dalla letteratura dimostrano che, quando correttamente implementata, la LCA può costituire uno strumento particolarmente efficace per la valutazione delle performance ambientali e per il supporto alle decisioni strategiche a scala di area industriale.

Tra i principali vantaggi riscontrati negli studi analizzati vi è la capacità della metodologia di quantificare in modo comparabile i benefici ambientali derivanti dall'implementazione di pratiche di simbiosi industriale. In diversi casi applicativi, il confronto tra scenari lineari e configurazioni integrate ha

evidenziato riduzioni significative delle emissioni di gas a effetto serra, del consumo di energia primaria e dell'utilizzo di materie prime vergini. La LCA consente infatti di estendere l'analisi oltre i confini del singolo processo produttivo, valutando gli effetti indiretti lungo la catena del valore ed evitando fenomeni di trasferimento degli impatti tra fasi del ciclo di vita. In tal senso, la metodologia rappresenta uno strumento idoneo a misurare l'efficacia ambientale delle politiche di economia circolare implementate a scala territoriale.

Un ulteriore elemento di forza riguarda la possibilità di identificare le fasi o i processi maggiormente critici all'interno del sistema industriale. L'analisi di inventario e la successiva valutazione degli impatti permettono di individuare i punti del ciclo di vita nei quali si concentrano le principali pressioni ambientali, fornendo indicazioni operative per interventi mirati di miglioramento. Questa funzione diagnostica assume particolare rilevanza nei contesti di pianificazione di Eco-Industrial Parks, dove la progettazione di infrastrutture condivise e di reti di scambio può essere orientata sulla base di evidenze quantitative.

La LCA contribuisce inoltre a rafforzare il dialogo tra imprese e decisori pubblici, offrendo una base scientifica per la formulazione di politiche ambientali e per la valutazione di investimenti in infrastrutture sostenibili. Nei casi studio analizzati, i risultati ottenuti sono stati utilizzati per supportare strategie di gestione integrata dei rifiuti, per ottimizzare sistemi energetici condivisi e per promuovere configurazioni simbiotiche capaci di generare benefici ambientali ed economici congiunti. In questo senso, la metodologia non si limita a descrivere le prestazioni ambientali, ma si configura come strumento di supporto alla governance territoriale.

Accanto a tali potenzialità, permangono tuttavia criticità metodologiche rilevanti. Una prima riguarda la definizione dei confini del sistema. Nei parchi industriali, i flussi materiali ed energetici si estendono frequentemente oltre i limiti fisici dell'area produttiva, coinvolgendo fornitori, utilizzatori finali e infrastrutture esterne. La scelta di includere o escludere determinati processi può influenzare in modo significativo i risultati dell'analisi, generando potenziali distorsioni nella valutazione comparativa tra scenari. La delimitazione dei

confini assume quindi un carattere non neutro, ma strettamente connesso agli obiettivi dello studio.

Un secondo elemento critico concerne la gestione dei co-prodotti e dei flussi condivisi. Nei sistemi di simbiosi industriale, uno stesso flusso può costituire simultaneamente un rifiuto per un'impresa e una risorsa per un'altra. L'allocazione degli impatti ambientali associati a tali flussi rappresenta una delle questioni metodologiche più delicate della LCA, in particolare quando si adottano approcci attributional. La scelta tra allocazione fisica, economica o approcci di espansione del sistema può condurre a risultati sensibilmente differenti.

Ulteriori criticità emergono nella modellazione degli scenari consequenziali. L'approccio consequential richiede l'identificazione dei processi marginali e delle dinamiche di sostituzione, elementi che introducono un livello di incertezza elevato, soprattutto nei contesti territoriali in cui le interazioni economiche e infrastrutturali sono complesse. Le ipotesi relative alla risposta del mercato, alla disponibilità di tecnologie alternative o alla durata temporale delle trasformazioni possono influenzare in maniera sostanziale gli esiti dell'analisi.

Un ulteriore limite riguarda la qualità e la disponibilità dei dati. Nei sistemi industriali territoriali, l'accesso a dati primari dettagliati può risultare difficoltoso, soprattutto quando coinvolge più imprese con differenti livelli di trasparenza e standard di reporting. L'utilizzo di database generici o dati medi può ridurre la rappresentatività dei risultati e aumentare l'incertezza complessiva dello studio.

Infine, la LCA tende a concentrarsi prevalentemente sulle dimensioni ambientali, mentre la valutazione integrata della sostenibilità richiede l'inclusione di aspetti economici e sociali. Nei contesti di eco-parchi industriali, dove la cooperazione tra imprese genera effetti sistemici anche in termini occupazionali, infrastrutturali e territoriali, la sola LCA può non essere sufficiente a fornire una rappresentazione completa delle prestazioni complessive del sistema.

Nel loro insieme, tali elementi evidenziano una duplice natura della LCA applicata agli Eco-Industrial Parks. Da un lato, essa costituisce uno strumento metodologicamente robusto per la quantificazione dei benefici ambientali della

simbiosi industriale e per l'identificazione delle leve di miglioramento; dall'altro, richiede un'integrazione con approcci complementari, quali la Material Flow Analysis, il Life Cycle Costing o strumenti di valutazione multicriterio, al fine di garantire una rappresentazione più coerente e sistemica dei sistemi industriali complessi. Proprio in questa integrazione risiede il potenziale evolutivo della metodologia nel contesto della transizione verso modelli produttivi circolari

CASI STUDIO DI APPLICAZIONE DI LCA AGLI EIP

Al fine di comprendere il reale livello di maturità applicativa della Life Cycle Assessment a scala di area industriale, è stata condotta un'analisi mirata della letteratura scientifica selezionando esclusivamente contributi che presentassero casi studio di applicazione della LCA a distretti industriali, parchi eco-industriali o sistemi produttivi territoriali integrati. Sono stati inclusi studi nei quali la metodologia fosse esplicitamente definita, metodologicamente rigorosa e replicabile, nonché contributi che applicassero l'approccio di ciclo di vita a sistemi integrati o a prodotti inseriti in contesti distrettuali, purché fosse chiara la coerenza con la scala territoriale dell'analisi. Da tale analisi sono emersi 14 articoli attinenti al caso in esame.

L'insieme degli studi selezionati, visibili in Appendice I: Aspetti ambientali indagati negli studi di LCA, consente di delineare alcune tendenze strutturali nell'applicazione della LCA agli Eco-Industrial Parks. In primo luogo, emerge come la metodologia venga prevalentemente utilizzata per analizzare specifiche dimensioni ambientali del sistema produttivo, piuttosto che l'intero metabolismo dell'area industriale. Gli aspetti più frequentemente indagati riguardano gli scambi simbiotici di energia, materiali e acqua, i sistemi di gestione dei rifiuti, le emissioni di CO_2 e indicatori sintetici quali carbon footprint, water footprint o environmental footprint.

Dalla lettura comparata dei casi studio emerge una significativa eterogeneità metodologica e una marcata frammentazione degli ambiti di applicazione. Come si evince dalla Figura 1-9 e Figura 1-10 nessun contributo considera simultaneamente l'insieme completo dei principali flussi ambientali di un'area industriale, confermando come la LCA a scala di parco sia ancora applicata secondo logiche settoriali o tematiche.

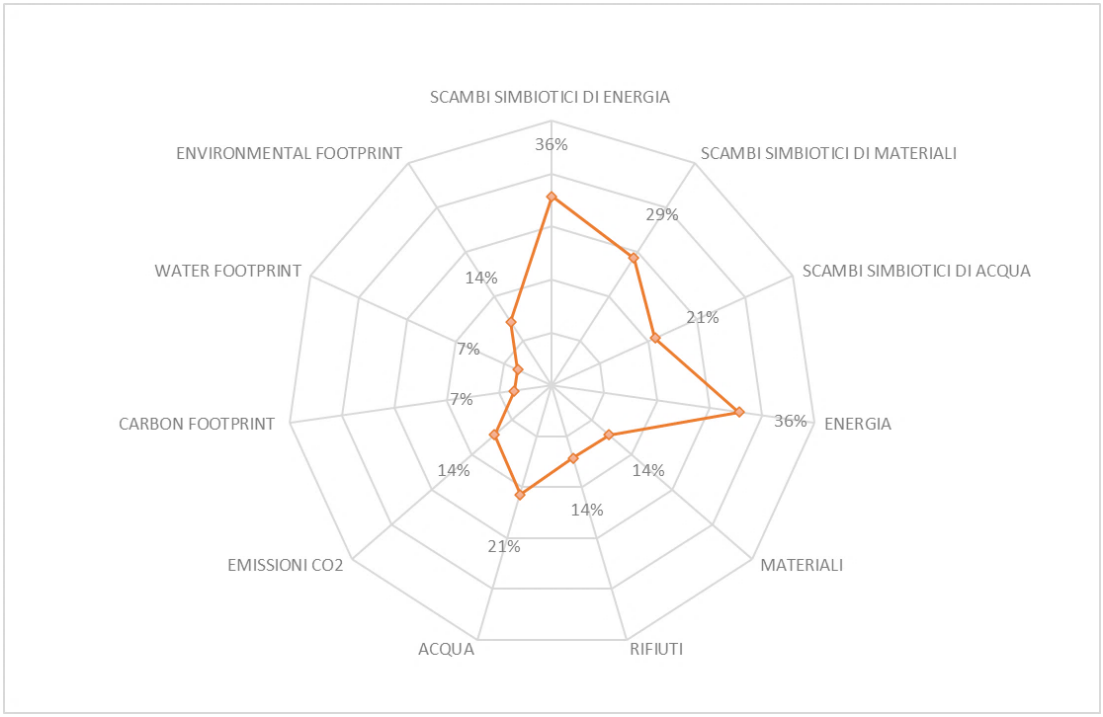


Figura 1-9- Aspetti ambientali indagati dei 14 articoli espressi in percentuale rispetto all'aspetto ambientale

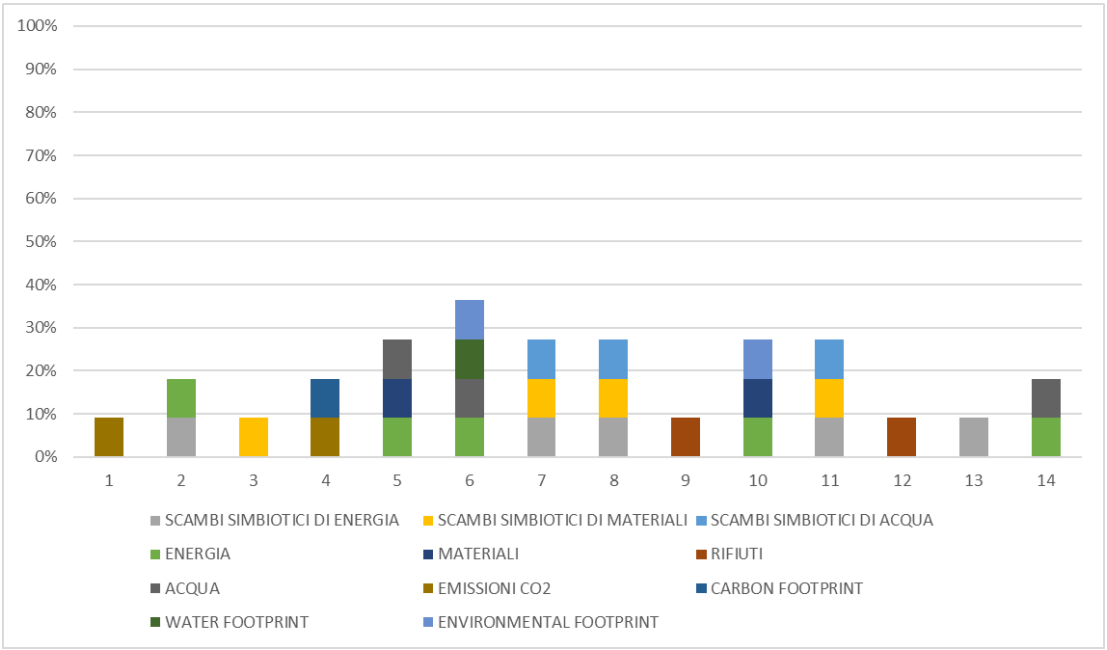


Figura 1-10-Aspetti ambientali indagati dei 14 articoli espressi in percentuale rispetto al paper

Nonostante questa parzialità, l'analisi dei casi studio consente di trarre alcune considerazioni rilevanti. Quando applicata a reti di simbiosi industriale o a infrastrutture condivise, la LCA dimostra di essere in grado di quantificare in modo robusto i benefici ambientali associati alla cooperazione tra imprese. In particolare, emergono riduzioni significative delle emissioni di gas a effetto serra, del consumo di energia primaria e dell'utilizzo di materie prime vergini,

soprattutto in confronto a scenari controfattuali di tipo lineare. L'approccio di ciclo di vita consente inoltre di evitare fenomeni di trasferimento degli impatti tra fasi o tra categorie ambientali, fornendo una base comparativa più solida rispetto a valutazioni limitate alla sola fase produttiva.

Permangono tuttavia criticità metodologiche strutturali. La definizione dei confini di sistema a scala territoriale risulta particolarmente complessa, poiché gli scambi simbiotici possono estendersi oltre i limiti fisici dell'area industriale. La gestione dei co-prodotti e l'allocazione degli impatti rappresentano ulteriori elementi sensibili, in particolare nei sistemi che vedono più attori. Un ulteriore limite riguarda la qualità e la disponibilità dei dati primari, ovvero, nei contesti industriali territoriali la condivisione delle informazioni tra imprese non è sempre garantita, con conseguenti ricadute sulla robustezza dell'inventario.

Dal punto di vista teorico, l'assenza di uno studio LCA completo applicato all'intero ecosistema di un Eco-Industrial Park evidenzia una distanza ancora significativa tra il paradigma dell'ecologia industriale, che concepisce il sistema produttivo come un metabolismo integrato, e le applicazioni empiriche della metodologia LCA, spesso circoscritte a singoli flussi o categorie di impatto. Una valutazione integrale dell'area industriale richiederebbe una modellazione inventariale estesa a tutti i flussi in ingresso e in uscita – materiali, energia, risorse naturali, emissioni e rifiuti – con elevati requisiti di qualità, rappresentatività e coerenza dei dati.

In questa prospettiva, la LCA applicata agli Eco-Industrial Parks può essere interpretata come uno strumento in fase di consolidamento metodologico. Essa si dimostra efficace nel quantificare benefici ambientali settoriali e nel supportare decisioni relative a specifiche infrastrutture o reti di simbiosi, ma non risulta ancora pienamente sviluppata come strumento di valutazione integrata delle performance complessive di un'area industriale circolare.

Le evidenze emerse dall'analisi consentono di affermare che la Life Cycle Assessment applicata a scala di area industriale possiede un potenziale significativo quale strumento di supporto alle decisioni strategiche orientate alla transizione verso modelli di economia circolare. La metodologia si dimostra capace di fornire evidenze quantitative solide per la pianificazione territoriale,

per la progettazione di infrastrutture condivise e per la valutazione comparativa tra configurazioni produttive di tipo lineare e configurazioni fondate sulla simbiosi industriale. In particolare, l'approccio di ciclo di vita permette di misurare i benefici ambientali derivanti dalla cooperazione tra imprese evitando una visione parziale limitata alla singola unità produttiva.

Tuttavia, l'efficacia della LCA a scala meso-territoriale risulta strettamente condizionata da alcuni fattori strutturali. La complessità della modellazione inventariale, la definizione coerente dei confini di sistema e la qualità dei dati disponibili rappresentano elementi determinanti per la robustezza dei risultati. Inoltre, la natura prevalentemente ambientale della metodologia rende spesso necessaria un'integrazione con strumenti complementari, quali la Material Flow Analysis, il Life Cycle Costing o approcci di valutazione multicriterio, al fine di garantire una rappresentazione più completa delle dinamiche economiche e territoriali sottese ai sistemi industriali complessi. In questo senso, la LCA può essere considerata una componente fondamentale di un quadro decisionale integrato, piuttosto che uno strumento autosufficiente.

1.4.3 CRITERI ESG E LORO APPLICAZIONE AGLI EIP

Negli ultimi due decenni il dibattito sulla sostenibilità d'impresa si è progressivamente evoluto verso un sistema strutturato di metriche e criteri definiti nell'acronimo ESG, Environmental, Social and Governance. A differenza dei tradizionali approcci volontari alla responsabilità sociale d'impresa, il framework ESG si configura come un insieme di criteri utilizzati da investitori, istituzioni finanziarie e autorità regolatorie per valutare le performance non finanziarie delle organizzazioni, integrandole nei processi decisionali e nei meccanismi di allocazione del capitale.

La dimensione ambientale riguarda la gestione delle risorse naturali, delle emissioni, dei rifiuti e degli impatti sul clima; la dimensione sociale include aspetti quali condizioni di lavoro, sicurezza, relazioni con la comunità locale e tutela dei diritti; la dimensione di governance concerne la trasparenza, la struttura decisionale, la gestione dei rischi e l'etica aziendale. Nel loro insieme,

tali dimensioni mirano a fornire una rappresentazione integrata della sostenibilità organizzativa.

Il quadro normativo europeo ha recentemente rafforzato in modo significativo il ruolo degli ESG attraverso strumenti quali la Corporate Sustainability Reporting Directive e il Regolamento sulla Tassonomia europea, che introducono obblighi di rendicontazione standardizzata e criteri per la definizione delle attività economicamente sostenibili. In questo contesto, i criteri ESG non rappresentano più un mero strumento reputazionale, ma assumono una funzione regolatoria e finanziaria, influenzando l'accesso al credito, agli investimenti e ai mercati.

INQUADRAMENTO CONCETTUALE E NORMATIVO

Il framework ESG (Environmental, Social and Governance) nasce nei primi anni Duemila nell'ambito della finanza sostenibile come strumento per integrare fattori ambientali, sociali e di governance nelle decisioni di investimento. A differenza delle precedenti forme di Corporate Social Responsibility, prevalentemente volontarie e orientate alla reputazione aziendale, l'approccio ESG si configura come sistema strutturato di metriche utilizzate per valutare la performance non finanziaria delle organizzazioni in relazione ai rischi e alle opportunità connessi alla sostenibilità.

È opportuno distinguere concettualmente tra sostenibilità ed ESG. La sostenibilità rappresenta un paradigma teorico e normativo fondato sull'integrazione tra dimensioni ambientali, economiche e sociali. L'ESG, invece, costituisce un sistema operativo di misurazione e rendicontazione che traduce tali principi in indicatori verificabili e comparabili, con una forte connessione ai mercati finanziari e alla gestione del rischio.

Negli ultimi anni il quadro normativo europeo ha rafforzato significativamente il ruolo dell'ESG attraverso strumenti regolatori quali la Corporate Sustainability Reporting Directive (CSRD), che introduce obblighi di rendicontazione standardizzata per un numero crescente di imprese, e il Regolamento sulla Tassonomia europea, che definisce criteri tecnici per individuare le attività economicamente sostenibili. Tali strumenti si affiancano a standard consolidati quali il Global Reporting Initiative (GRI), il Sustainability Accounting Standards Board (SASB) e le raccomandazioni della Task Force on Climate-related Financial

Disclosures (TCFD), contribuendo alla progressiva istituzionalizzazione della rendicontazione ESG.

In questo contesto, il report di sostenibilità tende a evolvere da pratica volontaria a obbligo normativo, con implicazioni dirette anche per le aree industriali organizzate e per gli eco-parchi, soprattutto laddove la gestione dell'area sia affidata a soggetti strutturati o consorzi industriali

CRITERI ESG ED ECO PARCHI INDUSTRIALI

Tradizionalmente, l'applicazione dei criteri ESG si colloca a livello di singola impresa, con l'obiettivo di valutare la performance ambientale, sociale e di governance dell'organizzazione. Tuttavia, nei sistemi produttivi territoriali complessi – quali distretti industriali, aree produttive e Eco-Industrial Parks – emerge la necessità di estendere l'analisi a scala meso-territoriale.

Nel caso degli EIP, l'unità di riferimento non è più la singola azienda, ma l'insieme coordinato di imprese, infrastrutture e servizi condivisi. La performance ambientale di un eco-parco, ad esempio, dipende non soltanto dalle singole imprese insediate, ma dalla presenza di reti di simbiosi industriale, impianti comuni di trattamento, sistemi energetici integrati e modelli di gestione collettiva.

In tale prospettiva, l'ESG può essere reinterpretato come quadro di riferimento per valutare la sostenibilità complessiva del sistema industriale territoriale. La dimensione ambientale riguarda l'efficienza energetica dell'area, la gestione integrata dei rifiuti, la riduzione delle emissioni climalteranti e la tutela delle risorse idriche e del suolo. La dimensione sociale include l'occupazione generata, la sicurezza sul lavoro, la formazione e le relazioni con la comunità locale. La dimensione di governance concerne invece la struttura decisionale del parco, la trasparenza dei processi, la condivisione dei dati e la capacità di coordinamento tra gli attori.

Il collegamento tra ESG e transizione circolare appare particolarmente rilevante nel contesto degli eco-parchi. Le strategie di simbiosi industriale, la chiusura dei cicli delle risorse e la progettazione di infrastrutture condivise incidono direttamente sugli indicatori ambientali ESG e, indirettamente, su quelli

economici e sociali. L'ESG può pertanto costituire una cornice di rendicontazione e valutazione della circolarità a scala territoriale.

INDICATORI ESG RILEVANTI PER GLI ECO-INDUSTRIAL PARKS

La trasposizione del framework ESG dalla scala aziendale a quella territoriale richiede un adattamento degli indicatori tradizionalmente utilizzati nella rendicontazione di sostenibilità. Nel caso degli Eco-Industrial Parks, infatti, la valutazione delle performance non può limitarsi alla somma delle singole imprese insediate, ma deve considerare la dimensione sistemica dell'area, caratterizzata da infrastrutture condivise, reti di simbiosi industriale e modelli di governance collettiva.

La Tabella 1-4 propone una sistematizzazione degli indicatori riconducibili ai criteri ESG, articolati nelle tre dimensioni ambientale, sociale e di governance. Gli indicatori riportati rappresentano, da un lato, le metriche comunemente adottate nei principali standard internazionali di rendicontazione; dall'altro, includono una declinazione specifica per la scala di Eco-Industrial Park. In particolare, gli indicatori sottolineati evidenziano quelli che possono essere direttamente aggregati o reinterpretati a livello di area industriale, rendendo il framework ESG applicabile alla valutazione delle performance complessive di un EIP.

Tabella 1-4-Sistematizzazione dei criteri ESG

Ambientale (E)	**Sociale (S)**	**Governance (G)**
Emissioni GHG Scope 1	Occupazione totale	Struttura dell'organo di governance
Emissioni GHG Scope 2	Qualità e stabilità dell'occupazione	Indipendenza e composizione del board
Emissioni GHG Scope 3	Salute e sicurezza sul lavoro	Politiche anticorruzione
Emissioni GHG aggregate di area	*Occupazione complessiva del parco*	*Presenza di soggetto gestore formalizzato*
Intensità carbonica	Tasso di infortuni	Sistema di gestione del rischio
Carbon footprint	*Tasso di infortuni aggregato di area*	Trasparenza e disclosure ESG
Emissioni inquinanti (NOx, SOx, PM)	Formazione e ore di training	Sistema di audit interno

Consumo energetico totale

Consumo energetico aggregato di area

Quota energia rinnovabile

Quota energia rinnovabile condivisa

Efficienza energetica

Consumo totale di acqua

Consumo idrico aggregato di area

Percentuale riuso acqua

Percentuale riuso acqua di area

Produzione totale di rifiuti

Produzione rifiuti aggregata di parco

Percentuale rifiuti riciclati

Percentuale rifiuti avviati a recupero di area

Uso di materie prime

Intensità materiale

Flussi di materia tra imprese (simbiosi)

Tasso di valorizzazione dei sottoprodotti

Impatti su biodiversità

Superficie verde e infrastrutture ecologiche comuni

Certificazioni ambientali (ISO 14001)

Programmi formativi di area

Diversità e inclusione

Coinvolgimento stakeholder

Relazione con comunità locali

Impatto sulla comunità

Impatto socio-economico territoriale

Diritti umani nella catena di fornitura

Sicurezza dei siti produttivi

Formazione ambientale congiunta

Welfare aziendale

Turnover del personale

Sistema condiviso di reporting ESG

Compliance normativa

Governance multilivello dell'area

Gestione conflitti di interesse

Piattaforma condivisa di monitoraggio ambientale

Remunerazione legata a performance ESG

Pianificazione strategica ESG

Reporting climatico (TCFD)

Sistema di audit ambientale di area

Sistema di controllo interno

Condivisione dati tra imprese insediate

Procedure comuni di gestione ambientale

Integrazione ESG nei regolamenti dell'area

VANTAGGI E CRITICITÀ DELL'APPROCCIO ESG NEI PARCHI INDUSTRIALI

L'applicazione del framework ESG agli Eco-Industrial Parks si colloca all'intersezione tra strumenti di rendicontazione della sostenibilità e modelli di governance territoriale. A differenza degli strumenti analitici quantitativi precedentemente esaminati, quali la Material Flow Analysis e la Life Cycle Assessment, l'ESG non nasce come metodologia di misurazione fisica dei flussi o degli impatti ambientali, bensì come sistema strutturato di indicatori orientato alla valutazione integrata delle performance ambientali, sociali e organizzative. La sua estensione alla scala di eco-parco implica pertanto una riflessione metodologica sulla possibilità di trasporre un paradigma concepito per l'impresa a un sistema produttivo territoriale composto da una pluralità di attori.

Nel contesto degli Eco-Industrial Parks, il framework ESG può assumere una funzione di coordinamento e indirizzo strategico, contribuendo alla strutturazione di sistemi di monitoraggio condivisi e alla definizione di obiettivi comuni di sostenibilità. La possibilità di aggregare indicatori ambientali, quali emissioni climalteranti, consumi energetici e gestione dei rifiuti, a livello di area industriale consente di superare una visione frammentata centrata sulla singola impresa, offrendo una rappresentazione più coerente delle performance sistemiche generate dalle reti di simbiosi e dalle infrastrutture condivise. Parallelamente, l'inclusione delle dimensioni sociale e di governance permette di considerare aspetti quali la qualità dell'occupazione, la sicurezza sul lavoro, la partecipazione degli stakeholder e la trasparenza dei processi decisionali, elementi che risultano centrali nella valutazione della sostenibilità territoriale ma che non sono pienamente catturati da strumenti esclusivamente ambientali.

Tuttavia, tale trasposizione non è priva di complessità. Il framework ESG, nella sua configurazione originaria, presuppone un soggetto giuridico chiaramente identificabile e responsabile della rendicontazione. Negli Eco-Industrial Parks, la pluralità di imprese e la variabilità delle forme di governance rendono meno immediata l'attribuzione delle responsabilità e la delimitazione dei confini di analisi. L'aggregazione dei dati a scala di area richiede meccanismi di coordinamento e condivisione informativa che non sempre risultano consolidati,

soprattutto nei contesti caratterizzati da elevata frammentazione del tessuto produttivo.

Ulteriore elemento di criticità riguarda l'eterogeneità degli standard di riferimento. La coesistenza di framework internazionali differenti, unita alla recente evoluzione normativa europea in materia di reporting di sostenibilità, impone una riflessione sulla coerenza metodologica degli indicatori adottati a scala territoriale. In assenza di linee guida specificamente dedicate agli Eco-Industrial Parks, l'adattamento degli indicatori ESG richiede scelte interpretative che devono essere esplicitate e giustificate al fine di garantire comparabilità e robustezza analitica.

Un ulteriore aspetto riguarda il rischio di una applicazione meramente dichiarativa del framework, non supportata da strumenti quantitativi solidi. In assenza di integrazione con metodologie quali LCA e MFA, gli indicatori ambientali ESG possono risultare privi di un adeguato fondamento analitico, riducendo la capacità del sistema di rendicontazione di riflettere in modo accurato le dinamiche fisiche e gli impatti effettivi del parco industriale. In questo senso, la qualità e la trasparenza dei dati costituiscono condizioni imprescindibili per evitare derive comunicative e garantire l'affidabilità del reporting.

Nel loro insieme, tali elementi evidenziano come l'applicazione dei criteri ESG agli Eco-Industrial Parks rappresenti un'opportunità significativa per strutturare la governance della sostenibilità a scala territoriale, ma richieda un adattamento metodologico consapevole e un'integrazione con strumenti analitici complementari. L'ESG può così assumere il ruolo di cornice strategica e di rendicontazione, all'interno della quale le informazioni derivanti da analisi di flusso e di ciclo di vita trovano collocazione, contribuendo alla costruzione di un sistema di monitoraggio coerente con gli obiettivi della transizione circolare.

CASI APPLICATIVI DI CRITERI ESG A SCALA DI PARCO INDUSTRIALE

L'applicazione dei criteri ESG agli Eco-Industrial Parks rappresenta un ambito di ricerca e di sperimentazione ancora in fase di consolidamento teorico e operativo. A differenza del contesto aziendale, nel quale il reporting ESG è ormai strutturato e progressivamente normato a livello europeo attraverso strumenti quali la Corporate Sustainability Reporting Directive e la Tassonomia UE, la scala

territoriale dei sistemi produttivi complessi non dispone ancora di standard formalizzati specificamente dedicati agli eco-parchi industriali. Tuttavia, l'analisi della letteratura scientifica e dei documenti istituzionali evidenzia l'emergere di due traiettorie convergenti che consentono di ricondurre la valutazione degli EIP a un paradigma sostanzialmente coerente con il framework ESG.

Una prima traiettoria è rappresentata da contributi scientifici che cercano di trasformare un concetto teorico quali i criteri ESG in un insieme di indicatori misurabili e applicabili ai fini della valutazione di parchi industriali. In tale direzione si colloca lo studio di Kao (2023), che propone un sistema di indicatori ESG per la valutazione della performance operativa e gestionale di 61 parchi industriali taiwanesi. L'autore seleziona gli indicatori attraverso una procedura Fuzzy Delphi, successivamente integrata con tecniche di Data Envelopment Analysis (DEA) per misurare l'efficienza relativa dei parchi in termini ambientali, sociali e di governance. I risultati mostrano differenze significative tra le diverse aree industriali, con performance superiori nei parchi situati in contesti maggiormente urbanizzati e caratterizzati da una più elevata densità di cluster produttivi [34]. Questo contributo assume particolare rilevanza metodologica poiché dimostra la possibilità di adattare il framework ESG a una scala meso-territoriale, superando l'approccio strettamente aziendale.

Una seconda traiettoria, maggiormente istituzionale, si fonda sull'International Framework for Eco-Industrial Parks sviluppato congiuntamente da UNIDO, World Bank Group e GIZ [35]. Sebbene tale framework non utilizzi formalmente l'etichetta "ESG", la sua struttura si articola lungo dimensioni pienamente sovrapponibili al paradigma ambientale, sociale e di governance. Il modello prevede infatti requisiti e indicatori relativi alla performance ambientale (efficienza energetica, gestione delle risorse, riduzione delle emissioni), alla performance sociale (condizioni di lavoro, salute e sicurezza, integrazione con la comunità locale) e alla gestione del parco (struttura organizzativa, trasparenza, sistemi di monitoraggio), configurando di fatto un sistema di valutazione integrato assimilabile a un approccio ESG territoriale.

Le applicazioni empiriche di tale framework rafforzano ulteriormente questa interpretazione. L'analisi comparativa condotta da van Beers, de Clercq e Jones

(2020) su un campione di 50 parchi industriali in otto Paesi evidenzia una performance media del 58% rispetto ai criteri di riferimento, con un margine di miglioramento potenziale di circa 19 punti percentuali. Lo studio mostra inoltre come la struttura di governance e il modello gestionale del parco incidano significativamente sui risultati complessivi, confermando il ruolo centrale della dimensione organizzativa nella performance sistemica degli EIP [36].

Ulteriori evidenze empiriche provengono dal Global Eco-Industrial Parks Programme (GEIPP) coordinato da UNIDO. I report ufficiali del programma documentano risultati quantitativi rilevanti in termini di efficienza energetica, riduzione delle emissioni climalteranti e risparmio di risorse nei parchi aderenti. In particolare, nella prima fase del programma sono stati identificati oltre 250.000 MWh/anno di potenziali risparmi energetici e circa 548.000 tonnellate di CO_2/anno di riduzioni emissive, con una quota significativa già implementata [35]. Tali risultati, pur non presentati come reporting ESG in senso stretto, dimostrano la possibilità di strutturare sistemi di valutazione integrata a scala di area industriale coerenti con le logiche di rendicontazione non finanziaria.

Nel loro insieme, queste esperienze indicano che, pur in assenza di un modello standardizzato di "ESG per Eco-Industrial Parks", esistono già applicazioni concrete e metodologicamente solide che traducono le dimensioni ambientale, sociale e di governance in indicatori operativi a scala territoriale. L'adozione di criteri ESG negli EIP può pertanto essere interpretata non come mera trasposizione meccanica del reporting aziendale, ma come evoluzione verso un sistema di valutazione integrata della sostenibilità dei sistemi produttivi complessi, in coerenza con gli obiettivi della transizione circolare e con il progressivo rafforzamento del quadro normativo europeo in materia di sostenibilità.

La Tabella 1-5 sintetizza i principali casi applicativi nei quali i criteri ESG o framework ad essi riconducibili sono stati applicati a scala di parco industriale o eco-parco. Sebbene non sempre formalmente etichettati come "report ESG", tali strumenti presentano una struttura coerente con le dimensioni ambientale,

sociale e di governance, consentendo una valutazione sistemica delle performance territoriali.

Tabella 1-5- Casi studio di applicazione dei criteri ESG

Caso studio	**Scala di analisi**	**Framework / Metodo**	**Dimensioni considerate**	**Principali risultati**
Parchi industriali di Taiwan (61 parchi) [34]	Meso	Indicatori ESG selezionati con Fuzzy Delphi + Data Envelopment Analysis (DEA)	Ambientale, Sociale, Governance	Identificazione di ranking prestazionali tra parchi; performance superiori nei parchi in contesti metropolitani e clusterizzati; differenze significative legate alla struttura gestionale
50 Eco-Industrial Parks in 8 Paesi [36]	Meso	International Framework for Eco-Industrial Parks (UNIDO–World Bank–GIZ)	Ambientale, Sociale, Gestione (governance)	Performance media 58% rispetto ai benchmark; performance target 77%; differenze correlate al modello di gestione (PPP > gestione pubblica)
GEIPP – 21 parchi prioritari [35]	Meso	International EIP Framework + monitoraggio tecnico UNIDO	Ambientale, Sociale, Gestione	254.589 MWh/anno di risparmi energetici identificati; 548.252 tCO_2/anno di riduzioni; 82.062 t/anno di risparmi materiali; miglioramento progressivo degli score di compliance
MM2100 Industrial Town (Indonesia) [35]	Meso	Valutazione rispetto a benchmark EIP (GEIPP)	Ambientale, Sociale, Gestione	Miglioramento del punteggio complessivo da ~80% a ~90%; alta performance sociale; criticità ambientali nel baseline iniziale

1.5 CONSIDERAZIONI RIASSUNTIVE

L'analisi sviluppata nel presente capitolo ha consentito di inquadrare il concetto di Eco-Industrial Park come evoluzione sistemica del parco industriale tradizionale, collocandolo all'interno dei paradigmi dell'ecologia industriale e dell'economia circolare. È emerso come l'EIP non rappresenti semplicemente una configurazione territoriale dotata di infrastrutture condivise, bensì un meta-sistema produttivo nel quale le interazioni tra imprese, flussi materiali, infrastrutture e modelli di governance generano prestazioni ambientali, economiche e sociali che non sono riducibili alla somma delle singole unità produttive.

In tale prospettiva, il capitolo ha approfondito i principali strumenti oggi utilizzati per l'analisi e il monitoraggio delle performance dei sistemi industriali complessi. La Material Flow Analysis consente di descrivere la struttura fisica dei flussi di materia e di individuare potenziali sinergie e opportunità di chiusura dei cicli; la Life Cycle Assessment permette di valutare gli impatti ambientali lungo il ciclo di vita, offrendo una lettura sistemica delle conseguenze ambientali associate alle configurazioni di simbiosi industriale; il framework ESG, infine, introduce una dimensione integrata di rendicontazione che include, accanto agli aspetti ambientali, quelli sociali e di governance, configurandosi come strumento di indirizzo strategico e di trasparenza verso stakeholder e istituzioni.

Dall'analisi comparativa emerge tuttavia che, pur nella loro complementarità, tali strumenti non esauriscono la necessità di disporre di metriche sintetiche capaci di esprimere il livello di circolarità di un sistema industriale territoriale. La MFA descrive i flussi, ma non fornisce di per sé una misura sintetica della chiusura dei cicli; la LCA quantifica gli impatti ambientali, ma non misura direttamente il grado di circolarità dei materiali; l'ESG struttura il reporting, ma non definisce indicatori specificamente orientati alla valutazione della circolarità sistemica.

Ne consegue che, in un contesto nel quale le politiche europee e nazionali pongono la transizione verso l'economia circolare come obiettivo prioritario, si rende necessario integrare tali strumenti con indicatori capaci di misurare in modo esplicito la circolarità dei sistemi produttivi. La crescente attenzione verso la circolarità, sia a livello macroeconomico, di prodotto e di organizzazione,

evidenzia l'esigenza di superare una valutazione esclusivamente ambientale o gestionale per adottare indicatori in grado di cogliere la capacità di un sistema di ridurre l'uso di risorse primarie, valorizzare sottoprodotti e reintegrare materiali nei cicli produttivi.

In questa direzione si colloca il capitolo successivo, che sarà dedicato all'analisi della normativa tecnica attualmente, con particolare attenzione alla loro applicabilità ai sistemi produttivi territoriali e agli Eco-Industrial Parks. L'obiettivo sarà quello di valutare criticamente la struttura metodologica, i presupposti teorici e i limiti applicativi di tali norme, al fine di individuare strumenti coerenti con la complessità dei sistemi industriali analizzati e con le esigenze di monitoraggio verso la transizione circolare.

2 MISURAZIONE DELLA CIRCOLARITÀ DEI SISTEMI PRODUTTIVI TERRITORIALI NEL PANORAMA NORMATIVO

Il presente capitolo analizza l'evoluzione e i contenuti delle principali norme tecniche per la misurazione della circolarità nell'Unione Europea, con particolare riferimento alla loro applicabilità nei sistemi produttivi territoriali complessi. L'attenzione è rivolta ai parchi industriali, intesi come ambiti privilegiati per l'implementazione operativa dei principi di circolarità e per la strutturazione di modelli di misurazione e monitoraggio delle prestazioni circolari.

Nel quadro delineato dalla Strategia Nazionale per l'Economia Circolare (SNEC), che individua tra i propri obiettivi prioritari sia il calcolo e il monitoraggio della circolarità sia il recupero e la valorizzazione delle aree produttive dismesse [10], il presente capitolo si concentra specificamente sulla prima dimensione. L'analisi normativa ha come scopo principale quello di comprendere in che modo le norme tecniche possano supportare la definizione, la misurazione e la gestione della circolarità nei sistemi produttivi territoriali. Le norme esaminate saranno nello specifico:

(i) BS 8001:2017;
(ii) AFNOR XP X30-901;
(iii) UNI/TS 11820:2024;
(iv) ISO 59020:2024

Queste norme saranno analizzate secondo un ordine cronologico, al fine di evidenziare il progressivo consolidamento del quadro normativo internazionale e la crescente attenzione verso strumenti standardizzati di misurazione della circolarità nei sistemi produttivi complessi.

2.1 INQUADRAMENTO TEMATICO

La crescente affermazione del concetto legato all'economia circolare ha portato, negli ultimi anni, ad un significativo sviluppo di strumenti normativi volti a tradurre principi teorici e indirizzi politici in quadri operativi applicabili dalle organizzazioni e dai sistemi produttivi ad una scala superiore. Se nella fase iniziale del dibattito scientifico l'attenzione si è concentrata prevalentemente

sulla definizione concettuale del modello circolare e sull'analisi dei flussi materiali ed energetici [1,2], l'evoluzione delle politiche pubbliche ha progressivamente evidenziato la necessità di standard condivisi in grado di supportare l'implementazione e la misurazione delle prestazioni circolari [37,38]. A livello europeo, il Piano d'Azione per l'Economia Circolare ha esplicitamente richiamato l'esigenza di sviluppare indicatori armonizzati e metodologie comuni per la valutazione delle performance, al fine di garantire comparabilità tra Stati membri e settori produttivi [39,40]. In ambito nazionale, la Strategia Nazionale per l'Economia Circolare individua tra le priorità operative lo sviluppo di strumenti per il calcolo e il monitoraggio della circolarità, riconoscendo la centralità di metriche condivise per orientare le decisioni industriali e territoriali [41].

In questo contesto, le norme tecniche dedicate alla circolarità si configurano come dispositivi di traduzione operativa del paradigma circolare, ponendosi in una posizione intermedia tra strumenti analitici di valutazione quali la Material Flow Analysis e la Life Cycle Assessment e strumenti di governance organizzativa. A differenza degli strumenti puramente quantitativi, le norme non si limitano alla misurazione dei flussi o degli impatti, ma definiscono principi, requisiti e procedure finalizzati a orientare i processi decisionali e a strutturare sistemi di gestione coerenti con il modello circolare [42,43].

Particolarmente rilevante, ai fini della presente ricerca, è la capacità delle norme di affrontare la complessità dei sistemi produttivi territoriali. Nei parchi industriali, infatti, la circolarità non può essere interpretata esclusivamente come somma delle performance delle singole imprese, ma deve essere valutata alla luce delle interazioni tra attori, della presenza di infrastrutture condivise e della configurazione delle reti di simbiosi industriale [6,14]. L'introduzione di standard tecnici dedicati alla circolarità rappresenta pertanto un passaggio fondamentale per garantire coerenza metodologica, comparabilità dei risultati e supporto alle decisioni di pianificazione e gestione delle aree produttive, creando le premesse per le successive analisi applicative sviluppate nei capitoli seguenti.

Alla luce di quanto riportato la domanda alla quale questo capitolo vuole rispondere è: in che misura gli standard tecnici esistenti consentono di valutare,

misurare e migliorare la circolarità nei sistemi produttivi territoriali complessi, con particolare riferimento ai parchi industriali?

2.2 METODOLOGIA

L'analisi comparativa delle norme tecniche dedicate all'economia circolare è stata condotta mediante l'adozione di uno schema metodologico strutturato. Tale struttura è finalizzata a garantire coerenza, trasparenza nell'esame di documenti normativi eterogenei per finalità e struttura. Le norme oggetto di studio, introdotte nel paragrafo precedente, presentano infatti approcci differenti alla circolarità, variando da linee guida strategiche a specifiche tecniche orientate alla misurazione delle prestazioni.

Al fine di evitare un'analisi meramente descrittiva, è stata definita una griglia di lettura comune articolata in sei fasi sequenziali, rappresentate in Figura 2-1. Tale schema consente di esaminare ciascuna norma secondo criteri omogenei, rendendo possibile un confronto sistematico fondato su parametri condivisi. Il confronto è effettuato esclusivamente a fini descrittivi, al fine di evidenziare l'evoluzione normativa, e non intende costituire una griglia di valutazione delle norme considerate.

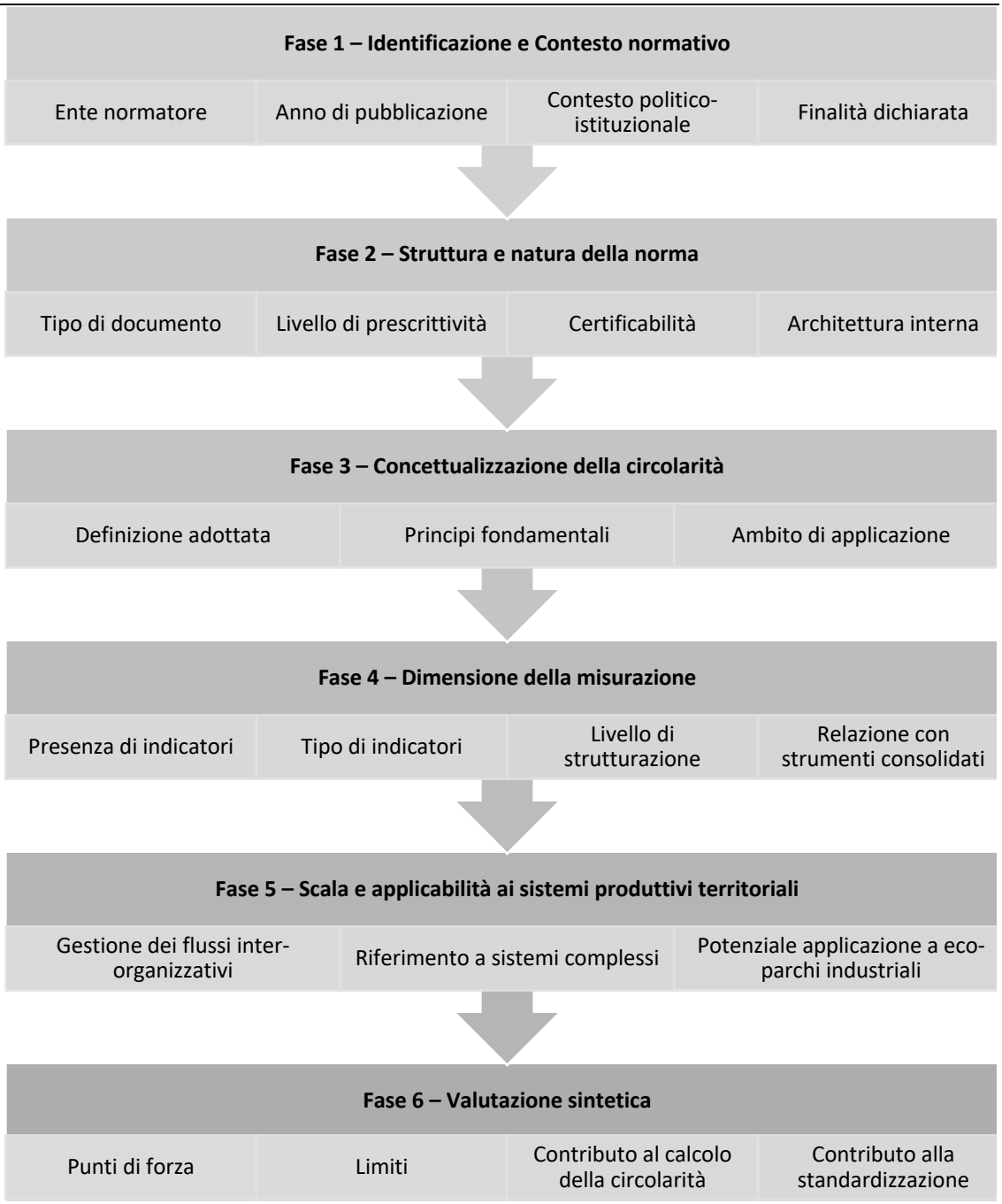


Figura 2-1-Framework di analisi delle normative

La Fase 1 riguarda l'identificazione del contesto normativo, verificando l'ente normatore, l'anno di pubblicazione e le finalità dichiarate. Questa analisi preliminare consente di effettuare un inquadramento generale della norma stessa, il procedimento che ha portato l'ente normatore ad effettuarla e il ruolo che la norma vuole ricoprire nel contesto di riferimento.

La Fase 2 analizza la struttura e la natura del documento, distinguendo tra linee guida volontarie, sistemi di gestione strutturati e specifiche tecniche. In questa

fase vengono valutati il livello di prescrittività, la presenza di requisiti strutturati che possono essere sottoposti a verifica e l'eventuale processo di certificazione. Tali elementi incidono direttamente sulla capacità della norma di orientare direttamente le organizzazioni verso i principi dell'economia circolare.

La Fase 3 riguarda la concettualizzazione della circolarità adottata dal documento normativo. In particolare, viene esaminata la definizione di economia circolare proposta, l'insieme dei principi fondamentali e l'ambito di applicazione dichiarato, verificando se la norma si rivolga prevalentemente a prodotti, organizzazioni, progetti o sistemi complessi.

La Fase 4 si concentra sull'eventuale misurazione della circolarità prendendo in esame gli indicatori utilizzati e la presenza di metodologie strutturate per il monitoraggio delle prestazioni legate alla circolarità. In tale ambito, viene analizzata la natura degli indicatori (qualitativi o quantitativi) e la relazione con strumenti analitici consolidati quali la Material Flow Analysis o la Life Cycle Assessment.

La Fase 5 esamina la scala di applicazione della norma e la sua potenziale estensione ai sistemi produttivi territoriali. Particolare attenzione è dedicata alla capacità del documento di affrontare la gestione di flussi inter-organizzativi e la presenza di sistemi più articolati. Tali aspetti sono elementi centrali per la configurazione dei parchi industriali e nelle configurazioni di simbiosi industriale [6,14].

Infine, la Fase 6 prevede una valutazione sintetica, volta a evidenziare punti di forza, limiti applicativi e contributo della norma al calcolo e alla standardizzazione della circolarità.

Sulla base dei criteri di analisi sopra descritti, ciascuna norma verrà esaminata secondo la medesima struttura analitica, al fine di evidenziarne caratteristiche, ambiti di applicazione e livello di strutturazione metodologica. I risultati dell'analisi saranno successivamente sintetizzati in una tabella, che consentirà di mettere in luce le relazioni evolutive e le complementarità tra i diversi documenti normativi, offrendo un quadro organico del processo di standardizzazione della circolarità.

2.3 BS 8001:2017

La BS 8001:2017, intitolata "*Framework for implementing the principles of the circular economy in organizations – Guide*", rappresenta uno dei primi tentativi sistematici di formalizzazione normativa dei principi dell'economia circolare in ambito organizzativo. Pubblicata dal British Standards Institution (BSI) nel 2017, la norma si colloca in una fase iniziale del processo di standardizzazione della circolarità, caratterizzata dalla necessità di tradurre un paradigma emergente in indicazioni operative per imprese e organizzazioni [44].

Come esplicitato nel frontespizio e nel *Foreword*, la BS 8001:2017 si configura come una guida e non come una specifica tecnica o uno standard certificabile. Il documento adotta un approccio volontario e non prescrittivo, con l'obiettivo di supportare le organizzazioni nell'adozione progressiva dei principi dell'economia circolare, indipendentemente da dimensione, settore o localizzazione geografica. Tale impostazione emerge chiaramente anche nella sezione "Scope", dove si afferma che la norma fornisce un quadro di riferimento per l'implementazione dei principi dell'economia circolare nelle organizzazioni, senza introdurre requisiti cogenti.

La BS 8001 si distingue per la sua struttura articolata in tre elementi principali:

(i) i principi guida dell'economia circolare (Clause 4);
(ii) un framework flessibile di implementazione articolato in fasi (Clause 5);
(iii) una serie di supporting guidance relativi a meccanismi abilitanti, modelli di business e considerazioni operative (Clause 6 e 7)

La rappresentazione grafica del framework, riportata nella *Figure 1 -- overview of the framework for implementing the principles of the circular economy*, a pagina 2 del documento, evidenzia la natura sistemica dell'approccio, ponendo al centro i principi dell'economia circolare e articolando attorno ad essi un percorso iterativo di implementazione.

Dal punto di vista concettuale, la norma richiama esplicitamente l'impostazione sistemica dell'economia circolare, intesa come modello rigenerativo per progettazione, volto a mantenere prodotti, componenti e materiali al loro massimo valore e utilità nel tempo. L'impianto teorico si inserisce nel solco della letteratura riguardante l'ecologia industriale e le scuole di pensiero attinenti

all'economia circolare [1,45], proponendo una sintesi operativa orientata alla trasformazione dei modelli di business.

2.3.1 IDENTIFICAZIONE E CONTESTO NORMATIVO

La BS 8001:2017, pubblicata dal *British Standards Institution (BSI)* nel 2017, rappresenta il primo standard nazionale sviluppato da un ente di normazione dedicato esplicitamente all'economia circolare in ambito organizzativo. La norma è stata elaborata dal Technical Committee SDS/1/10 – Sustainable resource management, istituito con l'obiettivo di sviluppare strumenti normativi per la gestione sostenibile delle risorse.

La BS 8001:2017 si configura formalmente come guida, e non come standard prescrittivo o certificabile. In quanto tale, il documento non introduce requisiti cogenti né criteri di conformità verificabili, ma propone un insieme di raccomandazioni e orientamenti metodologici finalizzati a supportare l'integrazione dei principi dell'economia circolare nei processi decisionali e nei modelli operativi delle organizzazioni.

La pubblicazione della norma si colloca in una fase di crescente consolidamento del dibattito europeo sulla transizione verso modelli economici circolari, successiva alla presentazione del Circular Economy Package della Commissione Europea [39]. In questo contesto, la BS 8001:2017 assume il ruolo di strumento di traduzione operativa del paradigma circolare, offrendo alle organizzazioni un riferimento metodologico per avviare percorsi di trasformazione orientati alla sostenibilità delle risorse.

Nella sezione *Scope* la norma precisa che il framework proposto è applicabile a organizzazioni di qualsiasi settore, dimensione o localizzazione geografica. L'obiettivo non è definire soglie prestazionali o indicatori obbligatori, ma fornire un quadro concettuale e operativo che consenta alle organizzazioni di sviluppare strategie e pratiche coerenti con i principi dell'economia circolare.

Pur essendo uno standard nazionale britannico, la BS 8001:2017 ha esercitato un'influenza significativa sugli sviluppi successivi della standardizzazione della circolarità a livello europeo e internazionale. L'impostazione basata su principi guida e su un framework flessibile di implementazione costituirà infatti un

riferimento concettuale per successive iniziative normative dedicate alla gestione e alla misurazione della circolarità nei sistemi organizzativi.

2.3.2 STRUTTURA E NATURA DELLA NORMA

Dal punto di vista della natura giuridico-tecnica, la BS 8001:2017 si configura esplicitamente come una guida volontaria (*Guide*) e non come uno standard prescrittivo o certificabile. Questa qualificazione è centrale per comprenderne il posizionamento nel processo evolutivo della normazione della circolarità: il documento non introduce requisiti cogenti né condizioni verificabili ai fini della conformità, ma fornisce raccomandazioni e orientamenti per l'implementazione dei principi dell'economia circolare.

Il linguaggio utilizzato all'interno del testo conferma tale impostazione: prevalgono formulazioni di natura non vincolante ("should", "can", "may") piuttosto che prescrittiva ("shall"), tipiche degli standard certificabili. Ne consegue che la BS 8001 non è concepita come strumento di audit o di attestazione formale, ma come supporto metodologico e culturale per la trasformazione organizzativa.

Dal punto di vista strutturale, la norma è articolata in tre elementi principali:

(i) Principi guida dell'economia circolare (Sezione 4);
(ii) Framework flessibile di implementazione (Sezione 5);
(iii) Linee guida di supporto e meccanismi abilitanti (Sezioni 6 e 7).

La Sezione 4 individua un insieme di principi fondamentali che orientano l'adozione del modello circolare, tra cui il pensiero sistemico (*systems thinking*), la stewardship, l'ottimizzazione del valore e la trasparenza. La Sezione 5 introduce un framework strutturato ma flessibile, organizzato in fasi iterative che guidano l'organizzazione dall'analisi iniziale alla definizione e implementazione di strategie circolari. Le sezioni successive forniscono indicazioni operative relative a modelli di business, coinvolgimento degli stakeholder e fattori abilitanti.

Un elemento distintivo della BS 8001:2017 è l'assenza di una struttura basata sulla cosiddetta High Level Structure (HLS), ossia l'architettura comune adottata dagli standard ISO per i sistemi di gestione (ad esempio ISO 9001 e ISO 14001). La High Level Structure, definita dall'ISO attraverso l'Annex SL, prevede una struttura uniforme articolata in sezioni standardizzate (contesto dell'organizzazione,

leadership, pianificazione, supporto, operatività, valutazione delle prestazioni e miglioramento), finalizzata a garantire coerenza tra diversi sistemi di gestione e a facilitarne l'integrazione.

L'assenza di tale impostazione nella BS 8001:2017 implica che la norma non sia concepita come un sistema di gestione formalizzato, né come uno standard integrabile automaticamente in un sistema certificabile esistente. Il documento non prevede requisiti strutturati secondo una logica "Plan-Do-Check-Act" né sezioni dedicate alla valutazione delle prestazioni o al miglioramento continuo in senso sistematico.

Ciò conferma che la BS 8001:2017 nasce come framework concettuale e operativo autonomo, orientato a fornire un quadro di riferimento flessibile per l'adozione dei principi dell'economia circolare, piuttosto che come standard tecnico finalizzato alla certificazione o all'integrazione formale con altri sistemi di gestione.

In sintesi, la BS 8001 si caratterizza per:

(i) natura volontaria e non certificabile;
(ii) assenza di requisiti formalizzati verificabili;
(iii) struttura fondata su principi guida e framework flessibile;
(iv) orientamento strategico più che prestazionale.

Tali caratteristiche la collocano in una fase iniziale del processo di standardizzazione della circolarità, in cui l'obiettivo principale è fornire un riferimento comune per l'implementazione organizzativa, piuttosto che definire criteri misurativi o requisiti di conformità.

2.3.3 CONCETTUALIZZAZIONE DELLA CIRCOLARITÀ

La BS 8001 adotta una definizione di economia circolare coerente con l'impostazione sistemica sviluppatasi nella letteratura internazionale, descrivendola come un modello rigenerativo per progettazione, volto a mantenere prodotti, componenti e materiali al loro massimo valore e utilità nel tempo. Tale definizione richiama esplicitamente l'idea di rigenerazione dei sistemi naturali e di chiusura dei cicli materiali, in linea con le elaborazioni teoriche dell'ecologia industriale [1] e con la sistematizzazione proposta dalla Ellen MacArthur Foundation [45].

La norma struttura la propria impostazione concettuale attorno a un insieme di principi guida, riportati nella Sezione 4 del documento. Tra i principali si individuano:

(i) Systems thinking: adozione di un approccio olistico volto a comprendere le interazioni tra decisioni organizzative e sistemi più ampi;
(ii) Innovation: promozione di soluzioni innovative di prodotto, processo e modello di business;
(iii) Stewardship: responsabilità estesa lungo l'intero ciclo di vita;
(iv) Collaboration: cooperazione interna ed esterna lungo la catena del valore;
(v) Value optimization: massimizzazione del valore nel tempo, non solo economico ma anche ambientale e sociale;
(vi) Transparency: comunicazione aperta e tracciabilità delle informazioni rilevanti.

La circolarità, nella BS 8001:2017, non viene quindi definita in termini quantitativi o prestazionali, ma come trasformazione del modello organizzativo, fondata su principi di progettazione, responsabilità condivisa e ottimizzazione delle risorse. Il focus è posto sulla revisione dei modelli di business e sulla ristrutturazione delle catene del valore, piuttosto che sulla misurazione puntuale dei flussi materiali.

Dal punto di vista dell'ambito di applicazione, la norma si rivolge principalmente alla scala organizzativa (micro), fornendo orientamenti per singole imprese o enti. Tuttavia, l'enfasi posta su *collaboration* e *systems thinking* suggerisce una potenziale estensione a reti di organizzazioni e catene del valore, anche se tale estensione non è formalizzata attraverso strumenti specifici per sistemi territoriali complessi.

In sintesi, la BS 8001:2017 propone una concettualizzazione della circolarità:

(i) fortemente sistemica e strategica,
(ii) orientata alla trasformazione dei modelli organizzativi,
(iii) basata su principi qualitativi,
(iv) non ancorata a metriche strutturate o indicatori quantitativi.

Questa impostazione riflette la fase iniziale del processo di standardizzazione della circolarità, in cui l'obiettivo primario è la diffusione di un linguaggio e di un quadro concettuale condiviso, piuttosto che la definizione di criteri misurativi formalizzati.

2.3.4 DIMENSIONE DELLA MISURAZIONE

La BS 8001:2017 non introduce un sistema strutturato di indicatori per la misurazione della circolarità né definisce metriche quantitative obbligatorie per la valutazione delle prestazioni. Il documento, coerentemente con la propria natura di guida volontaria, si concentra prevalentemente sulla definizione di principi e sull'implementazione di strategie organizzative, senza formalizzare criteri numerici di valutazione.

All'interno della struttura proposta, la misurazione viene richiamata come elemento rilevante ai fini del monitoraggio dei progressi e del miglioramento continuo, ma non viene sviluppata attraverso una metodologia strutturata né mediante un set di indicatori standardizzati. La norma incoraggia le organizzazioni a definire obiettivi e misure coerenti con la propria strategia circolare, lasciando ampia discrezionalità nella scelta degli strumenti di valutazione. In tal misura non sono previsti indicatori obbligatori di circolarità, formule di calcolo, criteri di aggregazione, soglie prestazionali di riferimento o procedure di verifica.

Inoltre, la BS 8001:2017 non stabilisce un'integrazione metodologica esplicita con strumenti analitici consolidati quali la Material Flow Analysis o la Life Cycle Assessment. Sebbene tali strumenti possano essere utilizzati dalle organizzazioni nell'ambito delle proprie strategie circolari, la norma non ne disciplina l'uso né li integra formalmente nella struttura.

Dal punto di vista metodologico, la misurazione nella BS 8001:2017 assume quindi un ruolo accessorio e strumentale, funzionale al supporto delle decisioni organizzative, ma non costitutivo dell'architettura normativa. La norma privilegia un approccio qualitativo e strategico, lasciando alle organizzazioni la responsabilità di individuare strumenti adeguati a valutare i propri progressi per il raggiungimento della circolarità.

Questa impostazione riflette la fase iniziale del processo di standardizzazione dell'economia circolare, nella quale l'obiettivo primario è la diffusione di un quadro concettuale condiviso, piuttosto che il calcolo standardizzato della circolarità.

2.3.5 SCALA E APPLICABILITÀ AI SISTEMI PRODUTTIVI TERRITORIALI

La BS 8001:2017 è concepita principalmente a scala di organizzazione (micro). Come esplicitato nel campo di applicazione, la norma si rivolge a singole organizzazioni, indipendentemente da dimensione o settore. La struttura proposta guida l'organizzazione nella revisione dei propri modelli di business, nella gestione delle risorse e nell'integrazione dei principi circolari nei processi decisionali.

Tuttavia, la norma introduce alcuni elementi concettuali che suggeriscono una potenziale estensione oltre la singola impresa. In particolare, i principi di *systems thinking*, *collaboration* e *stewardship* implicano una visione che supera i confini organizzativi, richiamando l'interazione con stakeholder, fornitori e partner lungo la catena del valore. Il framework incoraggia la cooperazione tra attori e la considerazione degli impatti sistemici delle decisioni, elementi che risultano coerenti con l'approccio della simbiosi industriale [6,14].

Nonostante ciò, la BS 8001:2017 non fornisce strumenti specifici per la gestione di sistemi complessi strutturati né metodologie dedicate alla valutazione della circolarità a scala meso-territoriale. La gestione dei flussi inter-organizzativi non viene formalizzata attraverso procedure o indicatori, né vengono proposti modelli espliciti per contesti quali parchi industriali o reti territoriali.

Di conseguenza, l'applicabilità della BS 8001:2017 ai sistemi produttivi territoriali può essere considerata a livello di concettualizzazione, in quanto la norma offre principi utili per orientare la cooperazione e l'approccio sistemico, ma non mette a disposizione strumenti operativi specifici per la valutazione o la governance della circolarità in contesti territoriali complessi.

2.3.6 VALUTAZIONE SINTETICA

Nel quadro evolutivo della standardizzazione della circolarità, la BS 8001:2017 rappresenta la prima formalizzazione normativa organica dei principi dell'economia circolare in ambito organizzativo. La norma svolge un ruolo fondativo, introducendo un linguaggio condiviso e un framework concettuale che ha contribuito a orientare il successivo sviluppo di documenti più strutturati.

Il principale punto di forza della BS 8001:2017 risiede nella chiarezza dei principi guida e nell'impostazione sistemica del framework, che promuove una trasformazione strategica dei modelli di business e delle relazioni lungo la catena del valore. L'enfasi su *systems thinking*, *collaboration* e *stewardship* costituisce un riferimento importante anche per contesti complessi, quali i sistemi produttivi territoriali.

Tuttavia, la norma non introduce requisiti formalizzati né strumenti di misurazione strutturati. L'assenza di indicatori standardizzati e di criteri quantitativi limita la possibilità di utilizzare la BS 8001 come strumento diretto per il calcolo della circolarità. La misurazione rimane affidata alla discrezionalità delle singole organizzazioni, senza una metodologia comune che garantisca comparabilità tra contesti diversi.

In una prospettiva evolutiva, la BS 8001:2017 può essere interpretata come la fase iniziale del processo di normazione della circolarità: un documento prevalentemente strategico e culturale, che pone le basi concettuali per successivi sviluppi normativi orientati alla strutturazione metodologica e alla misurazione delle prestazioni.

2.4 XP X30-901:2018

La norma XP X30-901:2018, pubblicata da AFNOR nell'ottobre 2018, è intitolata *"Économie circulaire – Système de management de projet d'économie circulaire – Exigences et lignes directrices"*. Il documento definisce i requisiti e le linee guida per l'implementazione di un sistema di management applicato a progetti di economia circolare [46].

La norma si configura come uno standard sperimentale (*XP–norme expérimentale*), finalizzato a fornire un quadro metodologico strutturato per la pianificazione, l'attuazione, il monitoraggio e il miglioramento di progetti che contribuiscano alla transizione verso un modello economico più efficiente nell'uso delle risorse e generatore di benefici ambientali, economici e sociali.

Dal punto di vista strutturale, la XP X30-901:2018 è organizzata secondo una logica di sistema di gestione, articolata in clausole relative al contesto dell'organizzazione, alla leadership, alla pianificazione, al supporto, alle attività

operative, alla valutazione delle prestazioni e al miglioramento continuo. L'impianto normativo integra requisiti e linee guida e introduce strumenti metodologici specifici per l'analisi e la valutazione del contributo di un progetto agli obiettivi dell'economia circolare.

Elemento centrale della norma è la matrice che incrocia le tre dimensioni dello sviluppo sostenibile (ambientale, economica e sociale) con sette aree di azione proprie dell'economia circolare, costituendo il riferimento metodologico per la definizione e la valutazione dei progetti.

La XP X30-901:2018 si propone quindi come uno strumento operativo volto a strutturare l'approccio progettuale alla circolarità, fornendo un quadro organizzativo e metodologico per la gestione sistematica di iniziative orientate alla transizione circolare.

2.4.1 IDENTIFICAZIONE E CONTESTO NORMATIVO

La XP X30-901:2018 è stata pubblicata nell'ambito delle iniziative di standardizzazione dedicate alla transizione verso modelli economici più sostenibili e circolari. Il documento si colloca in una fase di crescente istituzionalizzazione del paradigma dell'economia circolare, sia nel contesto europeo sia nel contesto nazionale francese.

Dal punto di vista politico-istituzionale, la norma emerge in un periodo caratterizzato da un rafforzamento delle politiche pubbliche orientate all'efficienza nell'uso delle risorse, alla riduzione degli impatti ambientali e all'innovazione dei modelli produttivi. In questo quadro, l'economia circolare viene progressivamente riconosciuta come leva strategica per la competitività industriale, la sostenibilità ambientale e lo sviluppo territoriale.

La classificazione del documento come norma sperimentale (XP – norme expérimentale) riflette la volontà dell'ente di normazione di sviluppare e testare strumenti metodologici in un ambito ancora in fase di consolidamento. Tale qualificazione consente di sperimentare modelli organizzativi e approcci gestionali innovativi, con l'obiettivo di verificarne l'efficacia e favorire un eventuale successivo processo di standardizzazione più strutturato.

In questo contesto, la XP X30-901:2018 si inserisce nel più ampio processo di formalizzazione normativa dell'economia circolare, proponendo un approccio orientato alla gestione sistemica dei progetti di circolarità e contribuendo alla traduzione operativa dei principi dell'economia circolare all'interno dei processi decisionali e organizzativi delle istituzioni pubbliche e delle imprese.

2.4.2 STRUTTURA E NATURA DELLA NORMA

La XP X30-901:2018 si configura come una norma sperimentale con requisiti e linee guida, destinata all'implementazione di un sistema di management applicato a progetti di economia circolare. A differenza di una semplice guida, il documento introduce disposizioni strutturate che definiscono responsabilità, pianificazione, controllo operativo e valutazione delle prestazioni.

Dal punto di vista formale, la norma è articolata secondo una struttura tipica dei sistemi di gestione, organizzata in clausole che comprendono:

(i) contesto dell'organizzazione;
(ii) leadership;
(iii) pianificazione;
(iv) supporto;
(v) attività operative;
(vi) valutazione delle prestazioni;
(vii) miglioramento.

Questa articolazione evidenzia l'adozione di un'impostazione sistemica e integrata, coerente con l'architettura dei sistemi di management contemporanei. Il documento non si limita a enunciare principi generali, ma definisce un quadro organizzativo che richiede l'identificazione delle parti interessate, l'analisi del contesto, la definizione di obiettivi e la misurazione dei risultati.

La natura della norma è dunque più prescrittiva rispetto a una guida volontaria, in quanto include requisiti strutturati che devono essere soddisfatti per dichiarare la conformità al sistema di management di progetto proposto. Pur essendo classificata come norma sperimentale (XP), essa presenta un livello di formalizzazione metodologica significativo.

Un elemento distintivo della XP X30-901:2018 è l'integrazione tra la logica del sistema di gestione e una matrice metodologica specifica per l'economia circolare, che costituisce il nucleo operativo del documento. Tale matrice orienta

la definizione, la pianificazione e la valutazione dei progetti in relazione alle dimensioni ambientale, economica e sociale e alle aree di azione della circolarità. In sintesi, la norma si caratterizza per:

(i) natura sperimentale ma strutturata;
(ii) presenza di requisiti organizzativi;
(iii) impostazione da sistema di management;
(iv) formalizzazione metodologica delle fasi di pianificazione, attuazione e miglioramento.

2.4.3 CONCETTUALIZZAZIONE DELLA CIRCOLARITÀ

La XP X30-901:2018 costruisce la propria concettualizzazione dell'economia circolare in modo fortemente operativo e progettuale, definendo la circolarità come l'esito di un insieme coordinato di azioni e scelte organizzative orientate al miglioramento integrato delle prestazioni ambientali, economiche e sociali. Già nello Scope la norma esplicita che il sistema di management di progetto è finalizzato a migliorare tali prestazioni con l'obiettivo di contribuire allo sviluppo dell'economia circolare. Questo posizionamento è rilevante perché colloca la circolarità non soltanto come riduzione degli impatti ambientali, ma come processo strutturato di cambiamento capace di generare valore su più dimensioni. Un passaggio centrale della concettualizzazione è rappresentato dalla definizione di "progetto", inteso come qualsiasi iniziativa di cambiamento promossa da un'organizzazione per far evolvere, in parte o integralmente, la propria attività verso un modello più efficiente nell'uso delle risorse, capace di limitare l'impatto ambientale e migliorare il benessere individuale. Tale definizione amplia esplicitamente il campo di applicazione, includendo attività, prodotti o servizi che l'organizzazione è in grado di controllare o influenzare, e riconoscendo che la transizione verso la circolarità può assumere forme diverse, quali l'elaborazione di nuove strategie, l'introduzione di servizi innovativi o la modifica dei processi di approvvigionamento, progettazione e distribuzione. In tal modo la circolarità viene concettualizzata come trasformazione gestita, non come semplice misura o etichetta, ma come risultato di un'iniziativa strutturata e integrata nel sistema organizzativo.

La norma esplicita che la transizione verso l'economia circolare richiede nuovi modelli economici e l'attivazione coordinata di differenti aree di azione, da valutare in funzione delle caratteristiche dell'organizzazione e del suo livello di maturità. In questa prospettiva, la circolarità non viene ridotta a una singola leva, come il riciclo o la gestione del fine vita, ma è rappresentata come un insieme di ambiti tra loro interconnessi e potenzialmente sinergici. La valutazione dei progetti deve essere riferita alle finalità ultime dell'economia circolare, articolate sulle tre dimensioni dello sviluppo sostenibile. Sul piano ambientale la norma richiama la riduzione degli impatti, la preservazione delle risorse e della biodiversità, la riduzione di emissioni e inquinanti e la tutela della qualità di acqua e suoli; sul piano economico evidenzia l'aumento dell'efficienza nell'uso delle risorse, la riduzione dei costi operativi e l'ottimizzazione e condivisione degli investimenti; sul piano sociale sottolinea il miglioramento del benessere delle parti interessate, la creazione di partnership e occupazione locale, il miglioramento delle condizioni di lavoro e il coinvolgimento responsabile di beneficiari e consumatori. La circolarità è quindi definita come contributo misurabile e giustificabile rispetto a obiettivi multidimensionali di sostenibilità.

Coerentemente con tale impostazione, la XP X30-901:2018 individua sette aree di azione che costituiscono le leve operative attraverso cui il progetto può generare valore circolare: approvvigionamento sostenibile, ecodesign, simbiosi industriale, economia della funzionalità o del servizio, consumo responsabile, estensione della vita utile dei prodotti e gestione efficiente del fine vita di prodotti e materiali. La norma specifica che il progetto deve inserirsi in un approccio olistico e che tutte le potenziali aree di azione devono essere esaminate in ogni fase del processo di miglioramento continuo. In questo senso, la circolarità è concepita come risultato della combinazione coerente di azioni coordinate, non come applicazione isolata di singole pratiche. L'introduzione del documento chiarisce inoltre che, oltre ai requisiti tipici di un sistema di management, la norma fornisce un framework metodologico fondato sull'analisi incrociata tra le tre dimensioni della sostenibilità e le sette aree di azione. Tale matrice non assume una funzione meramente descrittiva, ma rappresenta un dispositivo concettuale volto a verificare sistematicamente che i piani di azione

contribuiscano positivamente agli obiettivi dell'economia circolare in un contesto di miglioramento continuo. Nel complesso, la XP X30-901:2018 propone una concezione dell'economia circolare come processo organizzato, integrato e verificabile, fondato su un approccio sistemico, sul coordinamento delle leve operative e sull'allineamento strutturato agli obiettivi ambientali, economici e sociali.

2.4.4 DIMENSIONE DELLA MISURAZIONE

Nella XP X30-901:2018 la dimensione della misurazione è formalmente integrata nel sistema di management di progetto, ma non si traduce nella definizione di un set di indicatori standardizzati di circolarità. La norma prevede che il progetto sia pianificato, attuato, monitorato e riesaminato nell'ambito di un processo di miglioramento continuo. Ciò richiede che l'organizzazione definisca delle modalità di valutazione coerenti con gli obiettivi dichiarati. Tuttavia, il documento non introduce metriche comuni, formule di calcolo o soglie prestazionali uniformi applicabili a tutti i contesti.

La misurazione è concepita come responsabilità dell'organizzazione, che deve stabilire obiettivi e criteri di valutazione coerenti con le tre dimensioni della sostenibilità e con le aree di azione attivate dal progetto. L'obbligo non riguarda l'adozione di specifici indicatori predefiniti, ma la dimostrabilità del contributo del progetto allo sviluppo dell'economia circolare. In questo senso, la norma prescrive un approccio documentato e verificabile alla valutazione delle prestazioni, senza tuttavia standardizzarne il contenuto metrico.

Il fulcro metodologico di tale valutazione è rappresentato dalla matrice 3×7, che struttura l'analisi attraverso l'incrocio tra le tre dimensioni dello sviluppo sostenibile e le sette aree di azione dell'economia circolare. Questa matrice non costituisce un sistema di indicatori, ma un dispositivo concettuale che consente di verificare in modo sistematico la coerenza tra le azioni intraprese e le finalità ambientali, economiche e sociali perseguite. In un'ottica di miglioramento continuo, essa permette di valutare se il progetto contribuisca positivamente alla circolarità evitando effetti sbilanciati su una sola dimensione.

La norma non formalizza inoltre l'integrazione obbligatoria con strumenti analitici consolidati quali la Material Flow Analysis o la Life Cycle Assessment, pur non escludendone l'utilizzo qualora ritenuto pertinente dall'organizzazione. La scelta delle metodologie di misurazione rimane dunque flessibile, purché coerente con gli obiettivi del progetto e adeguatamente documentata.

Nel complesso, la XP X30-901:2018 si colloca in una posizione intermedia. La misurazione non è accessoria né lasciata implicitamente alla discrezionalità organizzativa, ma è formalmente richiesta all'interno del sistema di management; al tempo stesso, non viene introdotto un apparato metrico armonizzato o comparabile tra organizzazioni diverse.

2.4.5 SCALA E APPLICABILITÀ AI SISTEMI PRODUTTIVI TERRITORIALI

La XP X30-901:2018 è concepita primariamente per la scala organizzativa (micro), in quanto il soggetto responsabile dell'implementazione del sistema di management è una singola organizzazione che promuove e gestisce un progetto di economia circolare. Il progetto può riguardare attività, prodotti o servizi che l'organizzazione controlla o è in grado di influenzare, e l'intero impianto normativo è strutturato attorno alla responsabilità organizzativa nella pianificazione, attuazione e valutazione delle azioni.

Tuttavia, la norma presenta elementi che aprono implicitamente alla dimensione meso, pur non formalizzandola come ambito autonomo di applicazione. In particolare, tra le sette aree di azione figura esplicitamente la simbiosi industriale, che per sua natura implica interazioni tra più organizzazioni e lo scambio di risorse o sottoprodotti. Inoltre, il riferimento al coinvolgimento delle parti interessate e alla creazione di partnership indica una prospettiva che supera il perimetro della singola impresa e si estende alla catena del valore.

Nonostante tali aperture, la norma non definisce strumenti specifici per la governance di sistemi complessi strutturati, né fornisce metodologie dedicate alla gestione di reti territoriali o di parchi industriali. La gestione dei flussi inter-organizzativi non è formalizzata mediante procedure specifiche o indicatori dedicati. Eventuali dinamiche di scambio tra organizzazioni possono essere ricondotte alla responsabilità dell'organizzazione promotrice del progetto.

Di conseguenza, l'applicabilità della XP X30-901:2018 ai sistemi produttivi territoriali può essere considerata in potenziale ma indirettamente. La norma fornisce un quadro metodologico che può essere adottato da un soggetto gestore o da un'organizzazione operante in un contesto territoriale, ma non è strutturata specificamente per la valutazione o la gestione sistemica della circolarità a scala territoriale o di eco-parco industriale.

2.4.6 VALUTAZIONE SINTETICA

La XP X30-901:2018 rappresenta un passaggio significativo nel processo di strutturazione normativa dell'economia circolare, introducendo un sistema di management di progetto formalizzato e dotato di requisiti organizzativi. La norma traduce il paradigma dell'economia circolare in un dispositivo metodologico applicabile a iniziative concrete, integrando pianificazione, attuazione, valutazione delle prestazioni e miglioramento continuo.

Uno dei principali elementi di forza della norma risiede nella formalizzazione dell'approccio progettuale e nell'integrazione della dimensione della sostenibilità lungo le tre componenti ambientale, economica e sociale. L'introduzione della matrice 3×7 costituisce un dispositivo concettuale robusto che consente di strutturare l'analisi delle azioni progettuali e di verificarne la coerenza rispetto agli obiettivi dichiarati.

Al tempo stesso, la norma non introduce un sistema metrico armonizzato né indicatori standardizzati di circolarità. La misurazione è obbligatoria in termini procedurali, ma flessibile nei contenuti, lasciando all'organizzazione la definizione dei criteri e degli strumenti più appropriati. Questa impostazione garantisce adattabilità ai diversi contesti, ma limita la comparabilità tra progetti e organizzazioni differenti.

Dal punto di vista della scala di applicazione, la XP X30-901:2018 è concepita per la dimensione micro-organizzativa, pur presentando aperture implicite alla cooperazione tra attori attraverso il riferimento alla simbiosi industriale e alle partnership. Tuttavia, non fornisce strumenti specifici per la governance territoriale o per la valutazione sistemica della circolarità a scala meso.

Nel complesso, la XP X30-901:2018 può essere interpretata come una norma che consolida l'approccio gestionale alla circolarità, spostando l'attenzione dalla sola enunciazione dei principi alla strutturazione operativa dei progetti, pur mantenendo un'impostazione flessibile sul piano metrico.

2.5 UNI/TS 11820:2024

La UNI/TS 11820:2024, intitolata "Misurazione della circolarità – Metodi ed indicatori per la misurazione dei processi circolari nelle organizzazioni", è una Specifica Tecnica pubblicata dall'UNI nel novembre 2024. Il documento sostituisce la precedente UNI/TS 11820:2022 e si configura come aggiornamento del metodo nazionale per la misurazione della circolarità a livello organizzativo. La norma nasce con l'obiettivo di fornire un metodo strutturato per la misurazione della circolarità, basato su un framework esplicito di principi e su un sistema di indicatori, al fine di valutare il livello di allineamento di un'organizzazione ai principi dell'economia circolare. La circolarità è infatti definita come "allineamento ai principi dell'economia circolare", assumendo come riferimento concettuale la definizione di economia circolare riportata nella ISO 59004:2024 [47,48].

L'impianto metodologico della UNI/TS 11820:2024 si fonda su tre elementi strutturanti:

(i) un framework di principi di ispirazione e principi operativi (Capitolo 4);
(ii) l'articolazione delle attività organizzative lungo le fasi del valore;
(iii) un sistema di indicatori e criteri di valutazione finalizzati al calcolo del livello di circolarità.

La norma specifica che il metodo è applicabile principalmente alla scala micro (organizzazioni ed enti locali) e può essere esteso alla scala meso (gruppi di organizzazioni, cluster, distretti, filiere), mentre la scala macro è esclusa dall'analisi principale ed è trattata in appendice informativa.

Nel complesso, la UNI/TS 11820:2024 si configura come uno strumento tecnico orientato esplicitamente alla misurazione strutturata della circolarità, con l'intento di rendere valutabile e confrontabile il livello di allineamento delle organizzazioni ai principi dell'economia circolare, attraverso un sistema formalizzato di criteri e indicatori.

2.5.1 IDENTIFICAZIONE E CONTESTO NORMATIVO

La UNI/TS 11820:2024 è una Specifica Tecnica elaborata e pubblicata dall'Ente Italiano di Normazione (UNI). Il documento sostituisce la precedente UNI/TS 11820:2022, configurandosi come aggiornamento e consolidamento del metodo nazionale per la misurazione della circolarità.

La norma si inserisce nel quadro evolutivo della standardizzazione tecnica in materia di economia circolare, assumendo come riferimento esplicito la definizione di economia circolare contenuta nella ISO 59004:2024. In tal senso, il documento si colloca in continuità con il processo di armonizzazione internazionale in corso, traducendo nel contesto nazionale un framework coerente con gli sviluppi normativi della serie ISO 59000 dedicata all'economia circolare.

La finalità dichiarata della UNI/TS 11820:2024 è quella di definire un metodo e un sistema di indicatori per la misurazione della circolarità dei processi organizzativi, intesa come allineamento ai principi dell'economia circolare. La norma non si limita a fornire indicazioni generali, ma struttura un modello di valutazione che consente di determinare il livello di circolarità di un'organizzazione attraverso criteri formalizzati.

Dal punto di vista dell'ambito di applicazione, la specifica tecnica individua come livello principale di riferimento la scala micro (organizzazioni ed enti locali) e prevede la possibilità di estensione alla scala meso (gruppi di organizzazioni, cluster, distretti, filiere), mentre la scala macro è esclusa dall'analisi principale ed è trattata in appendice informativa.

In quanto Specifica Tecnica, la UNI/TS 11820:2024 rappresenta uno strumento normativo con funzione tecnico-metodologica, volto a fornire un riferimento strutturato per la misurazione della circolarità, in un contesto di progressiva definizione di standard armonizzati a livello internazionale.

2.5.2 STRUTTURA E NATURA DELLA NORMA

La UNI/TS 11820:2024 si configura come una Specifica Tecnica a carattere metodologico e valutativo, finalizzata alla misurazione della circolarità dei processi organizzativi. A differenza di uno standard di sistema di gestione, il

documento non disciplina l'organizzazione interna o i processi decisionali, ma definisce un impianto strutturato per la determinazione del livello di circolarità attraverso criteri, principi e indicatori formalizzati.

Dal punto di vista strutturale, la norma è articolata in sezioni che comprendono: campo di applicazione; riferimenti normativi; termini e definizioni; principi; fasi del valore; criteri di misurazione e valutazione; sistema di indicatori e modalità di calcolo. Questa articolazione evidenzia una costruzione logica progressiva: dapprima viene definito il quadro concettuale (definizioni e principi), successivamente viene delimitato il perimetro analitico (fasi del valore), infine viene introdotto il sistema di misurazione con indicatori e criteri di valutazione.

Un elemento distintivo della UNI/TS 11820:2024 è la presenza di un framework esplicito di principi, suddivisi in principi di ispirazione e principi operativi (Capitolo 4). Tali principi non hanno carattere meramente dichiarativo, ma costituiscono la base su cui è costruito l'intero sistema di indicatori e la logica di attribuzione dei punteggi.

La norma introduce inoltre un sistema di valutazione strutturato su base numerica, che consente di determinare un livello di circolarità (LC) espresso su scala 0–100, derivante dall'aggregazione degli indicatori secondo criteri definiti. Questo elemento conferisce alla specifica tecnica una natura fortemente metrico-valutativa, orientata alla quantificazione e alla comparabilità dei risultati.

Dal punto di vista della prescrittività, la UNI/TS 11820:2024 presenta un livello medio-alto: non impone l'adozione obbligatoria né configura uno schema di certificazione, ma definisce in modo puntuale il metodo di misurazione, la struttura degli indicatori e la modalità di calcolo del livello di circolarità. L'organizzazione che intende applicarla deve attenersi al framework metodologico e ai criteri previsti, sebbene l'adozione rimanga volontaria.

In sintesi, la natura della UNI/TS 11820:2024 è quella di uno standard tecnico orientato alla misurazione quantitativa della circolarità, distinto sia dalle linee guida non prescrittive sia dai sistemi di management, e caratterizzato da un impianto metodologico formalizzato e strutturato.

2.5.3 CONCETTUALIZZAZIONE DELLA CIRCOLARITÀ

La UNI/TS 11820:2024 definisce la circolarità come "allineamento ai principi dell'economia circolare", assumendo come riferimento la definizione di economia circolare tratta dalla ISO 59004:2024, secondo cui essa è un sistema economico che utilizza un approccio sistemico per mantenere un flusso circolare di risorse, recuperandole, conservandole o aumentandone il valore, contribuendo allo sviluppo sostenibile.

La norma costruisce la propria concettualizzazione attorno a un framework esplicito di principi, distinguendo tra principi di ispirazione e principi operativi. Tale scelta è motivata dall'esigenza di disporre di regole capaci di tracciare un percorso di misurazione chiaro e operativo e di supportare lo sviluppo nel tempo di un modello strategico di economia circolare.

I quattro principi di ispirazione sono:

- creazione del valore;
- condivisione del valore;
- disponibilità delle risorse;
- tracciabilità delle risorse.

Essi rappresentano l'orizzonte concettuale entro cui si colloca la misurazione della circolarità, richiamando la necessità di disaccoppiare la crescita economica dal consumo di risorse non rinnovabili, favorire la collaborazione lungo la catena del valore e garantire la gestione consapevole e tracciabile dei flussi in ingresso e in uscita.

Accanto a questi, la norma individua otto principi operativi, che traducono l'impianto ispirazionale in criteri concretamente applicabili: pensiero sistemico; generazione del valore circolare; ottimizzazione del valore circolare; preservazione del valore circolare; collaborazione; innovazione; consapevolezza; inclusività. Tali principi coprono dimensioni ambientali, economiche e sociali, integrando prospettiva di ciclo di vita, gestione efficiente delle risorse, estensione della vita utile, modelli di business innovativi, partnership e coinvolgimento degli stakeholder.

Elemento centrale della concettualizzazione proposta dalla UNI/TS 11820:2024 è il riferimento alle fasi del valore, che definiscono il perimetro analitico entro cui

la circolarità può essere osservata e misurata. Con tale espressione la norma non si riferisce semplicemente alle fasi del ciclo di vita di un prodotto in senso ambientale stretto, ma alle diverse fasi attraverso cui un'organizzazione contribuisce alla creazione, trasformazione, distribuzione e recupero del valore associato a beni o servizi. Le fasi considerate comprendono progettazione, approvvigionamento, produzione, distribuzione e vendita, uso e fine vita.

La fase di progettazione assume un ruolo strategico, poiché è in essa che si determinano le caratteristiche intrinseche di prodotti e servizi, inclusi aspetti quali durabilità, riparabilità, modularità, possibilità di aggiornamento e recuperabilità dei materiali. In questa prospettiva, la circolarità è influenzata a monte dalle scelte progettuali che orientano l'intero ciclo successivo.

La fase di approvvigionamento riguarda la selezione e l'acquisizione di risorse, materiali e componenti, includendo la possibile integrazione di materie prime seconde o materiali riciclati. Qui la circolarità si misura in relazione alla provenienza delle risorse, alla loro rinnovabilità e alla capacità di ridurre la dipendenza da input primari non rinnovabili.

La fase di produzione comprende i processi di trasformazione interna all'organizzazione, nei quali assumono rilievo l'efficienza nell'uso delle risorse, la riduzione degli scarti e il recupero interno di sottoprodotti. In questa fase la circolarità si manifesta nella gestione ottimizzata dei flussi materiali ed energetici.

La fase di distribuzione e vendita estende l'analisi alle modalità con cui il prodotto o servizio viene immesso sul mercato, includendo eventuali modelli di business innovativi che favoriscano la circolarità, come la servitizzazione o la logica di condivisione.

La fase di uso considera il comportamento e le modalità di utilizzo da parte del cliente o dell'utente finale, includendo aspetti quali durata, manutenzione, possibilità di riutilizzo o aggiornamento.

Infine, la fase di fine vita riguarda la gestione dei prodotti e dei materiali al termine del loro utilizzo, includendo riuso, ricondizionamento, re-manufacturing, riciclo e recupero.

Attraverso questa articolazione, la UNI/TS 11820:2024 interpreta la circolarità come proprietà emergente dall'intero processo di creazione del valore, evitando una visione limitata alla sola fase produttiva o al solo recupero dei materiali. La misurazione non è quindi concentrata su un singolo momento del ciclo, ma distribuita lungo tutte le fasi che concorrono alla generazione e al mantenimento del valore

L'impostazione adottata evidenzia inoltre che la misurazione può avvenire a diversi livelli di scala: principalmente micro (organizzazione), con possibilità di estensione alla scala meso (gruppi di organizzazioni, cluster, filiere) e con riferimento informativo alla scala macro. Questo aspetto amplia la concezione della circolarità oltre il perimetro della singola impresa, pur mantenendo nella scala micro il riferimento principale di applicazione.

Nel complesso, la UNI/TS 11820:2024 propone una concettualizzazione dell'economia circolare come sistema misurabile, fondato su principi metodologici esplicitati, su un'articolazione per fasi del valore e su un impianto di indicatori che consente di tradurre il paradigma circolare in risultati quantificabili e comparabili.

2.5.4 DIMENSIONE DELLA MISURAZIONE

La UNI/TS 11820 è una norma strutturata esplicitamente per il calcolo della circolarità. La dimensione metrica rappresenta il fulcro dell'intero impianto metodologico e si concretizza nella determinazione del Livello di Circolarità (LC), espresso su scala normalizzata da 0 a 100.

Il sistema di misurazione si basa su una struttura gerarchica che collega:

(i) i principi di ispirazione e operativi;
(ii) le fasi del valore;
(iii) un insieme strutturato di indicatori;
(iv) i criteri di valutazione associati agli indicatori;
(v) un sistema di aggregazione e ponderazione finalizzato al calcolo del LC.

Gli indicatori previsti dalla norma possono essere di natura quantitativa, qualitativa o semi-quantitativa. Ciascun indicatore è collegato a uno o più principi operativi e può riferirsi a specifiche fasi del valore (progettazione,

approvvigionamento, produzione, distribuzione e vendita, utilizzo e consumo, fine vita).

Per ogni indicatore la norma definisce:

(i) la modalità di determinazione del valore;
(ii) il criterio di attribuzione del punteggio;
(iii) l'eventuale normalizzazione del risultato.

L'organizzazione è tenuta a raccogliere dati coerenti con le definizioni fornite e ad applicare i criteri stabiliti dal documento.

Il meccanismo di calcolo si articola in una sequenza strutturata di passaggi metodologicamente definiti, che garantiscono coerenza tra raccolta dei dati, attribuzione dei punteggi e determinazione del risultato finale, in particolare la struttura che segue è la seguente:

(i) Determinazione del valore dell'indicatore, secondo la formula o il criterio definito dalla norma (ove applicabile);
(ii) Attribuzione di un punteggio all'indicatore, secondo scale e criteri previsti;
(iii) Aggregazione dei punteggi parziali, secondo la logica stabilita dalla norma;
(iv) Calcolo del Livello di Circolarità (LC) complessivo, espresso in percentuale su scala 0–100.

Il documento disciplina la modalità di aggregazione, che non consiste in una semplice somma aritmetica priva di struttura, ma in un sistema coerente con il framework dei principi e delle fasi del valore. Il LC rappresenta quindi una misura sintetica dell'allineamento complessivo dell'organizzazione ai principi dell'economia circolare.

In termini generali, il Livello di Circolarità è ottenuto attraverso l'aggregazione ponderata dei punteggi degli indicatori secondo lo schema previsto dalla norma, conducendo a un valore finale compreso tra 0 (assenza di allineamento ai principi) e 100 (massimo livello di allineamento).

Il sistema introdotto dalla UNI/TS 11820:2024 presenta alcune caratteristiche distintive che ne qualificano la natura metodologica e ne rafforzano la solidità tecnica. In primo luogo, esso prevede la normalizzazione del risultato su scala 0–

100, consentendo di esprimere il Livello di Circolarità (LC) come valore sintetico comparabile tra organizzazioni che adottano il medesimo metodo. In secondo luogo, il modello garantisce una coerenza strutturale tra principi, fasi del valore e indicatori, poiché ciascun indicatore è collegato al framework concettuale definito dalla norma e contribuisce alla valutazione complessiva secondo una logica predefinita. Un ulteriore elemento qualificante è la replicabilità del metodo, assicurata dalla definizione puntuale delle modalità di calcolo, dei criteri di attribuzione dei punteggi e delle regole di aggregazione, che riducono la discrezionalità interpretativa. Il sistema è inoltre caratterizzato da una struttura gerarchica di aggregazione, che consente di passare dal livello del singolo indicatore al livello complessivo di circolarità attraverso passaggi intermedi coerenti con il framework dei principi. Infine, la norma non introduce soglie minime obbligatorie né classificazioni vincolanti, ma configura il LC come misura graduata del livello di allineamento ai principi dell'economia circolare, utilizzabile per monitoraggio interno, confronto e comunicazione delle performance. La norma non configura automaticamente classi certificative, ma fornisce uno strumento tecnico per la valutazione strutturata della circolarità.

Il Livello di Circolarità (LC), così come definito dalla UNI/TS 11820:2024, non costituisce un mero valore numerico sintetico, ma rappresenta uno strumento operativo con diverse funzioni applicative. In primo luogo, esso può essere utilizzato per il monitoraggio interno e il miglioramento continuo: la determinazione periodica del LC consente all'organizzazione di valutare l'evoluzione del proprio livello di allineamento ai principi dell'economia circolare, identificare aree di criticità e orientare le decisioni strategiche verso azioni correttive o di rafforzamento. In questo senso, il punteggio assume una funzione dinamica, integrabile nei processi di pianificazione e controllo.

In secondo luogo, il LC consente attività di benchmarking tra organizzazioni che adottano il medesimo metodo di calcolo, appartenenti a settori simili (utilizzando sezione e divisione del codice ATECO). La standardizzazione della struttura degli indicatori, dei criteri di attribuzione dei punteggi e delle modalità di aggregazione rende infatti possibile il confronto tra soggetti diversi, purché applicanti la UNI/TS 11820:2024 secondo le regole stabilite. Tale aspetto risulta

particolarmente rilevante in contesti di filiera, cluster o reti di imprese, nei quali la comparabilità delle performance può costituire un fattore abilitante per strategie collaborative.

Infine, il Livello di Circolarità può essere impiegato come strumento di comunicazione strutturata delle performance di circolarità, fornendo un indicatore sintetico e formalizzato che consente di rendicontare in modo trasparente il grado di allineamento ai principi dell'economia circolare. In questo ambito, il LC può integrare strumenti di reporting di sostenibilità, supportare processi di disclosure volontaria o dialogo con stakeholder, e contribuire alla costruzione di credibilità e accountability organizzativa.

Nel complesso, il Livello di Circolarità si configura come un indicatore multifunzionale, capace di operare simultaneamente come strumento di autovalutazione, comparazione e comunicazione, rafforzando la dimensione operativa e strategica della misurazione prevista dalla UNI/TS 11820:2024.

2.5.5 SCALA E APPLICABILITÀ AI SISTEMI PRODUTTIVI TERRITORIALI

La UNI/TS 11820:2024 individua come ambito principale di applicazione la scala micro, riferita a organizzazioni ed enti locali. Il metodo di calcolo del Livello di Circolarità (LC) è infatti costruito per essere applicato a un soggetto organizzativo definito, che raccoglie i dati relativi alle proprie attività lungo le fasi del valore e applica il sistema di indicatori previsto.

Tuttavia, la norma prevede esplicitamente la possibilità di estendere l'applicazione alla scala meso, comprendente gruppi di organizzazioni, cluster, distretti e filiere. Questa apertura è particolarmente rilevante, poiché consente di applicare il framework non soltanto a singole imprese, ma anche a sistemi produttivi integrati, nei quali la circolarità emerge dalle interazioni tra più attori. Nel caso della scala meso, la misurazione richiede una definizione chiara del perimetro di analisi e delle modalità di aggregazione dei dati provenienti dai diversi soggetti coinvolti. Pur non fornendo una metodologia completamente autonoma per la governance territoriale, la norma rende tecnicamente possibile la valutazione di sistemi complessi attraverso l'applicazione del medesimo schema di indicatori e criteri di calcolo. Questo aspetto la distingue dalle norme

esclusivamente organizzative, poiché introduce un potenziale utilizzo in contesti di eco-parchi industriali, distretti produttivi o reti di imprese.

La scala macro (territori, regioni o settori economici) non rientra nell'ambito principale della norma ed è trattata in appendice informativa. Ciò significa che il documento non fornisce un sistema operativo completo per la valutazione della circolarità a livello macroeconomico, ma si concentra principalmente sui livelli micro e meso.

Nel complesso, la UNI/TS 11820:2024 presenta un'elevata potenzialità di applicazione ai sistemi produttivi territoriali, in particolare laddove esista un soggetto coordinatore o un perimetro definito (ad esempio un consorzio di imprese o un ente gestore di parco industriale) in grado di raccogliere e aggregare i dati secondo il metodo previsto. Tale aspetto è sia un fattore di pregio che un fattore limitante, in particolare per il contesto italiano che presenta un territorio caratterizzato dalla presenza massiccia di piccole medie imprese.

2.5.6 VALUTAZIONE SINTETICA

La UNI/TS 11820:2024 rappresenta, nel panorama delle norme analizzate, lo strumento più strutturato e formalizzato sotto il profilo della misurazione della circolarità. La norma non si limita a fornire indirizzi metodologici o indicazioni di governance, ma introduce un sistema armonizzato di indicatori, criteri di valutazione e modalità di aggregazione finalizzati alla determinazione del Livello di Circolarità (LC) su scala 0–100.

Uno dei principali punti di forza della norma è la costruzione di un framework esplicito fondato su principi di ispirazione e principi operativi, collegati alle fasi del valore e tradotti in indicatori misurabili. Questo impianto consente di superare approcci meramente qualitativi alla circolarità e di introdurre un modello replicabile e comparabile. La standardizzazione del metodo di calcolo rappresenta un elemento distintivo, in quanto garantisce coerenza applicativa e riduce la discrezionalità interpretativa.

Dal punto di vista applicativo, la norma presenta una forte coerenza con l'obiettivo di quantificare la circolarità a livello organizzativo e, potenzialmente, a livello di sistemi produttivi integrati (scala meso). La possibilità di estensione a

cluster, distretti e filiere amplia il campo di utilizzo e rende la UNI/TS 11820:2024 particolarmente rilevante in contesti quali i parchi industriali, nei quali la misurazione integrata delle performance circolari può costituire uno strumento di governance e pianificazione.

Tra i limiti strutturali si può evidenziare l'assenza di un collegamento obbligatorio con strumenti analitici consolidati quali LCA o MFA e la mancata definizione di soglie minime o classi certificative. Tuttavia, tali elementi riflettono una scelta metodologica orientata a fornire uno strumento di misurazione e non un sistema di certificazione vincolante.

Nel complesso, la UNI/TS 11820:2024 si colloca come norma a prevalente orientamento metrico-valutativo, caratterizzata da un elevato grado di formalizzazione del calcolo della circolarità e da una chiara integrazione tra dimensione concettuale (principi) e dimensione quantitativa (indicatori e LC)

2.6 ISO 59020:2024

La norma ISO 59020:2024 si colloca nel quadro degli standard internazionali della famiglia ISO 59000 dedicata all'economia circolare e nasce per rispondere all'esigenza di superare un modello economico prevalentemente lineare (estrazione–produzione–uso–smaltimento), associato all'esaurimento delle risorse, perdite di biodiversità e generazione di rifiuti ed emissioni, evidenziando la necessità di una transizione verso sistemi più circolari e rigenerativi[49].

All'interno della famiglia ISO 59000, il documento esplicita la propria relazione con ISO 59004 (vocabolario, principi e guida all'implementazione) e ISO 59010 (guida alla transizione dei modelli di business e delle value network), definendo ISO 59020:2024 come lo standard dedicato alla misurazione e valutazione della performance di circolarità, in modo complementare agli altri due documenti [48,50]. Lo scopo dichiarato è assistere le organizzazioni nella raccolta delle informazioni necessarie e nel calcolo utile ad abilitare pratiche di economia circolare che minimizzino l'uso di risorse e ottimizzino il flusso circolare delle risorse, contribuendo al contempo allo sviluppo sostenibile; i risultati della misurazione sono presentati come un quadro integrato di circolarità e sostenibilità, coerente con la prospettiva degli SDGs richiamata nel testo.

Dal punto di vista dell'impianto tecnico, ISO 59020:2024 propone un approccio strutturato che include: principi per misurare e valutare la circolarità, un framework in fasi (impostazione del contesto e del perimetro/boundary setting; misurazione e acquisizione dati; assessment e reporting), la definizione dei confini del sistema (inclusi confini temporali e prospettive a diversi livelli), una tassonomia degli indicatori e indicazioni su scelta, aggregazione e documentazione dei dati, fino alle modalità di assessment e reporting. In tal modo, la norma mira a fornire un riferimento metodologico armonizzato per la misurazione della circolarità, corredato da indicatori "core" e dà indicazioni per l'uso di metodi complementari, con l'obiettivo di rendere i risultati interpretabili e utilizzabili da organizzazioni e stakeholder nei processi decisionali e di transizione.

2.6.1 IDENTIFICAZIONE E CONTESTO NORMATIVO

La ISO 59020:2024 è un International Standard pubblicato da ISO nel 2024, intitolato "*Circular economy — Measuring and assessing circularity performance*". Il documento definisce requisiti e linee guida per la misurazione e la valutazione della performance di circolarità, con l'obiettivo di fornire un quadro metodologico strutturato e armonizzato a livello internazionale.

La norma si inserisce nel più ampio contesto della transizione globale verso modelli economici circolari, promossa a livello internazionale da istituzioni multilaterali, agende ambientali e strategie di sviluppo sostenibile. L'introduzione evidenzia la necessità di superare il modello lineare di produzione e consumo (take–make–dispose), responsabile di elevati livelli di consumo di risorse, perdita di biodiversità e generazione di rifiuti ed emissioni.

In questo quadro, la ISO 59020:2024 rappresenta la risposta del sistema di standardizzazione internazionale alla crescente domanda di strumenti armonizzati per la misurazione della circolarità, in coerenza con gli obiettivi di sviluppo sostenibile (SDGs) e con l'esigenza di rendere confrontabili le performance tra organizzazioni e contesti diversi.

La norma si colloca all'interno della famiglia ISO 59000 dedicata all'economia circolare, sviluppata con l'obiettivo di fornire un corpus normativo coerente che comprenda:

(i) ISO 59004 (vocabolario, principi e guida all'implementazione),
(ii) ISO 59010 (guida alla transizione dei modelli di business),
(iii) ISO 59020 (misurazione e valutazione della performance).

Tale articolazione evidenzia un approccio sistemico della standardizzazione internazionale, in cui la misurazione costituisce il pilastro tecnico per rendere operativa e verificabile la transizione verso l'economia circolare.

L'obiettivo della norma è, come dichiarato dalla stessa di fornire alle organizzazioni una linea guida per misurare la *performance* di circolarità ad un tempo specifico. Questa indicazione avviene mediante il raccoglimento dei dati e il calcolo utilizzando indicatori di circolarità sia obbligatori che opzionali.

2.6.2 STRUTTURA E NATURA DELLA NORMA

La ISO 59020:2024 si configura come un International Standard di natura metodologica e valutativa, finalizzato alla misurazione e valutazione della performance di circolarità. A differenza di uno standard di sistema di gestione, il documento non disciplina l'organizzazione interna o la governance aziendale, ma definisce un framework strutturato per la misurazione, articolato in principi, requisiti e linee guida operative.

Dal punto di vista strutturale, la norma è organizzata secondo una sequenza logica che comprende:

(i) Principi per la misurazione e valutazione della circolarità;
(ii) Framework di implementazione, articolato in fasi (setting del contesto e dei confini del sistema; misurazione e acquisizione dei dati; valutazione e reporting);
(iii) Definizione dei confini del sistema (system boundary), inclusi confini temporali e prospettive multi-livello;
(iv) Tassonomia e classificazione degli indicatori;
(v) Indicazioni per selezione, aggregazione, interpretazione e comunicazione dei risultati.

Un elemento centrale è il concetto relativo ai confini di sistema, che rappresenta il perimetro entro cui la circolarità viene misurata. La norma richiede che tale perimetro sia chiaramente definito prima dell'avvio della misurazione, includendo considerazioni relative a scala (prodotto, organizzazione, sistema), orizzonte temporale e relazioni con sistemi esterni. Questo aspetto distingue la ISO 59020:2024 da approcci più rigidi, poiché introduce una fase preliminare di configurazione metodologica.

La natura della norma è fortemente orientata alla standardizzazione del processo di misurazione, più che alla definizione di un singolo indicatore sintetico obbligatorio. La ISO 59020:2024 non impone un unico punteggio universale, ma fornisce un insieme di indicatori di circolarità definiti *core* (descritti in appendice) e linee guida per la selezione e l'uso di indicatori complementari. Il risultato può essere espresso in forme diverse (indicatori singoli, set di indicatori, aggregazioni), purché coerenti con il framework metodologico.

Dal punto di vista della prescrittività, la norma presenta un livello medio-alto: l'applicazione è volontaria, ma il metodo richiede il rispetto dei principi e delle fasi definite. L'obiettivo non è certificare la circolarità, bensì garantire che la misurazione avvenga secondo criteri trasparenti, replicabili e comparabili a livello internazionale.

In sintesi, la ISO 59020:2024 si configura come uno standard internazionale di riferimento per la misurazione della circolarità, caratterizzato da un impianto metodologico flessibile ma strutturato, fondato sulla definizione del perimetro di analisi, sull'uso di indicatori armonizzati e su un processo formalizzato di valutazione e reporting.

2.6.3 CONCETTUALIZZAZIONE DELLA CIRCOLARITÀ

La ISO 59020:2024 costruisce la propria concettualizzazione della circolarità in modo strettamente funzionale alla misurazione. La norma non si limita a richiamare una definizione generale di economia circolare, ma introduce un insieme di principi specifici per la misurazione e valutazione della performance di circolarità, collocando la circolarità come oggetto di valutazione strutturato.

L'approccio adottato è sistemico: la circolarità viene interpretata come proprietà emergente di un sistema (prodotto, organizzazione o altro perimetro definito) all'interno di confini esplicitamente stabiliti (*system boundary*). La definizione del perimetro di analisi costituisce un passaggio preliminare essenziale, poiché la performance di circolarità dipende dalla configurazione spaziale, funzionale e temporale del sistema considerato. La norma richiede quindi che siano chiaramente identificati:

(i) il livello di applicazione (prodotto, organizzazione, sistema più ampio),
(ii) i confini fisici e funzionali,
(iii) l'orizzonte temporale,
(iv) le relazioni con sistemi esterni.

Questa impostazione evidenzia che la circolarità non è una qualità assoluta, ma una caratteristica relativa a un sistema definito e al modo in cui i flussi di risorse vengono mantenuti, recuperati, rigenerati o valorizzati nel tempo.

Un elemento centrale della concettualizzazione è il riferimento ai flussi di risorse. La norma enfatizza la necessità di ottimizzare il flusso circolare delle risorse e di minimizzare l'uso di input primari, promuovendo strategie di mantenimento del valore, recupero, riutilizzo e rigenerazione. La circolarità è quindi intesa come capacità del sistema di preservare il valore delle risorse all'interno di cicli chiusi o rallentati.

La ISO 59020:2024 integra inoltre la dimensione della sostenibilità, esplicitando che la misurazione della circolarità deve essere coerente con obiettivi più ampi di sviluppo sostenibile. Tuttavia, la norma distingue chiaramente tra circolarità e sostenibilità: la prima è oggetto specifico di misurazione, mentre la seconda costituisce il contesto di riferimento entro cui la circolarità contribuisce.

Nel complesso, la concettualizzazione proposta dalla ISO 59020:2024 si caratterizza per:

(i) approccio sistemico e basato su confini definiti,
(ii) centralità dei flussi di risorse,
(iii) orientamento alla preservazione e ottimizzazione del valore,
(iv) connessione con lo sviluppo sostenibile,
(v) finalizzazione esplicita alla misurazione.

2.6.4 DIMENSIONE DELLA MISURAZIONE

La ISO 59020:2024 è interamente costruita attorno alla misurazione e valutazione della performance di circolarità e configura la dimensione metrica come elemento centrale del proprio impianto normativo. La norma definisce un processo strutturato che prende avvio dalla definizione del contesto e del *system boundary*, prosegue con la selezione degli indicatori, l'acquisizione e gestione dei dati, e culmina nell'assessment e nel reporting dei risultati. La performance di circolarità è sempre relativa a un sistema chiaramente delimitato: il perimetro deve essere esplicitato in termini spaziali, funzionali e temporali, poiché i risultati della misurazione dipendono in modo diretto dalle scelte operate nella definizione dei confini.

La norma introduce una tassonomia degli indicatori di circolarità, distinguendo tra indicatori core e indicatori complementari. Gli indicatori core, descritti nell'Appendice A, sono centrati principalmente sulla quantificazione dei flussi di risorse in ingresso e in uscita dal sistema e costituiscono il nucleo armonizzato della misurazione. La logica di calcolo si fonda su relazioni matematiche che mettono in rapporto le risorse circolari con il totale delle risorse utilizzate, nonché sui flussi destinati a recupero o in uscita dal sistema, consentendo di esprimere la performance in termini quantitativi normalizzati. Le formule riportate nell'appendice traducono tali relazioni in espressioni formali basate su grandezze fisiche coerenti, come massa o altre unità appropriate, con l'obiettivo di misurare il grado di mantenimento, recupero o reintegrazione del valore delle risorse all'interno del sistema.

A differenza di approcci che conducono a un unico punteggio sintetico obbligatorio, la ISO 59020:2024 non impone un indicatore aggregato universale, ma fornisce un set strutturato di indicatori che possono essere utilizzati singolarmente o combinati secondo il contesto applicativo, purché nel rispetto del framework metodologico definito. L'attenzione è posta sulla coerenza del processo di misurazione, sulla trasparenza nella raccolta dei dati e sulla documentazione delle assunzioni adottate. La fase di assessment richiede

l'interpretazione dei risultati alla luce dei confini del sistema stabiliti, mentre il reporting deve rendere espliciti metodo, dati utilizzati, limiti e condizioni di applicabilità, al fine di garantire replicabilità e comparabilità.

Nel complesso, la ISO 59020:2024 propone un modello di misurazione fortemente standardizzato nel processo, ma flessibile nell'espressione del risultato finale: la circolarità non viene ridotta a un singolo valore obbligatorio, bensì rappresentata attraverso indicatori quantitativi armonizzati, fondati sulla gestione dei flussi di risorse e sull'ottimizzazione del loro valore nel sistema considerato.

2.6.5 SCALA E APPLICABILITÀ AI SISTEMI PRODUTTIVI TERRITORIALI

La ISO 59020:2024 consente l'applicazione della misurazione della circolarità a diversi livelli di sistema, a condizione che sia preliminarmente definito in modo chiaro il *system boundary*. La norma non utilizza esplicitamente la classificazione micro–meso–macro, ma introduce un approccio scalabile fondato sulla delimitazione del sistema oggetto di analisi.

L'applicazione principale è riconducibile alla scala micro, poiché la norma è progettata per essere utilizzata da organizzazioni o per prodotti specifici, con raccolta diretta dei dati relativi ai flussi di risorse in ingresso e in uscita. In questo caso, la misurazione si concentra su un'entità chiaramente identificabile e sotto controllo diretto o prevalente dell'organizzazione.

Tuttavia, la ISO 59020:2024 consente anche l'applicazione a sistemi più ampi, purché il perimetro sia esplicitamente definito e i flussi tra sistema e ambiente esterno siano contabilizzati in modo coerente. Questo rende possibile un'applicazione a scala meso, ad esempio nel caso di reti di organizzazioni, filiere o sistemi industriali integrati, a condizione che esista un soggetto o un meccanismo in grado di definire e gestire il confine del sistema e di raccogliere dati aggregati sui flussi di risorse.

L'elemento determinante non è la scala amministrativa, bensì la coerenza del perimetro analitico: la performance di circolarità è sempre relativa al sistema considerato e ai suoi confini. In un contesto di parco industriale, ad esempio, la ISO 59020:2024 potrebbe essere applicata qualora il parco venga trattato come

sistema unico, con contabilizzazione dei flussi complessivi di input, output, recupero e reintegrazione delle risorse.

La norma non è invece progettata come strumento macroeconomico per la valutazione della circolarità a livello nazionale o regionale. Pur essendo teoricamente possibile definire un perimetro molto ampio, il documento non fornisce un impianto specifico per indicatori di scala macro né richiama strumenti di contabilità ambientale nazionale.

Nel complesso, la ISO 59020:2024 presenta una elevata flessibilità scalare, ma richiede una forte rigorosità nella definizione del perimetro e nella gestione dei dati. La sua applicabilità ai sistemi produttivi territoriali dipende dalla capacità di trattare tali sistemi come unità analitiche coerenti e dotate di un sistema di raccolta dati strutturato.

2.6.6 VALUTAZIONE SINTETICA

La ISO 59020:2024 si configura come il riferimento internazionale per la misurazione e valutazione della performance di circolarità, completando il quadro concettuale definito nella ISO 59004 attraverso la formalizzazione di un impianto metrico strutturato. Il contributo principale della norma risiede nella standardizzazione del processo di misurazione, che si articola in fasi chiaramente definite: impostazione del contesto, definizione del system boundary, selezione e calcolo degli indicatori, assessment e reporting.

Uno dei punti di forza più rilevanti è la presenza di core circularity indicators corredati da formule esplicite (Appendice A), che consentono la quantificazione oggettiva dei flussi di risorse in ingresso e in uscita dal sistema. L'impianto è fortemente flow-based e si fonda sulla misurazione del grado di mantenimento, recupero o reintegrazione del valore delle risorse. La norma garantisce elevata replicabilità e coerenza metodologica, grazie alla richiesta di esplicitazione dei confini del sistema e alla formalizzazione delle modalità di raccolta e documentazione dei dati.

Tuttavia, la ISO 59020:2024 non prevede un indicatore sintetico unico obbligatorio né introduce soglie o classi di maturità. L'output della misurazione consiste in un set strutturato di indicatori, la cui interpretazione avviene nel

contesto specifico del sistema analizzato. Questo approccio privilegia la robustezza scientifica e la trasparenza del processo rispetto alla semplificazione in un punteggio aggregato. Ne deriva una norma ad elevata solidità tecnica, ma meno orientata alla produzione di uno strumento decisionale immediato rispetto a standard che introducono un rating sintetico.

Dal punto di vista scalare, la norma è principalmente orientata alla scala micro (prodotto, organizzazione), ma può essere estesa a sistemi più ampi attraverso una definizione coerente del system boundary. Tuttavia, non sviluppa un impianto specifico per la governance di sistemi complessi né per applicazioni macroeconomiche.

Nel complesso, la ISO 59020:2024 si colloca come norma ad alta formalizzazione metodologica, con forte contributo alla standardizzazione internazionale della misurazione della circolarità, ma con un livello di flessibilità interpretativa maggiore rispetto a standard che producono un indice sintetico di performance.

2.7 SINTESI COMPARATIVA DELLE NORME

L'analisi condotta secondo la griglia metodologica illustrata nel paragrafo Metodologia2.2 ha consentito di esaminare le quattro norme selezionate attraverso criteri omogenei, articolati in sei fasi di valutazione. Le tabelle di sintesi riportate al termine di ciascuna fase (Tabella 2-1-Tabella 2-6) permettono di evidenziare in modo sistematico convergenze, divergenze e progressivi livelli di formalizzazione.

L'analisi comparativa consente inoltre di individuare alcune traiettorie evolutive comuni nel processo di standardizzazione della circolarità. In primo luogo, si osserva un passaggio da documenti prevalentemente orientati alla definizione di principi e linee guida strategiche verso norme caratterizzate da una crescente formalizzazione metodologica. In secondo luogo, emerge una progressiva transizione da approcci qualitativi, centrati sull'implementazione organizzativa della circolarità, verso modelli orientati alla misurazione delle prestazioni mediante indicatori e metodi di calcolo strutturati. Infine, si evidenzia un ampliamento della scala di applicazione, con un progressivo riconoscimento della dimensione inter-organizzativa e territoriale dei sistemi produttivi. Tali

evoluzioni risultano particolarmente rilevanti ai fini della presente ricerca, che considera il parco industriale come sistema produttivo territoriale complesso.

Come sintetizzato nella Tabella 2-1, le norme si collocano in contesti politico-istituzionali differenti e riflettono diversi stadi di maturazione del processo di standardizzazione della circolarità. La BSI 8001:2017 si inserisce nella fase iniziale di consolidamento europeo successiva al *Circular Economy Package* del 2015, configurandosi come linea guida volontaria orientata all'implementazione dei principi dell'economia circolare a livello organizzativo. La XP X30-901:2018 rappresenta un'evoluzione in ambito nazionale, proponendo una norma sperimentale finalizzata alla formalizzazione di un sistema di management di progetto. La UNI/TS 11820:2024 si colloca in un processo di armonizzazione con la serie ISO 59000 e introduce un metodo strutturato di misurazione della circolarità. La ISO 59020:2024, infine, si configura come standard internazionale dedicato specificamente alla misurazione e valutazione della performance di circolarità.

La Tabella 2-2 evidenzia inoltre un progressivo incremento del livello di prescrittività metodologica. Si passa da una linea guida volontaria con basso grado di formalizzazione (BSI 8001:2017), a una norma sperimentale con requisiti strutturati di management (XP X30-901:2018), fino a documenti caratterizzati da elevata strutturazione del processo di misurazione (UNI/TS 11820:2024 e ISO 59020:2024), pur in assenza di configurazione come schemi certificativi.

La comparazione delle definizioni adottate e dei principi fondanti evidenziata in Tabella 2-3 mostra una progressiva trasformazione della concettualizzazione della circolarità. La BSI 8001:2017 fonda il proprio impianto su principi guida di natura sistemica e valoriale, centrati sulla preservazione del valore nel tempo. La XP X30-901:2018, pur non formalizzando un elenco di principi, struttura la circolarità come processo di transizione gestito attraverso progetti integrati. La UNI/TS 11820:2024 introduce una distinzione esplicita tra principi di ispirazione e principi operativi, collegando la creazione e preservazione del valore a un approccio sistemico formalizzato. La ISO 59020:2024, in coerenza con la ISO 59004, interpreta la circolarità come performance misurabile di un sistema

definito entro confini esplicitati, collocando la misurazione al centro della definizione stessa.

Nel loro insieme, le evidenze riportate nelle tabelle mostrano un'evoluzione che conduce da una concezione prevalentemente strategica della circolarità verso una formalizzazione più operativa e metrica, in cui la delimitazione del sistema e la quantificazione dei flussi assumono un ruolo strutturale.

La comparazione relativa alla dimensione metrica mostrata in Tabella 2-4 evidenzia il passaggio più rilevante nell'evoluzione delle norme analizzate evidenziando il progressivo spostamento da un'impostazione concettuale della circolarità ad una formalizzazione del suo calcolo.

La BSI 8001:2017 non prevede indicatori formalizzati né un sistema di misurazione strutturato, configurandosi come documento di orientamento strategico. La XP X30-901:2018 introduce l'obbligo di misurazione nell'ambito dei progetti di economia circolare, ma non definisce metriche armonizzate né un sistema standardizzato di indicatori, demandando alle organizzazioni la definizione operativa delle modalità di valutazione. Con la UNI/TS 11820:2024 si assiste invece alla formalizzazione di un metodo strutturato di calcolo della circolarità, fondato su un sistema di indicatori armonizzati e sull'attribuzione di un Livello di Circolarità (LC) espresso su scala 0–100. La ISO 59020:2024, pur non prevedendo un indicatore sintetico aggregato obbligatorio, introduce *core circularity indicators* corredati da formule esplicite e da un processo standardizzato di misurazione, rafforzando la coerenza metodologica a livello internazionale.

Sotto questo profilo, emerge una distinzione significativa tra norme orientate prevalentemente all'implementazione della circolarità (BSI, XP) e norme orientate alla misurazione (UNI, ISO). Tale distinzione assume particolare rilevanza nel contesto dei parchi industriali, in cui la valutazione della circolarità richiede strumenti in grado di quantificare i flussi di risorse e di consentire comparabilità tra organizzazioni o sistemi.

La Tabella 2-5 evidenzia un ulteriore elemento centrale ai fini della presente ricerca: la capacità delle norme di affrontare la dimensione inter-organizzativa e territoriale.

La BSI 8001:2017 presenta un riferimento concettuale alla collaborazione e al pensiero sistemico, ma non formalizza strumenti o procedure per la gestione dei flussi tra organizzazioni. La XP X30-901:2018 consente la gestione di dinamiche inter-organizzative nell'ambito di specifici progetti, inclusi quelli di simbiosi industriale, ma non struttura metodologicamente la governance di sistemi territoriali complessi. La UNI/TS 11820:2024, al contrario, prevede esplicitamente l'applicazione a cluster, distretti e filiere, richiedendo la definizione del perimetro e l'aggregazione dei dati, configurandosi come norma potenzialmente idonea alla scala meso. La ISO 59020:2024, pur non facendo riferimento esplicito a sistemi territoriali, consente l'estensione a sistemi complessi mediante la definizione coerente del *system boundary*, subordinando tuttavia l'applicabilità alla disponibilità di dati aggregati sui flussi.

Nel caso specifico dei parchi industriali, intesi come sistemi produttivi territoriali caratterizzati dalla co-localizzazione di più imprese e dalla potenziale attivazione di scambi di risorse, la presenza di strumenti per la gestione e la misurazione dei flussi inter-organizzativi costituisce un elemento determinante. In tale prospettiva, le norme che introducono un sistema di indicatori formalizzato e che prevedono l'estensione alla scala meso risultano maggiormente coerenti con l'esigenza di valutare la circolarità non solo a livello di singola impresa, ma come proprietà emergente del sistema territoriale nel suo complesso.

In particolare, la UNI/TS 11820:2024 appare strutturalmente predisposta a tale applicazione, grazie alla previsione esplicita di contesti aggregati e alla definizione di un indicatore sintetico che può essere riferito a un perimetro organizzativo definito. La ISO 59020:2024 offre un impianto metodologico robusto per la quantificazione dei flussi, ma richiede una significativa capacità di coordinamento e raccolta dati per essere applicata efficacemente a un eco-parco industriale. Le norme BSI e XP, pur utili come cornice strategica e gestionale, non forniscono strumenti direttamente utilizzabili per una valutazione quantitativa sistemica a scala territoriale.

La comparazione sistematica riportata nella Tabella 2-6 consente di interpretare l'evoluzione normativa dell'economia circolare come un progressivo incremento del grado di formalizzazione del calcolo e della standardizzazione metodologica.

Le differenze tra le norme non si collocano esclusivamente sul piano concettuale, ma si articolano in modo più evidente in relazione al contributo fornito alla misurazione della circolarità e alla strutturazione di strumenti comparabili.

La BSI 8001:2017 si configura come prima formalizzazione normativa dei principi dell'economia circolare in ambito organizzativo, con funzione prevalentemente orientativa e strategica, ma priva di strumenti quantitativi di misurazione. La XP X30-901:2018 introduce una struttura di management di progetto e l'obbligo di misurazione a livello progettuale, senza tuttavia definire metriche armonizzate o un sistema standardizzato di indicatori. Con la UNI/TS 11820:2024 si assiste alla formalizzazione di un metodo nazionale di calcolo della circolarità, fondato su indicatori strutturati e su un meccanismo di aggregazione che conduce alla determinazione di un Livello di Circolarità (LC). La ISO 59020:2024 consolida ulteriormente tale percorso attraverso la standardizzazione internazionale del processo di misurazione, introducendo indicatori quantitativi flow-based con formule esplicite, pur senza prevedere un indicatore sintetico aggregato obbligatorio.

Questa progressione evidenzia un passaggio da norme a prevalente funzione orientativa e gestionale a norme in cui la misurazione della circolarità costituisce elemento strutturale. Ai fini dell'analisi dei parchi industriali, tale distinzione assume rilievo centrale: la valutazione della circolarità a scala territoriale richiede infatti strumenti capaci di definire un perimetro di sistema, quantificare i flussi di risorse e garantire replicabilità e comparabilità dei risultati. In tale prospettiva, le norme che contribuiscono in modo diretto alla formalizzazione del calcolo e che prevedono l'estensione alla scala meso mediante aggregazione dei dati risultano metodologicamente più coerenti con l'obiettivo di trattare il parco industriale come sistema produttivo unitario.

L'evoluzione normativa non si limita pertanto a una progressione cronologica, ma si traduce in un diverso livello di capacità operativa rispetto alla misurazione e alla standardizzazione della circolarità, elementi che costituiscono la base tecnica per l'applicazione ai sistemi produttivi territoriali oggetto della presente ricerca.

2.8 IMPLICAZIONI METODOLOGICHE PER L'ANALISI DEI PARCHI INDUSTRIALI

L'analisi comparativa condotta nelle sezioni precedenti ha evidenziato come le norme esaminate si differenzino non solo per impostazione concettuale e grado di prescrittività, ma soprattutto per il contributo offerto alla formalizzazione del calcolo della circolarità e alla possibilità di applicazione a sistemi complessi. In particolare, è emerso come le norme orientate alla misurazione strutturata presentino caratteristiche maggiormente coerenti con l'esigenza di valutare la circolarità a scala meso, attraverso la definizione di un perimetro di sistema e l'aggregazione dei flussi tra organizzazioni.

Nel contesto della presente ricerca, che assume il parco industriale come unità di analisi, la disponibilità di strumenti metodologicamente formalizzati per la valutazione della circolarità rappresenta un presupposto rilevante. Il parco industriale, infatti, non può essere interpretato come semplice aggregazione di imprese, ma come sistema produttivo territoriale caratterizzato da relazioni tra aziende, scambi di risorse e potenziali dinamiche di simbiosi industriale. La valutazione della circolarità richiede pertanto un impianto metodologico in grado di considerare il sistema in modo unitario, definendo confini analitici espliciti e criteri coerenti per l'aggregazione dei dati relativi ai flussi di risorse.

L'analisi comparativa delle norme tecniche presentata nel presente capitolo evidenzia come il processo di standardizzazione della circolarità abbia conosciuto una progressiva evoluzione, passando da approcci prevalentemente concettuali e orientati alla definizione dei principi a modelli più strutturati, finalizzati alla misurazione delle prestazioni. In questo quadro, la UNI/TS 11820:2024 rappresenta uno dei riferimenti normativi più avanzati dal punto di vista metodologico, in quanto introduce un sistema strutturato di indicatori e un metodo armonizzato per il calcolo del livello di circolarità.

La scelta di considerare tale norma come riferimento concettuale è stata guidata da due elementi principali. Il primo riguarda il contesto territoriale della ricerca, sviluppata nel contesto italiano, nel quale la UNI/TS 11820:2024 costituisce il principale riferimento normativo nazionale per la misurazione della circolarità.

Il secondo elemento riguarda le caratteristiche metodologiche della norma stessa, che, pur essendo concepita principalmente per la scala organizzativa, prevede la possibilità di estensione alla scala meso, includendo cluster, filiere e sistemi di organizzazioni.

Pur non essendo progettata specificamente per i parchi industriali, la norma presenta dunque caratteristiche che potrebbero consentire un adattamento ai sistemi produttivi territoriali, attraverso una definizione coerente del perimetro analitico e l'aggregazione dei dati relativi ai flussi di risorse tra le organizzazioni presenti. Tuttavia, l'elaborazione di strumenti pienamente operativi per la misurazione della circolarità a scala territoriale rappresenta ancora un ambito di sviluppo metodologico aperto, che richiederebbe ulteriori approfondimenti.

Alla luce di queste considerazioni, la riflessione normativa sviluppata nel presente capitolo consente di evidenziare sia le potenzialità sia i limiti degli strumenti attualmente disponibili per la valutazione della circolarità nei sistemi produttivi territoriali.

Il capitolo successivo si concentra sul secondo asse individuato dalla Strategia Nazionale per l'Economia Circolare, relativo al recupero e alla valorizzazione delle aree produttive dismesse. In questa prospettiva, l'attenzione si sposta dal tema della misurazione della circolarità ai processi di rigenerazione dei sistemi produttivi territoriali, introducendo il concetto di *brownfield* e analizzando il ruolo che il recupero delle aree industriali degradate può svolgere nella transizione verso modelli produttivi più circolari e sostenibili.

		BSI_8001:2017	XP X30-901	UNI/TS 11820:2024	ISO 59020:2024
FASE_1	Ente normatore	BSI – British Standards Institution	AFNOR – Association Française de Normalisation	UNI – Ente Italiano di Normazione	ISO – International Organization for Standardization
	Anno di pubblicazione	2017	2018	2024	2024
	Contesto politico-istituzionale	Prima fase di consolidamento europeo dell'economia circolare, successiva al *Circular Economy Package* della Commissione Europea (European Commission, 2015), con avvio della formalizzazione di strumenti volontari di implementazione	Sviluppo di strumenti normativi nazionali a supporto delle politiche di transizione verso l'economia circolare; adozione di una norma sperimentale (XP) per la formalizzazione di sistemi di management di progetto	Inquadramento nel processo di armonizzazione nazionale con la serie ISO 59000 sull'economia circolare, con particolare riferimento alla ISO 59004:2024	Standardizzazione internazionale nell'ambito della transizione globale verso modelli economici circolari; esigenza di armonizzazione metodologica per la misurazione della performance di circolarità

	Finalità dichiarata	Fornire un framework di orientamento per l'implementazione dei principi dell'economia circolare a livello organizzativo	Definizione di requisiti e linee guida per l'implementazione di un sistema di management di progetto orientato allo sviluppo dell'economia circolare	Definizione di un metodo strutturato e di un sistema di indicatori per la misurazione della circolarità dei processi organizzativi	Definizione di principi, requisiti e linee guida per la misurazione e valutazione della performance di circolarità

Tabella 2-1 – Inquadramento istituzionale e finalità delle norme analizzate

Tabella 2-2– Natura, struttura e livello di prescrittività delle norme analizzate

		BSI_8001:2017	XP X30-901	UNI/TS 11820:2024	ISO 59020:2024
FASE_2	Tipologia	Linea guida volontaria	Norma sperimentale (XP)	Specifica Tecnica nazionale	Standard internazionale
	Livello di prescrittività	Basso	Medio–alto	Medio–alto	Medio–alto
	Certificabilità	Non prevista	Non formalmente prevista	Non formalmente prevista	Non formalmente prevista
	Struttura interna	Articolazione in principi guida e framework flessibile con linee di supporto	Struttura organizzata in clausole con requisiti per un sistema di management di progetto	Struttura articolata in campo di applicazione, definizioni, approccio metodologico, criteri di misurazione e sistema di calcolo degli indicatori	Struttura articolata in principi metodologici, definizione del perimetro del sistema, misurazione e acquisizione dati, indicatori, assessment e reporting

Tabella 2-3– Concettualizzazione della circolarità e principi fondanti

		BSI_8001:2017	XP X30-901	UNI/TS 11820:2024	ISO 59020:2024
FASE_3	Definizione adottata	Sistema economico finalizzato alla preservazione nel tempo del massimo livello di utilità e valore di prodotti, componenti e materiali	Transizione verso l'economia circolare attraverso progetti orientati al miglioramento integrato delle prestazioni ambientali, economiche e sociali	Sistema economico basato su un approccio sistemico volto al mantenimento di un flusso circolare di risorse mediante recupero, conservazione o incremento del valore, in coerenza con lo sviluppo sostenibile	Circolarità intesa come performance misurabile di un sistema definito entro confini esplicitamente delimitati
	Principi fondanti	Systems thinking; Innovation; Stewardship; Collaboration; Value optimisation; Transparency	Assenza di principi formalmente strutturati; riferimento implicito a un approccio sistemico e integrato	Principi di ispirazione: creazione del valore; condivisione del valore; disponibilità delle risorse;	Coerenza con i principi della ISO 59004: systems thinking; value creation; value sharing; resource

				tracciabilità delle risorse. Principi operativi: pensiero sistemico; generazione del valore; ottimizzazione del valore; preservazione del valore; collaborazione; innovazione; consapevolezza; inclusività	stewardship; resource traceability; ecosystem resilience
	Ambito di applicazione	Micro	Micro	Micro estendibile alla scala meso	Micro estendibile alla scala meso

Tabella 2-4– Struttura del sistema di misurazione e caratteristiche degli indicatori

		BSI_8001:2017	XP X30-901	UNI/TS 11820:2024	ISO 59020:2024
FASE_4	Presenza di indicatori	Assenza di indicatori formalizzati	Assenza di indicatori standardizzati; eventuale definizione demandata all'organizzazione	Presenza di un sistema strutturato di indicatori formalizzati per la misurazione della circolarità	Presenza di core circularity indicators, con distinzione tra indicatori obbligatori e opzionali
	Tipologia di indicatori	Non definita	Definizione autonoma da parte dell'organizzazione nell'ambito del progetto	Indicatori quantitativi, qualitativi e semi-quantitativi	Indicatori prevalentemente quantitativi, basati sulla quantificazione dei flussi di risorse
	Livello di strutturazione	Basso; assenza di metodo di calcolo formalizzato	Medio; struttura metodologica orientata al progetto senza sistema di calcolo standardizzato	Alto; metodo di calcolo armonizzato e replicabile, con criteri di attribuzione dei punteggi e sistema di aggregazione definito; determinazione del	Alto; presenza di formule esplicite basate su rapporti tra input e output; assenza di indicatore sintetico aggregato obbligatorio

				Livello di Circolarità (LC) su scala 0–100	
	Relazione con altri strumenti	Non formalizzata	Non formalizzata	Non prescritta	Non prescritta; approccio flow-based compatibile con strumenti di analisi dei flussi

Tabella 2-5– Scala di applicazione e gestione dei sistemi inter-organizzativi

		BSI_8001:2017	XP X30-901	UNI/TS 11820:2024	ISO 59020:2024
FASE_5	Gestione dei flussi inter-organizzativi	Assenza di formalizzazione di strumenti o procedure dedicate alla gestione dei flussi tra organizzazioni	Assenza di formalizzazione autonoma; gestione possibile nell'ambito di progetti di simbiosi industriale	Possibilità di gestione nell'applicazione a scala meso; richiesta esplicita di definizione del perimetro e aggregazione dei dati	Possibilità subordinata alla definizione coerente del sistema e alla disponibilità di dati sui flussi
	Riferimento a sistemi complessi	Presenza a livello concettuale; assenza di strutturazione metodologica	Riferimento implicito; assenza di articolazione metodologica specifica	Previsione esplicita di applicazione a cluster, distretti e filiere	Riferimento implicito mediante definizione dei confini di sistema
	Potenziale applicazione a eco-parchi industriali	Applicabilità indiretta; funzione di orientamento strategico, non di strumento operativo o misurativo	Applicabilità condizionata alla presenza di un soggetto promotore; assenza di previsione specifica per sistemi territoriali	Elevata applicabilità in presenza di soggetto coordinatore e perimetro organizzativo definito	Applicabilità subordinata al trattamento del parco come sistema unico con confini e flussi contabilizzati

Tabella 2-6– Valutazione sintetica delle norme: punti di forza, limiti e contributo alla standardizzazion

		BSI_8001:2017	XP X30-901	UNI/TS 11820:2024	ISO 59020:2024
FASE_6	Punti di forza	Chiarezza dei principi guida; impostazione sistemica; orientamento strategico.	Sistema di management strutturato; integrazione delle tre dimensioni della sostenibilità.	Sistema strutturato di indicatori; calcolo armonizzato del Livello di Circolarità (LC); replicabilità e comparabilità	Processo di misurazione standardizzato; core indicators con formule; approccio sistemico e replicabile
	Limiti	Assenza di requisiti formalizzati; assenza di indicatori strutturati; non certificabile.	Assenza di indicatori standardizzati; limitata comparabilità tra progetti; non strutturata per governance territoriale	Assenza di soglie minime obbligatorie; non configurata come schema certificativo; integrazione con strumenti LCA/MFA non prescritta.	Nessun indice sintetico unico; assenza di soglie/rating; non strutturata per un sistema di governance
	Contributo al calcolo della circolarità	Limitata; non fornisce strumenti quantitativi.	Parziale; prevede l'obbligo di misurazione ma non	Elevata; la misurazione è elemento costitutivo della norma.	Elevata; indicatori quantitativi flow-based con formule esplicite

			introduce metriche armonizzate.		
	Contributo alla standardizzazione	Fondativo; prima formalizzazione normativa dei principi della circular economy in ambito organizzativo.	Formalizzazione del project management in ambito economia circolare; consolidamento dell'approccio gestionale.	Formalizzazione del metodo nazionale di calcolo della circolarità	Primo standard internazionale dedicato alla misurazione della circolarità; armonizzazione di boundary, indicatori e reporting

3 DEFINIZIONE, IDENTIFICAZIONE E RIGENERAZIONE DEI *BROWNFIELD*: QUADRO TEORICO, NORMATIVO E ANALISI DEI MODELLI DI RICONVERSIONE

Nel contesto delle politiche nazionali per l'economia circolare, la Strategia Nazionale per l'Economia Circolare (SNEC) introduce il termine *brown-areas* per indicare le aree degradate e dismesse, interessate da un possibile riutilizzo produttivo. Tale definizione, di matrice istituzionale, si affianca al termine *brownfield*, ampiamente consolidato nella letteratura scientifica internazionale e pertanto utilizzato nei capitoli successivi.

3.1 *BROWNFIELD*

I "*brownfield*" rappresentano un fenomeno rilevante nell'ambito della rigenerazione urbana e della gestione sostenibile del territorio, poiché combinano problematiche di contaminazione ambientale, sfide economiche legate ai costi di riqualificazione e dinamiche sociali che spesso coinvolgono comunità svantaggiate. La complessità di tali siti deriva dalla necessità di integrare processi di bonifica ambientale con strategie di riuso e valorizzazione territoriale. Questi siti, spesso caratterizzati da precedenti usi industriali o commerciali, sono generalmente associati a condizioni di sottoutilizzo o abbandono e presentano criticità ambientali o percezioni di rischio che possono ostacolare nuovi investimenti. Negli ultimi anni il tema dei *brownfield* ha acquisito crescente rilevanza nelle politiche internazionali e nelle strategie di pianificazione urbana orientate alla sostenibilità. In Europa, tale attenzione si inserisce nel quadro delle politiche promosse dal Green Deal europeo, che incoraggia la rigenerazione sostenibile delle aree urbane e industriali dismesse. Analogamente, iniziative internazionali come il programma "Resilient Cities" di UN-Habitat (2023) promuovono interventi di recupero urbano in contesti complessi, evidenziando il ruolo dei *brownfield* come potenziali catalizzatori di trasformazione territoriale. In questa prospettiva, i *brownfield* possono essere interpretati non soltanto come esiti materiali dei processi di deindustrializzazione, ma anche come opportunità

per sperimentare nuovi modelli di sviluppo urbano sostenibile. Interventi di riconversione e riqualificazione possono infatti contribuire alla creazione di infrastrutture verdi, al miglioramento della qualità ambientale e alla gestione più efficiente delle risorse urbane. Ad esempio, la conversione di ex siti industriali in parchi urbani, come avvenuto nel Parco Dora a Torino, ha dimostrato come tali interventi possano ridurre l'impatto ambientale e favorire il ripristino degli ecosistemi locali. Inoltre, l'uso di tecnologie avanzate per la bonifica ha permesso di integrare pratiche di economia circolare, riducendo i rifiuti e promuovendo il riutilizzo dei materiali.

Alla luce di queste considerazioni, la comprensione del fenomeno dei *brownfield* richiede un inquadramento teorico e concettuale che consenta di definirne l'origine, le principali cause di formazione e le diverse tipologie presenti nei contesti urbani e territoriali. I paragrafi successivi analizzano quindi la definizione del termine, le dinamiche che determinano l'abbandono di tali siti e le principali classificazioni utilizzate nella letteratura scientifica.

3.1.1 DEFINIZIONE E ORIGINE DEL TERMINE *BROWNFIELD*.

Il termine *brownfield* nasce negli Stati Uniti tra la fine degli anni Ottanta e l'inizio degli anni Novanta, in contrapposizione a greenfield, termine che designa aree "vergini" mai edificate o contaminate [51]. In origine, la nozione indicava terreni industriali o commerciali abbandonati o sottoutilizzati, la cui riqualificazione risultava complessa a causa della presenza o potenziale presenza di sostanze inquinanti [52]. La prima definizione normativa compare nel Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act (CERCLA), successivamente ampliato dal Small Business Liability Relief and *Brownfield* Revitalization Act del 2002, dove i *brownfield* sono descritti come "*real property, the expansion, redevelopment, or reuse of which may be complicated by the presence or potential presence of a hazardous substance, pollutant, or contaminant*" [53]. Questa definizione pone l'accento non tanto sulla contaminazione in sé, quanto sulle difficoltà di riuso e riqualificazione dei siti, introducendo un approccio che integra dimensioni ambientali, economiche e sociali [54].

Parallelamente, l'Environmental Law Institute ha proposto un'interpretazione più ampia, definendo i *brownfield* come "*abandoned, idled or underused industrial and commercial properties where expansion or redevelopment is complicated by real or perceived environmental contamination*" [55]. L'introduzione del termine *perceived* rappresenta un passaggio semantico rilevante, poiché riconosce che anche la sola percezione del rischio ambientale può costituire un ostacolo agli investimenti e ai processi di rigenerazione urbana [56].

Con il tempo, la letteratura accademica ha ulteriormente ampliato il concetto di *brownfield*, superando una visione esclusivamente centrata sulla contaminazione ambientale. Il Merriam-Webster Dictionary definisce *brownfield* come "*a tract of land that has been developed for industrial purposes, polluted, and then abandoned*" [57], mentre il Cambridge Dictionary lo descrive come "*an area in a town or city that has been used in the past for factories or offices, and that could now be used for new building development*" [58]. Queste definizioni evidenziano come il termine abbia progressivamente assunto anche una dimensione urbanistica e territoriale, legata alle opportunità di trasformazione e riuso delle aree dismesse.

Parallelamente all'evoluzione delle definizioni, si è sviluppata anche una maggiore articolazione concettuale dei diversi tipi di aree dismesse. Oltre ai tradizionali *greenfield* e *blackfield* [59], si è sviluppata la nozione di *greyfield*, per indicare spazi sottoutilizzati privi di problematiche ambientali significative [60]. Queste distinzioni riflettono una crescente attenzione verso le diverse condizioni di degrado urbano e le differenti strategie di recupero applicabili ai siti dismessi. Il rilancio economico dei *brownfield* spesso richiede investimenti in infrastrutture verdi, in grado di migliorare la qualità della vita nei quartieri circostanti e di stimolare nuovi insediamenti residenziali e commerciali. Il caso del Parco Dora a Torino rappresenta un esempio emblematico di questa tendenza: la trasformazione di un'ex area industriale in un grande spazio pubblico verde ha prodotto impatti positivi sia sul valore immobiliare sia sulla coesione sociale, integrando soluzioni di gestione sostenibile delle risorse. Tali interventi dimostrano come la rigenerazione dei brownfields possa contribuire non solo alla bonifica ambientale, ma anche alla riqualificazione complessiva dei contesti urbani. Come già osservato da De Sousa, i *brownfield* possiedono un forte

potenziale trasformativo nella rigenerazione delle città contemporanee, fungendo da catalizzatori per una nuova pianificazione urbana fondata sulla sostenibilità [61].

In Europa, questa visione integrata è stata consolidata anche da organismi di ricerca come l'Academy for Territorial Development in the Leibniz Association (ARL), che definisce i *brownfield* sites come "*areas which previously had built use, but which have been abandoned and have not been actively used for a defined subsequent use for a certain period of time*" [62]. Questa prospettiva evidenzia il progressivo passaggio da una definizione centrata sulla contaminazione a un approccio più ampio orientato alla rigenerazione territoriale e alla riduzione del consumo di suolo, in linea con le più recenti politiche europee di pianificazione urbana sostenibile.

3.1.2 CAUSE DEL FENOMENO DI ABBANDONO.

L'abbandono dei brownfields è il risultato di una combinazione di fattori economici, tecnologici, ambientali e sociali che riflettono le trasformazioni dei sistemi produttivi e delle dinamiche urbane contemporanee. La deindustrializzazione, conseguenza diretta della transizione verso economie basate sui servizi e della crescente competizione globale, ha portato alla chiusura o delocalizzazione di molte attività manifatturiere, lasciando dietro di sé ampie aree dismesse [63]; [64]. Negli Stati Uniti, città come Detroit, Pittsburgh e Cleveland rappresentano esempi emblematici di questa dinamica: l'uscita delle grandi industrie automobilistiche e siderurgiche ha generato estesi vuoti urbani e un progressivo declino demografico [65]. In Europa, processi simili hanno interessato città industriali storiche come Manchester, Lipsia e Torino, dove la perdita di capacità produttiva è stata accompagnata da ristrutturazioni territoriali e da tentativi di riconversione urbana [66]; [67].

Dal punto di vista tecnologico, l'automazione industriale e la diffusione di processi produttivi sempre più digitalizzati hanno ridotto il fabbisogno di grandi superfici produttive, accelerando la dismissione di infrastrutture industriali tradizionali e favorendo il parziale riutilizzo degli spazi esistenti [63]. Parallelamente, i cambiamenti climatici e l'aumento della frequenza di eventi

meteorologici estremi contribuiscono ad accentuare il degrado fisico e la vulnerabilità di molti siti dismessi, in particolare nelle aree esposte a fenomeni di alluvione, subsidenza o innalzamento del livello del mare. Studi recenti evidenziano come i costi di bonifica nelle regioni europee soggette a rischio idrogeologico siano aumentati significativamente negli ultimi decenni, rendendo necessari approcci di rigenerazione territoriale basati su criteri di sostenibilità e resilienza [68]; [69].

Un ulteriore elemento riguarda le trasformazioni sociali e demografiche che hanno interessato molte aree urbane post-industriali. In numerosi contesti, la contrazione della popolazione urbana e l'invecchiamento demografico hanno ridotto la domanda di spazi produttivi e commerciali, favorendo la diffusione di siti dismessi anche nelle aree periurbane [70]. Tuttavia, la letteratura più recente propone anche una lettura più operativa di questi spazi, interpretandoli come potenziali laboratori urbani nei quali sperimentare nuovi modelli di sviluppo basati su sostenibilità ambientale, inclusione sociale e adattamento ai cambiamenti climatici [68]; [71].

Esempi emblematici includono il progetto HafenCity ad Amburgo, dove la riqualificazione di aree portuali dismesse ha integrato infrastrutture verdi e sistemi di drenaggio urbano sostenibile per affrontare l'innalzamento delle acque [72]. Analogamente, le iniziative di rigenerazione a Shanghai e Shenzhen hanno mostrato come l'inclusione sociale e la multifunzionalità spaziale possano costituire leve per una riduzione significativa delle emissioni di carbonio e per un miglioramento della qualità della vita urbana [73]; [63].

Nel complesso, le cause dell'abbandono dei brownfields non possono essere ricondotte a un singolo fattore, ma devono essere interpretate come l'esito di processi sistemici di trasformazione economica, tecnologica e territoriale. In questa prospettiva, la rigenerazione dei brownfields rappresenta non solo una risposta ai fenomeni di degrado urbano, ma anche un'opportunità strategica per orientare la trasformazione delle città verso modelli più sostenibili e resilienti.

3.1.3 CLASSIFICAZIONE DEI *BROWNFIELD*.

L'evoluzione del concetto di *brownfield* si accompagna a una crescente diversificazione delle sue manifestazioni spaziali e funzionali. Le trasformazioni economiche, sociali e infrastrutturali che hanno interessato le città europee nel corso del Novecento hanno infatti prodotto una pluralità di siti abbandonati o sottoutilizzati, difficilmente riconducibili a un'unica categoria interpretativa. In questo senso, parlare di "tipologie di *brownfield*" significa analizzare un insieme eterogeneo di spazi urbani e territoriali derivanti da differenti percorsi storici e produttivi [74].

Secondo la classificazione proposta da Rey, Lufkin e Laprise (2022), una delle più articolate nel contesto europeo, i *brownfield* possono essere distinti in base alla funzione originaria del sito, criterio che consente di comprendere sia il potenziale livello di contaminazione sia le possibili strategie di rigenerazione. Gli autori individuano otto principali categorie: industriali, ferroviarie, militari, portuali, infrastrutturali, commerciali, energetiche e miste. Questa classificazione non deve tuttavia essere interpretata come una tassonomia rigida, ma piuttosto come uno strumento analitico utile per comprendere la complessità del fenomeno.

I brownfields industriali derivano dalla dismissione di impianti produttivi e manifatturieri, spesso localizzati in prossimità dei centri urbani o lungo le principali direttrici infrastrutturali. Questi siti rappresentano una delle forme più diffuse di paesaggio post-industriale europeo, frequentemente caratterizzati da contaminazioni del suolo e delle acque [75]; [76]. I *brownfield* ferroviari e portuali, invece, rappresentano spazi infrastrutturali in transizione, il cui abbandono è legato alla riconfigurazione dei sistemi logistici e alla delocalizzazione dei nodi di trasporto [77]. Le aree militari, spesso localizzate in posizioni strategiche, pongono questioni specifiche di sicurezza e bonifica, ma allo stesso tempo offrono rilevanti opportunità di riconversione urbana [78].

Particolarmente rilevanti nel contesto contemporaneo sono inoltre i brownfields energetici e infrastrutturali, derivanti dalla rapida obsolescenza tecnologica e dai processi di transizione energetica. Centrali elettriche dismesse, stazioni di pompaggio o aree di stoccaggio di carburanti, un tempo elementi centrali dei sistemi energetici industriali, si configurano oggi come spazi simbolici della

trasformazione dei modelli energetici e produttivi [74]. Allo stesso modo, le aree commerciali dismesse, come centri commerciali abbandonati o mercati periferici, riflettono i cambiamenti nei modelli di consumo e nelle dinamiche economiche urbane, evidenziando la fragilità di alcune configurazioni spaziali legate alla grande distribuzione [79]; [80].

Rey e colleghi sottolineano inoltre che un singolo sito può appartenere contemporaneamente a più categorie: un'ex fabbrica di armamenti, ad esempio, può essere classificata sia come industrial *brownfield* sia come military *brownfield*. Questa sovrapposizione evidenzia la natura ibrida e dinamica di molti siti dismessi, che non possono essere interpretati esclusivamente attraverso una singola categoria funzionale.

Nel contesto europeo, la letteratura ha progressivamente ampliato la definizione di *brownfield* includendo non solo siti contaminati, ma anche aree sottoutilizzate o degradate dal punto di vista funzionale [81]. In questo quadro emergono due macrocategorie concettuali frequentemente utilizzate nella letteratura: gli "hard brownfield" e i "soft brownfield". Gli hard brownfields sono caratterizzati da elevati livelli di contaminazione ambientale e da complessi interventi di bonifica, che rendono i processi di recupero particolarmente costosi e tecnicamente articolati. I soft brownfield, invece, presentano criticità principalmente legate alla perdita di funzione economica o produttiva, pur non essendo necessariamente associati a gravi problemi di contaminazione [82].

Questa distinzione riflette un'evoluzione dell'approccio ai brownfield, che passa da una prospettiva prevalentemente ambientale a una visione più ampia e sistemica della rigenerazione urbana. In tale prospettiva, i brownfield non rappresentano esclusivamente un problema di degrado territoriale, ma anche un ambito di sperimentazione per nuovi modelli di sviluppo urbano basati sul riuso del suolo, sulla sostenibilità ambientale e sulla valorizzazione delle eredità industriali.

3.1.4 LA DIMENSIONE SPAZIALE E GEOGRAFICA DEL FENOMENO DEI *BROWNFIELD*

Il fenomeno dei brownfields non può essere compreso unicamente come il risultato di processi economici o tecnologici, ma deve essere analizzato anche nella sua dimensione spaziale e territoriale, che ne rivela la distribuzione, la morfologia e la relazione con le trasformazioni urbane e regionali. I brownfields rappresentano infatti esiti spaziali dei processi di deindustrializzazione e delle trasformazioni dei sistemi produttivi, ma anche il risultato di differenti cicli economici, politiche di pianificazione e modelli di consumo del suolo che variano a seconda dei contesti geografici [83]; [84].

A scala globale, la distribuzione dei *brownfield* riflette l'evoluzione delle economie industriali avanzate. Negli Stati Uniti, i processi di suburbanizzazione e la delocalizzazione industriale verso le periferie hanno lasciato in eredità ampie aree abbandonate nei centri urbani storici, come Detroit o Cleveland, dove il disinvestimento pubblico ha aggravato la spirale di degrado urbano [85]; [86]. Nel contesto europeo, invece, la distribuzione dei brownfields è strettamente legata alla geografia dei grandi distretti industriali sviluppatisi nel corso del Novecento. Regioni come la Ruhr in Germania, il Nord-Pas-de-Calais in Francia, la Slesia in Polonia, la Boemia nella Repubblica Ceca e l'area padana in Italia rappresentano alcune delle principali aree post-industriali del continente [87]; [84].

Queste regioni condividono alcune caratteristiche strutturali, tra cui la forte integrazione storica tra industria e tessuto urbano, l'elevata densità infrastrutturale e la presenza di sistemi produttivi policentrici. In tali contesti, la dismissione industriale non si manifesta come un evento puntuale, ma come un processo progressivo e diffuso che produce paesaggi urbani in transizione, nei quali convivono eredità industriali e nuove forme di utilizzo dello spazio urbano [88]. Tali paesaggi rappresentano oggi uno degli ambiti principali di intervento delle politiche di rigenerazione urbana europee.

La ricerca di Rey, Lufkin e Laprise (2022) evidenzia come la distribuzione spaziale dei *brownfield* all'interno delle aree metropolitane europee segua un gradiente urbano. Le aree centrali tendono a ospitare brownfields di tipo

infrastrutturale, commerciale o portuale, mentre le aree periurbane e marginali accolgono prevalentemente siti industriali e logistici. Questa dinamica riflette l'evoluzione funzionale delle città contemporanee, dove il progressivo decentramento delle attività produttive ha spostato molte funzioni industriali verso la periferia urbana [87].

La dimensione spaziale del fenomeno riguarda inoltre la scala fisica dei siti dismessi. Alcuni brownfields si configurano come piccoli lotti residuali all'interno del tessuto urbano consolidato, ad esempio ex officine o magazzini, mentre altri assumono una dimensione territoriale molto più ampia, come ex complessi minerari, porti industriali o basi militari dismesse. Questa eterogeneità dimensionale comporta differenti sfide di pianificazione e governance, che possono spaziare dalla rigenerazione puntuale di singoli spazi urbani fino alla pianificazione strategica di vaste aree post-industriali [89].

A livello europeo, studi comparativi dimostrano come la concentrazione dei *brownfield* sia fortemente correlata con indicatori sociali ed economici, quali il declino demografico, l'invecchiamento della popolazione e la riduzione del reddito medio [90]. Questi fattori contribuiscono a rafforzare le dinamiche di abbandono urbano, in particolare nelle regioni che hanno attraversato processi di ristrutturazione economica più intensi. Nelle regioni dell'Europa centrale e orientale, la transizione post-socialista ha prodotto una molteplicità di siti abbandonati, spesso privi di una chiara proprietà o di risorse economiche per la bonifica, determinando una nuova geografia dell'abbandono [84]. Questa situazione ha contribuito alla formazione di una nuova geografia dell'abbandono industriale nel continente europeo.

La dimensione spaziale dei brownfields evidenzia dunque un duplice carattere del fenomeno: da un lato la persistenza delle eredità territoriali legate ai cicli produttivi del passato, dall'altro il potenziale trasformativo di questi spazi nei processi di rigenerazione urbana. In questa prospettiva, l'analisi della distribuzione geografica e morfologica dei brownfields consente non solo di descrivere le forme dell'abbandono industriale, ma anche di individuare le opportunità di riuso e trasformazione dei territori urbani.

Questa prospettiva è particolarmente rilevante nel contesto italiano, dove la distribuzione dei siti contaminati e delle aree industriali dismesse riflette la storica concentrazione delle attività produttive in specifiche regioni del Paese. Il paragrafo successivo analizza quindi il rapporto tra siti contaminati e brownfields nel contesto nazionale, con particolare riferimento ai dati disponibili e agli strumenti di monitoraggio esistenti.

3.2 *BROWNFIELD* IN ITALIA

L'analisi del fenomeno dei brownfields richiede un inquadramento specifico anche a livello nazionale, poiché la distribuzione, le caratteristiche e le modalità di gestione di tali siti sono fortemente influenzate dai contesti istituzionali, economici e territoriali. Nel caso italiano, la presenza di aree industriali dismesse e di siti contaminati è strettamente legata alla storia dello sviluppo industriale del Paese, caratterizzata da una forte concentrazione delle attività produttive in alcune regioni e da processi di urbanizzazione che hanno progressivamente inglobato molte aree industriali all'interno del tessuto urbano.

A differenza di altri contesti europei, l'Italia non dispone attualmente di un censimento unitario e sistematico dei brownfields a scala nazionale. Le informazioni disponibili derivano prevalentemente dai procedimenti di bonifica dei siti contaminati disciplinati dalla normativa ambientale, nonché da studi regionali o da iniziative di mappatura condotte da enti di ricerca e amministrazioni locali. In questo quadro, i dati relativi ai siti contaminati rappresentano uno degli strumenti principali per comprendere l'estensione e la distribuzione territoriale delle aree potenzialmente riconducibili alla categoria dei brownfields.

Parallelamente, il fenomeno dei brownfields si intreccia con il tema del consumo di suolo, che negli ultimi decenni ha interessato in modo significativo il territorio italiano. L'esistenza di numerose aree dismesse o sottoutilizzate pone infatti la questione della rigenerazione urbana e del riuso delle superfici già urbanizzate come alternativa ai processi di espansione urbana e di nuova artificializzazione del suolo.

Alla luce di queste considerazioni, i paragrafi seguenti analizzano il fenomeno dei brownfields nel contesto italiano attraverso tre prospettive principali: la distribuzione e lo stato dei siti contaminati, il rapporto tra aree dismesse e consumo di suolo e, infine, le principali criticità e opportunità associate ai processi di rigenerazione di tali spazi.

3.2.1 SITI CONTAMINATI E *BROWNFIELD* IN ITALIA

Nel contesto italiano, la comprensione del fenomeno dei brownfields passa necessariamente attraverso l'analisi dei siti contaminati, poiché essi rappresentano la principale unità amministrativa e tecnica utilizzata per la gestione delle aree compromesse dal punto di vista ambientale. L'ordinamento nazionale, definito dalla Parte Quarta, Titolo V del Decreto Legislativo 152/2006 e ss.mm.ii. [91], disciplina i procedimenti di bonifica distinguendo tra Siti di Interesse Nazionale (SIN) e Siti di Interesse Regionale (SIR), affidando la competenza dei primi al Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica (MASE) e dei secondi alle Regioni e Province autonome [92].

Sebbene la categoria dei siti contaminati non coincida perfettamente con quella dei brownfields, essa costituisce uno dei principali riferimenti informativi per analizzare la presenza e la distribuzione delle aree industriali dismesse o potenzialmente compromesse dal punto di vista ambientale nel territorio nazionale.

La fonte più recente e completa per l'analisi del fenomeno è rappresentata dal Rapporto ISPRA Lo stato delle bonifiche dei siti contaminati in Italia: terzo rapporto sui dati regionali, che aggiorna la banca dati MOSAICO gestita da ISPRA e dal Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA). Secondo i dati aggiornati al 31 dicembre 2024, risultano registrati a livello nazionale 36.814 procedimenti di bonifica, con un incremento del 4,8% rispetto al 2021. Di questi, 19.474 risultano conclusi, mentre 17.340 sono ancora in corso di gestione o monitoraggio.

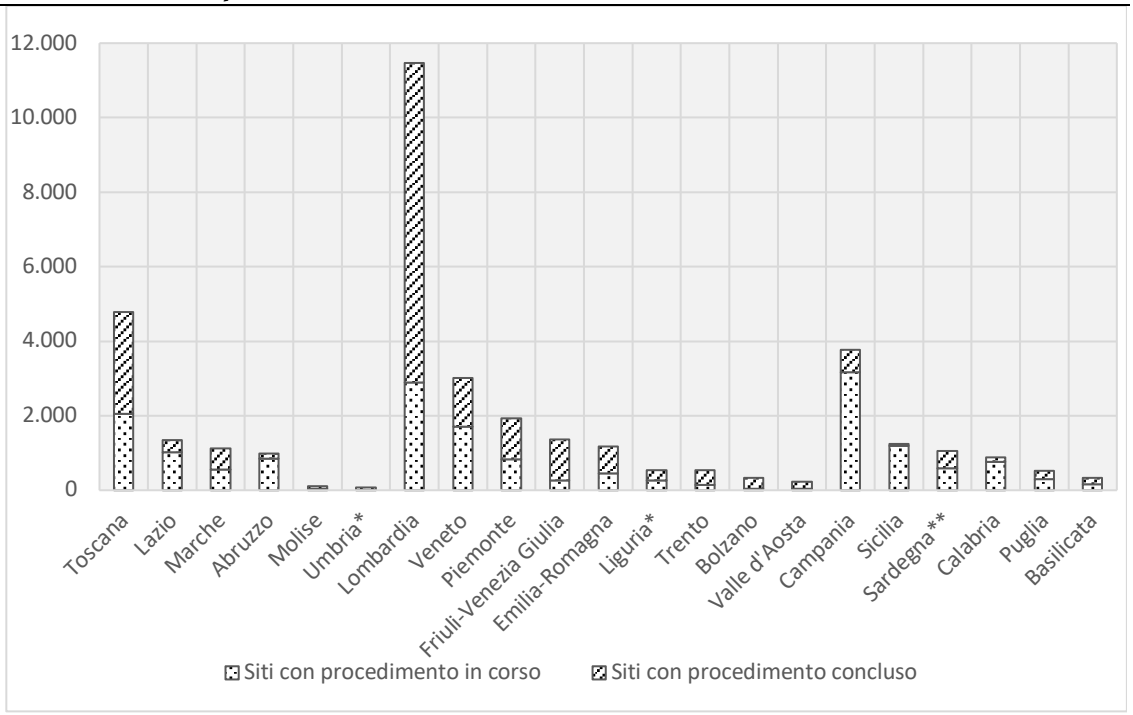


Figura 3-1-Distribuzione geografica dei procedimenti di bonifica in corso e conclusi

La distribuzione geografica dei procedimenti evidenzia una forte concentrazione nelle regioni del Nord Italia, che rappresentano circa il 56% dei casi complessivi. Le regioni con il maggior numero di siti contaminati sono Lombardia (11.476 procedimenti), Toscana (4.779 procedimenti), Campania (3.772 procedimenti), Veneto (3.009 procedimenti) e Piemonte (1.929 procedimenti), seguite da Friuli-Venezia Giulia, Lazio e Sicilia. Questa distribuzione riflette la storica concentrazione delle attività industriali nelle regioni settentrionali e la maggiore intensità dei processi di monitoraggio e gestione ambientale attivati dalle amministrazioni locali [92].

Nel loro insieme, questi dati evidenziano come il fenomeno dei siti contaminati rappresenti una componente significativa delle trasformazioni territoriali legate alla dismissione industriale nel contesto italiano. Sebbene non tutti i siti contaminati possano essere classificati come brownfields, l'analisi dei procedimenti di bonifica fornisce comunque un'indicazione utile per comprendere l'estensione e la distribuzione delle aree potenzialmente interessate da processi di rigenerazione urbana e territoriale.

3.2.2 CONSUMO DI SUOLO E *BROWNFIELD* IN ITALIA

Il fenomeno del consumo di suolo costituisce un'ulteriore dimensione fondamentale per comprendere la distribuzione e le potenzialità di recupero dei brownfields nel contesto italiano. Il consumo di suolo è definito come la trasformazione, in un determinato periodo di tempo, di superfici naturali o agricole in superfici artificiali, con conseguente perdita delle funzioni ecologiche e produttive del territorio. Secondo l'ultimo rapporto ISPRA–SNPA (2024), nel periodo 2022–2023 la velocità di consumo di suolo in Italia è stata pari a circa 19,87 ettari al giorno, con un consumo netto di circa 17,64 ettari al giorno. Come evidenziato dai dati riportati nel rapporto, dopo una fase di rallentamento registrata tra il 2015 e il 2016, il fenomeno ha mostrato una nuova tendenza alla crescita, raggiungendo livelli particolarmente elevati nel periodo 2021–2022.

I dati confermano che il tasso di artificializzazione e impermeabilizzazione del territorio rimane elevato e che questo processo avviene a ritmi sostenuti, determinando la progressiva perdita di aree agricole e naturali. Le superfici naturali vengono infatti sostituite da nuovi edifici, infrastrutture, insediamenti commerciali, logistici e produttivi, oltre che da altre tipologie di copertura artificiale sia all'interno sia ai margini delle aree urbane esistenti [93].

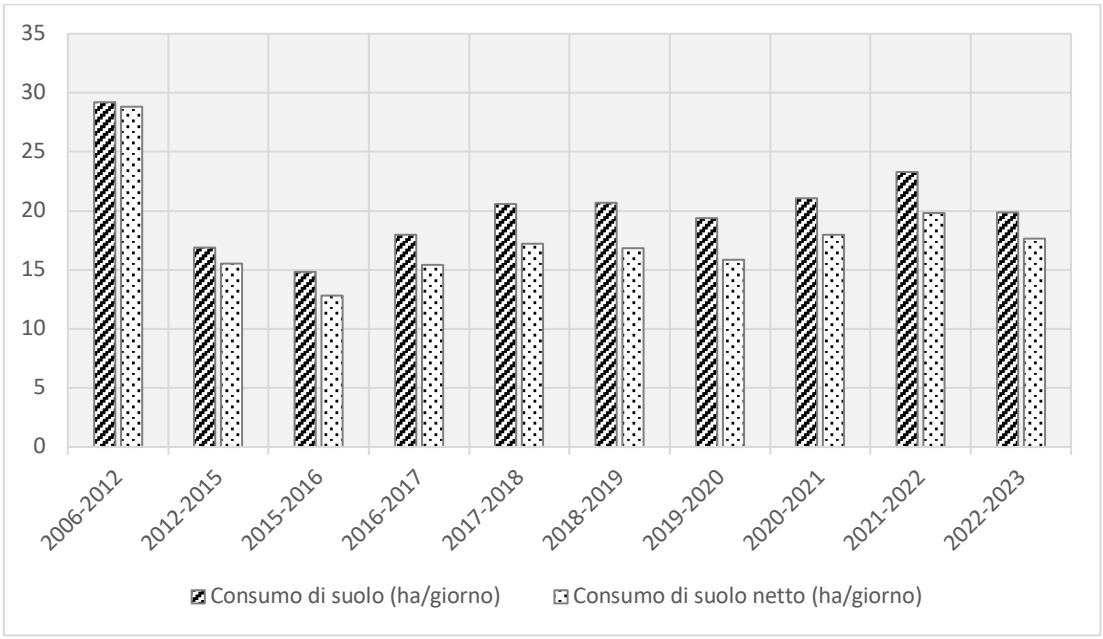


Figura 3-2-Dato Nazionale del consumo di suolo e consumo di suolo netto

La distribuzione territoriale mostra livelli più elevati di consumo nelle regioni del Nord Italia in particolare in Lombardia, Veneto ed Emilia-Romagna, ma tassi

di crescita più rapidi nel Centro-Sud, dove prevalgono forme di urbanizzazione diffusa e uso improprio del territorio [93].

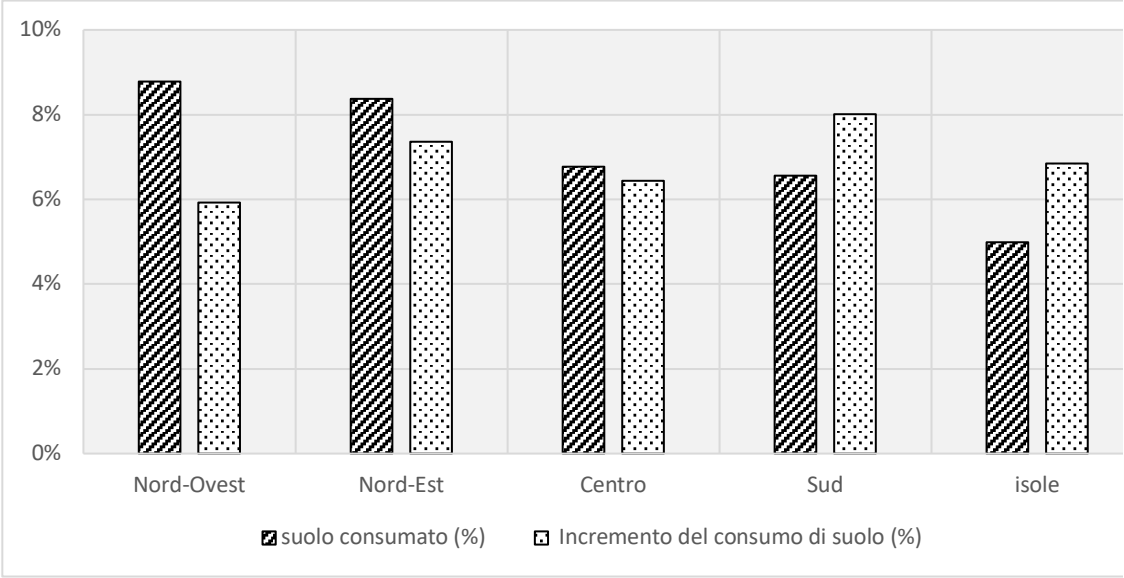


Figura 3-3-Dato nazionale di suolo consumato e incremento di consumo di suolo [%] rispetto ad una macro-suddivisione territoriale

In questo contesto, la presenza di numerose aree industriali dismesse o sottoutilizzate solleva una questione centrale per le politiche di pianificazione territoriale: la possibilità di promuovere il riuso delle superfici già urbanizzate come alternativa all'espansione urbana e al consumo di nuovo suolo. Tuttavia, la mancanza di coordinamento tra i diversi livelli di governo e tra i settori amministrativi coinvolti rende spesso difficile sviluppare politiche urbane integrate e sostenibili, limitando la capacità della pianificazione di includere strategie efficaci per il recupero dei brownfields [94]. In contesti come quello italiano, questa debole integrazione si verifica spesso nelle aree industriali, dove la pianificazione urbanistica raramente incorpora strategie mirate di rigenerazione dei suoli compromessi. Questo non è esclusivamente dovuto ad una mancanza da parte delle autorità ma principalmente legato al fenomeno dell'abbandono delle aree industriali create nei primi del 900' e che a seguito del boom economico e dell'espansione delle città sono oramai inglobate nel contesto urbano e pertanto non più adatte ad un uso industriale.

In Italia non è ancora disponibile una stima unitaria e aggiornata dell'estensione complessiva delle aree urbanizzate dismesse o sottoutilizzate, né esiste un inventario nazionale sistematico che consenta di valutare il loro potenziale contributo ai processi di rigenerazione urbana. Le informazioni attualmente

disponibili risultano frammentarie e disomogenee, poiché derivano da ricognizioni regionali o iniziative locali condotte con metodologie differenti e finalità spesso legate alla pianificazione economica o alla gestione del patrimonio produttivo, piuttosto che alla rigenerazione ambientale.

In Italia, la disponibilità di dati sulle attività cessate e sulle aree produttive dismesse è generalmente limitata alla scala comunale. Le informazioni sono infatti reperibili principalmente attraverso richieste agli uffici locali per ottenere gli elenchi delle attività cessate, con conseguente frammentazione dei dati e difficoltà nel costruire quadri conoscitivi a scala sovracomunale. Sebbene esistano alcune iniziative di mappatura a scala regionale, la raccolta e la disponibilità dei dati restano prevalentemente affidate al livello locale. In quest'ottica, il riuso dei *brownfield* non è soltanto una misura ambientale, ma un dispositivo territoriale strategico per contrastare il consumo di nuovo suolo e favorire una transizione verso modelli urbani più circolari e resilienti. Il futuro della rigenerazione urbana in Italia dipenderà dalla capacità di coniugare le politiche di bonifica con quelle di pianificazione, ponendo il suolo al centro delle strategie di sviluppo sostenibile.

3.2.3 CRITICITÀ E OPPORTUNITÀ DEI *BROWNFIELD*

Le aree urbane caratterizzate da effettiva o potenziale dismissione funzionale, presenti nel territorio, rappresentano casi di degrado fisico e ambientale con conseguenti criticità di varia natura. Effetti ambientali come l'occupazione, il degrado del suolo e la contaminazione delle acque producono conseguenze sull'equilibrio dell'ecosistema e dei rischi per la salute dei cittadini. Tali aree, considerate aree "in attesa", generano vuoti urbani il più delle volte percepiti dalla popolazione come luoghi pericolosi, una minaccia per la comunità.

Al tempo stesso, la loro diffusione e rilevanza dimensionale fa delle aree dismesse il territorio privilegiato su cui realizzare le principali trasformazioni urbane contemporanee, soprattutto in riferimento alla necessaria minimizzazione dell'impermeabilizzazione di nuovo suolo. Le aree dismesse sono infatti connesse a un potenziale rigenerativo elevato, in quanto, solitamente, già dotate delle opere di urbanizzazione primaria e generalmente prossime alle

principali arterie infrastrutturali. I siti in disuso sono quasi sempre localizzati in posizioni favorevoli, poiché connessi ai servizi essenziali e facilmente accessibili. In virtù di questo, l'interesse legato al riutilizzo di queste aree è ampiamente cresciuto negli ultimi anni e la ricerca scientifica è stata focalizzata sull'intreccio tra le questioni ambientali, economiche e sociali derivanti dalle attività di risanamento. L'obiettivo principale dei processi di rigenerazione urbana di un *brownfield* è riportare il terreno in condizioni tali da essere riutilizzato e produrre dei benefici ambientali, economici e sociali. Rinnovare queste aree significa inserirle nuovamente nel ciclo economico-sociale [95].

La loro diffusione e rilevanza dimensionale fa delle aree dismesse il territorio privilegiato su cui realizzare le principali trasformazioni urbane, soprattutto in riferimento alla necessaria minimizzazione dell'impermeabilizzazione di nuovo suolo. La loro riqualificazione e la rigenerazione territoriale, infatti, rappresenta un'opportunità per migliorare la qualità della vita nelle città, aumentando la competitività dell'area e riducendo l'espansione urbana e migliorando la qualità dell'ambiente, contribuendo a creare le condizioni necessarie ad uno sviluppo sostenibile. Questo, considerato il fatto che spesso i terreni dei siti industriali dismessi prossimi alle aree urbane possono mettere in pericolo la salute pubblica e generare rischi ambientali.

Il recupero delle aree dismesse e il conseguente ripristino rispondono al concetto di città sostenibile, limitando l'espansione e riducendo gli impatti ambientali generati da nuove attività. Il recupero di questi siti può assumere forme molto diverse, con una vasta gamma di usi del suolo (residenziali, commerciali, industriali, spazi aperti) e diverse intensità di rigenerazione. Negli ultimi decenni la letteratura scientifica si è ampiamente interessata all'analisi e alla definizione di tecniche di intervento per la rigenerazione dei siti in disuso, concentrandosi inizialmente sulle ex aree industriali. Tuttavia, il fenomeno della dismissione riguarda un insieme più ampio di siti, il cui uso precedente non è necessariamente industriale[96].

3.3 CONTESTO NORMATIVO

La gestione, la bonifica e il riuso dei siti contaminati rappresentano oggi una delle principali sfide ambientali, sociali ed economiche a livello europeo e nazionale. Questi processi si collocano pienamente nel quadro dell'economia circolare e della rigenerazione urbana sostenibile, in quanto consentono di ridurre il consumo di suolo vergine (land take), limitare l'espansione urbana e restituire valore a spazi degradati o inutilizzati [97]. La necessità di un quadro normativo chiaro e coerente nasce dalla complessità delle problematiche legate a tali siti, che coinvolgono dimensioni ambientali, sanitarie, economiche e territoriali. Dal punto di vista ambientale, la presenza di contaminanti nel suolo o nelle acque sotterranee comporta rischi significativi per la salute umana e per gli ecosistemi, richiedendo interventi di bonifica fondati su criteri tecnico-scientifici e conformi alla legislazione vigente [98]. Sul piano territoriale, la riqualificazione delle aree dismesse e contaminate è riconosciuta come uno strumento strategico per contrastare il consumo di suolo e promuovere uno sviluppo urbano più compatto, in linea con gli obiettivi della EU Soil Strategy for 2030 [99].

A livello europeo, la gestione dei siti contaminati è disciplinata da un insieme di direttive e strategie che, pur non affrontando in modo specifico la questione dei *brownfield*, concorrono alla definizione di un quadro normativo articolato. Tra le principali disposizioni si annoverano la Direttiva 2004/35/CE sulla responsabilità ambientale, che recepisce il principio del "chi inquina paga" e definisce gli obblighi di prevenzione e riparazione del danno ambientale [100], e la Direttiva 2010/75/UE sulle emissioni industriali, che mira a prevenire e ridurre l'inquinamento derivante dalle attività produttive [101]. Tali strumenti sono stati progressivamente integrati in una visione più ampia di transizione ecologica, delineata dal Circular Economy Action Plan [102], che incoraggia il recupero delle aree dismesse come misura essenziale per la rigenerazione del territorio e la riduzione della pressione antropica sulle risorse naturali [102]. In questo contesto si inserisce anche la Strategia dell'Unione Europea per il Suolo 2030, che stabilisce l'obiettivo di conseguire "suoli sani entro il 2050" e promuove la bonifica dei siti contaminati come azione prioritaria per la sostenibilità del sistema urbano e produttivo europeo [99]. In continuità con tale strategia, nel

dicembre 2025 è stata approvata la nuova Direttiva europea sul suolo (Soil Monitoring Law), che introduce un quadro normativo armonizzato per il monitoraggio e la tutela della qualità dei suoli a scala europea. La direttiva definisce obblighi per gli Stati membri in materia di identificazione, monitoraggio e gestione dei suoli, con particolare attenzione ai siti contaminati, e rafforza il principio del riuso delle aree già artificializzate, contribuendo a limitare il consumo di suolo e a promuovere la rigenerazione dei brownfield.[103] Nel loro insieme, queste politiche delineano un modello di governance multilivello fondato sull'integrazione tra le dimensioni ambientali, industriali e territoriali, riconoscendo la necessità di un approccio coordinato alla gestione e al recupero dei *brownfield* [97].

Il quadro normativo italiano si inserisce coerentemente in questa prospettiva europea, con un impianto legislativo ormai consolidato. Il riferimento principale è il Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152 (Norme in materia ambientale), che alla Parte IV, Titolo V, disciplina in modo organico le procedure di bonifica dei siti contaminati. Il decreto definisce le diverse categorie di siti (potenzialmente contaminati, contaminati e bonificati), stabilisce i valori di Concentrazione Soglia di Contaminazione (CSC) e le procedure per la determinazione delle Concentrazioni Soglia di Rischio (CSR) nonché, le fasi tecnico-amministrative relative alla caratterizzazione, all'analisi di rischio, alla progettazione e all'esecuzione degli interventi di bonifica. Tale normativa si fonda su un principio cardine: la responsabilità del soggetto che ha causato la contaminazione, in attuazione del principio europeo del "chi inquina paga", e su un sistema di controllo che coinvolge le istituzioni al livello locale, regionale e nazionale in base all'entità e all'interesse del sito.

Negli ultimi anni il legislatore italiano ha introdotto ulteriori strumenti di semplificazione e coordinamento tra le politiche di bonifica e quelle di rigenerazione urbana. La Legge 120/2020 ("Semplificazioni") e il Decreto-Legge 77/2021 ("Governance PNRR") hanno previsto meccanismi procedurali più rapidi per il riuso delle aree dismesse, favorendo la cooperazione tra enti locali e autorità ambientali ([104]). Parallelamente, numerose Regioni tra cui Lombardia, Piemonte ed Emilia-Romagna hanno adottato proprie normative e piani di

bonifica che integrano la pianificazione territoriale con la gestione ambientale, promuovendo modelli di sviluppo urbano fondati su principi di sostenibilità, rigenerazione e riduzione del consumo di suolo.

La seguente sezione si propone di esaminare criticamente il quadro normativo europeo e nazionale relativo alla gestione e al recupero dei siti contaminati, mettendo in evidenza le principali convergenze e differenze tra i due livelli di regolazione. L'analisi mira a evidenziare il ruolo della normativa come strumento di governance territoriale e di politica ambientale, nonché le sfide ancora aperte in termini di efficacia degli strumenti, coordinamento istituzionale e integrazione tra bonifica e rigenerazione urbana. In questo senso, la gestione dei *brownfield* si configura non soltanto come un problema tecnico di risanamento ambientale, ma come una componente essenziale della transizione ecologica e della pianificazione sostenibile delle città europee.

3.3.1 NORMATIVA EUROPEA

L'Unione Europea affronta la questione della contaminazione dei suoli e del recupero delle aree industriali dismesse attraverso un complesso sistema di direttive e strategie, che nel loro insieme costituiscono un quadro coerente di responsabilità ambientale, prevenzione dell'inquinamento e rigenerazione sostenibile.

Sebbene non esista ancora una "direttiva sui siti contaminati" al livello europeo in senso stretto, la commissione Europea ha prodotto diversi documenti, sia direttive che strategie, che pongono l'attenzione delle nazioni membro sulla tematica dell'uso del suolo e dei fenomeni di contaminazione e degrado dello stesso, tra le quali abbiamo:

(i) la Direttiva 2004/35/CE sulla responsabilità ambientale;
(ii) la Direttiva 2010/75/UE sulle emissioni industriali;
(iii) la Strategia tematica per la protezione del suolo del 2006;
(iv) la Strategia europea per il suolo 2030.
(v) La Direttiva Europea 2025/2360 sul monitoraggio del suolo

A questi si aggiungono strumenti orizzontali come il Green Deal europeo e il Piano d'Azione per l'Economia Circolare, che consolidano il principio di un uso efficiente del suolo e di un consumo netto di suolo pari a zero entro il 2050.

DIRETTIVA 2004/35/CE – "DIRETTIVA SULLA RESPONSABILITÀ AMBIENTALE"

La Direttiva 2004/35/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio Europeo del 21 aprile 2004 [105] è il primo atto normativo dell'Unione volto alla disciplina comune per la prevenzione e riparazione del danno ambientale.

L'articolo 1 stabilisce che la direttiva ha lo scopo di "prevenire e riparare i danni ambientali sulla base del principio 'chi inquina paga". La norma si applica ai danni causati alle specie e agli habitat naturali protetti, alle acque e al suolo. In relazione a quest'ultimo, l'articolo 2, lettera c), definisce il "danno al suolo" come "qualsiasi contaminazione che comporti un rischio significativo di effetti nocivi per la salute umana a causa dell'introduzione diretta o indiretta di sostanze, preparati, organismi o microrganismi nel suolo o nel sottosuolo".

L'articolo 5 della direttiva impone agli operatori di adottare misure preventive qualora sussista una minaccia imminente di danno, mentre l'articolo 6 disciplina le misure di riparazione del danno già verificatosi. In quest'ultimo caso, l'autorità competente "può ordinare all'operatore di adottare le misure di riparazione necessarie o adottarle essa stessa, rivalendosi poi sull'operatore per il rimborso dei costi" (art. 7, com. 2, a).

Per i *brownfield*, la direttiva è fondamentale perché afferma il principio secondo cui il soggetto responsabile della contaminazione è anche responsabile della bonifica e del ripristino ambientale. Essa impone inoltre agli Stati membri di garantire che il danno ambientale sia effettivamente riparato, e non semplicemente compensato con misure equivalenti. Tale approccio ha orientato le normative nazionali verso modelli di bonifica basati sulla valutazione del rischio e sulla responsabilità oggettiva dell'operatore.

DIRETTIVA 2010/75/UE – "DIRETTIVA SULLE EMISSIONI INDUSTRIALI (IED)"

La Direttiva 2010/75/UE, adottata il 24 novembre 2010, stabilisce norme riguardanti la prevenzione e la riduzione integrate dell'inquinamento proveniente da attività industriali. In particolare, essa fissa norme intese ad evitare, od ove non possibile ridurre, le emissioni delle suddette attività nell'ambiente.

Il suo obiettivo, enunciato all'articolo 1, è "garantire un elevato livello di protezione dell'ambiente nel suo complesso mediante la prevenzione e la riduzione integrata dell'inquinamento proveniente da attività industriali".

Elemento cardine della direttiva è l'adozione delle Migliori Tecniche Disponibili (BAT), che gli impianti industriali devono applicare per minimizzare le emissioni e gli impatti ambientali.

Particolarmente rilevante per la prevenzione dei *brownfield* è l'articolo 22, intitolato "Chiusura del sito", secondo cui in prima istanza "Al momento della cessazione definitiva delle attività, il gestore valuta lo stato di contaminazione del suolo e delle acque sotterranee da parte di sostanze pericolose pertinenti usate, prodotte o rilasciate dall'installazione", successivamente se verificata l'effettiva alterazione dello stato delle matrici ambientali lo stesso deve "il gestore adotta le misure necessarie per rimediare a tale inquinamento in modo da riportare il sito a tale stato", dove per "tale stato" si intende lo stato originario del sito. Pertanto, il gestore è tenuto a trasmettere alle autorità competenti un documento tecnico obbligatorio che descrive lo stato del suolo e delle acque sotterranee al momento dell'avvio dell'attività, in modo da consentire la verifica di eventuali contaminazioni alla chiusura dell'impianto ([106]art. 22, par. 2).

La direttiva impone dunque un approccio preventivo, non solo disciplinando la riduzione delle emissioni durante l'attività produttiva, ma obbligando anche al ripristino ambientale post-operativo, riducendo la possibilità che gli impianti dismessi diventino nuovi *brownfield*. In tal senso, essa rappresenta una norma chiave per la prevenzione della contaminazione industriale e la valorizzazione sostenibile del suolo e delle altre matrici ambientali interessate dai fenomeni di contaminazione. Ciò permette un recupero più rapido e meno oneroso del

terreno precedente interessato da attività industriali, favorendo il recupero del terreno e una riduzione del consumo di suolo vergine.

STRATEGIA TEMATICA PER LA PROTEZIONE DEL SUOLO

La Strategia tematica per la protezione del suolo, adottata dalla Commissione europea il 22 settembre 2006, rappresenta il primo tentativo organico di definire un quadro politico e normativo comune per la tutela del suolo a livello dell'Unione europea.

Si tratta di una comunicazione della Commissione al Parlamento europeo, al Consiglio, al Comitato economico e sociale europeo e al Comitato delle Regioni, e pertanto non costituisce un atto legislativo vincolante, ma un documento programmatico di indirizzo politico e tecnico.

La Strategia nasce nell'ambito del Sesto Programma d'Azione per l'Ambiente (Decisione n. 1600/2002/CE), che ne prevedeva l'elaborazione come risposta alla crescente consapevolezza dei fenomeni di degrado e contaminazione del suolo in Europa.

Nel documento, la Commissione definisce il suolo come "lo strato superiore della crosta terrestre, costituito da componenti minerali, organici, acqua, aria e organismi viventi, che rappresenta l'interfaccia tra terra, aria e acqua e ospita gran parte della biosfera" ([107], p. 2).

Viene sottolineato il carattere sostanzialmente non rinnovabile del suolo, la sua funzione ecologica e socioeconomica e il ruolo di "principale deposito del pianeta" per il carbonio, con circa 1.500 gigatonnellate stoccate a livello globale.

La Commissione identifica le principali minacce al suolo: erosione, perdita di materia organica, contaminazione locale e diffusa, impermeabilizzazione (sealing), compattazione, calo della biodiversità, salinizzazione, alluvioni e smottamenti. Questi processi, se combinati, possono portare a fenomeni di desertificazione, in particolare nelle aree meridionali dell'Unione. Secondo le stime riportate nella Strategia, "115 milioni di ettari, pari al 12% della superficie totale delle terre emerse europee, sono soggetti ad erosione idrica, mentre 42 milioni di ettari sono colpiti dall'erosione eolica", e "circa 3,5 milioni di siti potenzialmente contaminati sono presenti nell'UE-25" ([107], p. 3).

Il documento evidenzia che il degrado del suolo non è adeguatamente affrontato dalle politiche settoriali vigenti e che solo nove Stati membri disponevano, nel 2006, di una legislazione specifica per la sua tutela. Per tale motivo, la Commissione propone una strategia fondata su due obiettivi generali: "prevenire l'ulteriore degrado del suolo e mantenerne le funzioni" e "riportare i suoli degradati ad un livello di funzionalità corrispondente almeno all'uso attuale e previsto" ([107], p. 5).

L'approccio adottato dalla Commissione è multilivello e mira a integrare la protezione del suolo in tutte le politiche comunitarie e nazionali. La Commissione giustifica l'intervento europeo per la natura transfrontaliera di molte forme di degrado, per le distorsioni del mercato interno dovute a normative disomogenee e per l'impatto sulla sicurezza alimentare derivante dal trasferimento di contaminanti dal suolo ai prodotti agricoli ([107], pp. 6–7).

La Strategia si articola attorno a quattro pilastri fondamentali:

(i) Adozione di una legislazione quadro per la protezione e l'uso sostenibile del suolo;
(ii) Integrazione della tutela del suolo nelle politiche comunitarie (agricoltura, coesione, ricerca, trasporti);
(iii) Riduzione del divario conoscitivo, tramite programmi di ricerca e monitoraggio;
(iv) Sensibilizzazione del pubblico sull'importanza del suolo come risorsa vitale

In particolare, la Commissione accompagna la Strategia con una Proposta di Direttiva quadro sul suolo, che avrebbe dovuto istituire un quadro giuridico vincolante per la protezione e l'uso sostenibile del suolo. Tale proposta prevedeva, tra gli altri obiettivi, l'obbligo per gli Stati membri di identificare le aree a rischio di erosione, salinizzazione e contaminazione, di istituire inventari nazionali dei siti contaminati e di definire strategie nazionali di bonifica, inclusi meccanismi di finanziamento per i siti orfani, ovvero le aree contaminate prive di un responsabile identificabile ([107], p. 9).

Un passaggio di particolare rilievo per la rigenerazione dei *brownfield* è contenuto nel punto 4.1.3 della Strategia, dove la Commissione invita gli Stati membri ad

"adottare provvedimenti adeguati per limitare il fenomeno dell'impermeabilizzazione (sealing) tramite il recupero dei siti contaminati e abbandonati (i cosiddetti *brownfield*)" e a promuovere "tecniche di edificazione che permettano di conservare il maggior numero possibile di funzioni del suolo" ([107], p. 9). Questa rappresenta una delle prime menzioni ufficiali del termine *brownfield* in un documento politico europeo e introduce esplicitamente il recupero dei siti dismessi come misura strutturale di contenimento del consumo di suolo e di rigenerazione territoriale sostenibile.

La Strategia prevede inoltre un programma di ricerca e monitoraggio volto a colmare le lacune conoscitive sui processi del suolo, sulla biodiversità e sulle tecniche di recupero, e promuove la creazione di strumenti di sensibilizzazione pubblica come l'Atlante europeo dei suoli (Soil Atlas of Europe) e la rete informativa EUSOILS.

Tuttavia, la Proposta di Direttiva quadro sul suolo (COM(2006)232) non fu mai approvata dal Consiglio a causa dell'opposizione di alcuni Stati membri, che ritenevano eccessiva l'ingerenza dell'Unione in una materia di competenza nazionale. Di conseguenza, la Strategia tematica per la protezione del suolo non è mai entrata formalmente in vigore come atto legislativo, rimanendo un documento programmatico di indirizzo politico.

Nonostante ciò, essa ha avuto un impatto duraturo sulle politiche ambientali europee e nazionali, fungendo da riferimento per la successiva Strategia europea per il suolo 2030 ([108]) e per i programmi di land recycling e rigenerazione dei siti contaminati, che ne riprendono principi e obiettivi fondamentali.

STRATEGIA EUROPEA PER IL SUOLO 2030 – "HEALTHY SOILS FOR A HEALTHY LIFE"

La Strategia dell'Unione Europea per il suolo per il 2030 (EU Soil Strategy for 2030), presentata dalla Commissione europea il 17 novembre 2021 [108], costituisce il quadro di riferimento più recente per la protezione, l'uso sostenibile e il ripristino dei suoli nell'Unione. Essa si inserisce nel contesto di attuazione del Green Deal europeo e rappresenta una delle azioni fondamentali per conseguire

gli obiettivi di neutralità climatica, zero inquinamento e neutralità del consumo di suolo entro il 2050.

Come le precedenti strategie tematiche, anche questa è una Comunicazione della Commissione europea al Parlamento, al Consiglio e agli altri organi dell'Unione: pertanto, non è un atto giuridico vincolante, ma un documento programmatico che definisce gli orientamenti politici e legislativi per gli Stati membri.

Nel documento si afferma che "un suolo sano è essenziale per conseguire gli obiettivi climatici, la neutralità del degrado del suolo e un'economia circolare e neutra in termini di emissioni" ([108], p. 2). La Commissione rileva che "tra il 60 e il 70% dei suoli europei non si trova in uno stato di buona salute" e che il degrado dei suoli costa all'UE oltre 50 miliardi di euro all'anno in termini di perdita di produttività, servizi ecosistemici e danni agli ecosistemi ([108], p. 3).

Le cause principali individuate sono l'impermeabilizzazione, il consumo di suolo, l'erosione, la perdita di materia organica, la contaminazione e la compattazione.

L'obiettivo generale è sintetizzato nel principio "Soil health for all by 2050", ossia garantire che tutti i suoli dell'Unione siano in condizioni sane entro il 2050.

Per raggiungere tale obiettivo, la Commissione stabilisce tre direttrici strategiche:

(i) Prevenire e ridurre il degrado del suolo promuovendo un uso sostenibile e limitando il consumo di nuove superfici;
(ii) Ripristinare e bonificare i suoli degradati o contaminati, in particolare le aree industriali dismesse;
(iii) Fornire un quadro giuridico vincolante per la protezione del suolo e la gestione dei siti contaminati.

La strategia riafferma l'impegno dell'Unione verso l'obiettivo di "consumo netto di suolo pari a zero entro il 2050 (land take neutrality)", e richiama gli Stati membri a definire piani nazionali che favoriscano il riuso dei suoli già artificializzati, in particolare dei *brownfield*.

Nel documento si sottolinea che "il recupero dei siti industriali dismessi e contaminati rappresenta una priorità per ridurre la pressione sui suoli agricoli e naturali" ([108], p. 7).

A tal fine, la Commissione invita gli Stati membri a:

(i) mappare e caratterizzare i suoli degradati e contaminati entro il 2028, creando inventari nazionali armonizzati;
(ii) adottare obiettivi misurabili di rigenerazione per il 2030 e il 2050;
(iii) promuovere interventi di bonifica e riuso dei *brownfield* come parte integrante delle politiche urbane e territoriali;
(iv) favorire il recupero multifunzionale dei suoli bonificati, combinando funzioni ecologiche, sociali e produttive.

Un aspetto centrale della strategia è l'annuncio dell'elaborazione di una futura Legge europea sul suolo (Soil Health Law), prevista inizialmente per il 2023, con lo scopo di fornire una base giuridica vincolante per la protezione e la bonifica dei suoli contaminati. Tale proposta, successivamente presentata come direttiva sul monitoraggio e la resilienza del suolo mira a introdurre una definizione comune di suolo sano, criteri di monitoraggio, obblighi di risanamento e misure di responsabilità per i soggetti inquinatori. [109]

La strategia evidenzia inoltre l'importanza della pianificazione territoriale come strumento di tutela del suolo, invitando gli Stati membri a "privilegiare il riuso delle aree urbanizzate esistenti e a limitare l'espansione su nuovi suoli" ([108], p. 8). In tale prospettiva, la rigenerazione dei *brownfield* diventa un elemento chiave delle politiche urbane sostenibili, integrando gli obiettivi di qualità ambientale, coesione sociale e competitività economica.

La Strategia prevede infine strumenti operativi e conoscitivi a supporto dell'attuazione, tra cui:

(i) l'Osservatorio europeo dei suoli (European Soil Observatory – EUSO), istituito presso il Joint Research Centre nel 2020;
(ii) la definizione di indicatori comuni di salute del suolo;
(iii) la promozione della Mission "A Soil Deal for Europe" del programma Horizon Europe, dedicata alla ricerca e all'innovazione nel recupero e nella gestione sostenibile dei suoli.

In conclusione, pur non essendo giuridicamente vincolante, la Strategia dell'UE per il suolo per il 2030 rappresenta un documento politico di riferimento per la pianificazione delle politiche europee e nazionali in materia di bonifica dei siti contaminati, riuso dei suoli e rigenerazione dei *brownfield*. Essa traduce in

obiettivi operativi la visione, espressa nel Green Deal europeo, secondo cui "suoli sani costituiscono la base per la prosperità, la resilienza e la neutralità climatica dell'Unione" ([108], p. 11).

DIRETTIVA EUROPEA 2025/2360 SUL MONITORAGGIO DEL SUOLO

La Direttiva (UE) 2025/2360 rappresenta un'evoluzione significativa del quadro normativo europeo in materia di suolo, introducendo per la prima volta un sistema armonizzato di monitoraggio e valutazione della salute dei suoli a scala dell'Unione. Tale approccio supera la precedente frammentazione normativa, prevedendo la definizione di criteri comuni e la raccolta sistematica di dati relativi alle condizioni fisiche, chimiche e biologiche del suolo, al fine di supportare politiche territoriali basate su evidenze scientifiche.

In relazione al tema dei siti contaminati, la direttiva introduce un approccio strutturato e progressivo fondato sull'identificazione dei siti potenzialmente contaminati, sulla loro analisi e sulla successiva gestione del rischio. Questo modello, basato su criteri di priorità e proporzionalità, consente di ottimizzare l'impiego delle risorse e di intervenire in modo mirato nei contesti a maggiore criticità, rafforzando al contempo il principio del "chi inquina paga". Tale impostazione risulta particolarmente rilevante per le aree dismesse, spesso caratterizzate da fenomeni di contaminazione storica e da condizioni di elevata complessità gestionale.

Un ulteriore elemento innovativo riguarda il riconoscimento esplicito del consumo di suolo e dei processi di artificializzazione — quali l'impermeabilizzazione e la rimozione del suolo — come fattori determinanti nella perdita di funzionalità ecosistemiche. In tale contesto, la direttiva promuove un approccio orientato alla mitigazione di tali fenomeni e al recupero delle superfici già compromesse, privilegiando il riuso del suolo rispetto all'espansione su aree naturali o agricole.

Infine, la direttiva rafforza il legame tra politiche ambientali e pianificazione territoriale, evidenziando la necessità di integrare la gestione del suolo all'interno di strategie più ampie legate al clima, alla biodiversità e alla resilienza urbana. In questa prospettiva, la rigenerazione delle aree dismesse (brownfield) può essere

interpretata come una leva strategica per il raggiungimento degli obiettivi europei di sostenibilità territoriale, contribuendo alla riduzione del consumo di suolo e al recupero delle funzioni ecologiche e sociali dei territori urbanizzati.

APPROCCIO INTEGRATO E RECEPIMENTO DA PARTE DEGLI STATI MEMBRI

A completamento delle direttive e strategie specifiche, il quadro normativo europeo è rafforzato da un approccio integrato che affronta in modo trasversale il tema del suolo, della rigenerazione urbana e della gestione sostenibile delle risorse territoriali.

Il Green Deal europeo [110] rappresenta la cornice strategica principale, fissando l'obiettivo del "consumo netto di suolo pari a zero entro il 2050" e promuovendo la rigenerazione delle aree dismesse e contaminate come strumenti chiave per la mitigazione e l'adattamento ai cambiamenti climatici. Il Green Deal evidenzia inoltre l'importanza del recupero del capitale naturale e della riduzione della pressione antropica sugli ecosistemi, ponendo la tutela del suolo sullo stesso piano di quella di aria e acqua.

In tale contesto si inserisce il Piano d'Azione per l'Economia Circolare [111], che incoraggia gli Stati membri a "promuovere il riutilizzo del suolo e la riqualificazione delle aree contaminate nell'ambito delle strategie di sviluppo urbano sostenibile". Il Piano sottolinea il valore strategico della rigenerazione dei *brownfield* come parte integrante del ciclo di vita dei materiali e delle infrastrutture, stimolando la riduzione del consumo di nuovo suolo attraverso pratiche di riciclo territoriale e di valorizzazione dei suoli degradati.

Sul piano operativo, diversi programmi europei di finanziamento sostengono la sperimentazione e la diffusione di pratiche innovative nel recupero dei siti contaminati. Il programma LIFE finanzia interventi dimostrativi e progetti integrati per la bonifica dei suoli e la rinaturalizzazione di aree industriali dismesse, mentre Horizon Europe promuove attività di ricerca e innovazione su tecniche di monitoraggio, bioremediation e gestione sostenibile del territorio. Il Fondo europeo di sviluppo regionale (FESR) e gli altri Fondi strutturali e di investimento europei (ESIF) contribuiscono a integrare le politiche ambientali

con le strategie di sviluppo regionale, sostenendo azioni di riuso urbano e di bonifica in aree a elevato rischio di marginalità socio-economica.

Un ruolo significativo è svolto anche dalla Mission "A Soil Deal for Europe" di Horizon Europe, che mira a rigenerare entro il 2030 almeno il 75% dei suoli europei degradati attraverso un approccio basato su Living Labs e Lighthouses, strumenti di co-creazione che coinvolgono istituzioni, imprese e comunità locali. Queste iniziative contribuiscono a sviluppare modelli replicabili di gestione sostenibile del suolo, promuovendo il passaggio da un paradigma di bonifica reattiva a uno di gestione preventiva e rigenerativa.

La Strategia tematica per la protezione del suolo e la proposta di Soil Monitoring Law (COM(2023)416 final) rafforzano ulteriormente il quadro regolatorio, introducendo obblighi di monitoraggio, rendicontazione e condivisione dei dati sullo stato dei suoli. Questi strumenti integrano la tutela del suolo nelle politiche di pianificazione territoriale, energia, agricoltura e coesione, promuovendo una maggiore armonizzazione tra gli Stati membri e una governance più efficace delle risorse territoriali.

Il recepimento di tali indirizzi da parte degli Stati membri avviene attraverso l'adeguamento delle normative nazionali e l'elaborazione di strategie per il contenimento del consumo di suolo, la prevenzione del degrado e la rigenerazione urbana. In questo quadro, l'Italia ha progressivamente declinato gli obiettivi europei sia sul piano programmatico sia su quello normativo, adottando strumenti che mirano a integrare la tutela ambientale con la pianificazione territoriale e lo sviluppo sostenibile.

Sul versante della programmazione e degli investimenti, l'Italia ha utilizzato risorse provenienti dai Fondi strutturali e di investimento europei (in particolare FESR e FSE+) e dal Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza (PNRR), finanziato nell'ambito del Next Generation EU. Questi strumenti hanno sostenuto interventi di bonifica, rinaturalizzazione e riqualificazione del tessuto urbano, in coerenza con le priorità del Green Deal e della EU Soil Strategy for 2030. L'azione combinata dei fondi europei e delle politiche nazionali ha contribuito a diffondere approcci integrati di rigenerazione urbana e a rafforzare la governance multilivello della gestione del suolo.

Sul piano normativo, il D.Lgs. 152/2006 ("Codice dell'Ambiente") rappresenta il principale riferimento per la bonifica dei siti contaminati, recependo le direttive europee sulla responsabilità ambientale e definendo procedure tecniche per la caratterizzazione, la messa in sicurezza e il risanamento dei suoli. Parallelamente, il principio del "consumo di suolo zero" è stato progressivamente incorporato nella Strategia Nazionale per lo Sviluppo Sostenibile (SNSvS) [112] e nelle linee guida ministeriali per la rigenerazione urbana e il riuso delle aree dismesse.

Nel complesso, il sistema italiano mostra un crescente allineamento al modello europeo di governance integrata del suolo, orientato alla prevenzione del degrado e al recupero del patrimonio territoriale esistente, ponendo le basi per una pianificazione più sostenibile, resiliente e circolare del territorio.

3.3.2 NORMATIVA ITALIANA

In Italia, la normativa relativa alla gestione e al recupero delle aree dismesse, dei siti contaminati e dell'uso del suolo si è evoluta nel corso degli ultimi trent'anni, passando da un approccio frammentario, centrato sulla mera bonifica ambientale, a un modello più integrato di rigenerazione territoriale e sostenibilità urbana. Questo percorso riflette il progressivo allineamento dell'ordinamento italiano ai principi europei in materia di responsabilità ambientale, economia circolare e riduzione del consumo di suolo.

Già negli anni Novanta, con l'emanazione del Decreto Ministeriale 471/1999, l'Italia aveva introdotto una disciplina organica per la bonifica dei siti contaminati, stabilendo criteri di intervento e limiti di concentrazione per i contaminanti nel suolo e nelle acque sotterranee. Tale norma, tuttavia, aveva un carattere prevalentemente tecnico e settoriale, poiché non affrontava gli aspetti connessi alla pianificazione urbanistica e al riuso del suolo.

Con l'entrata in vigore del Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152, il cosiddetto Testo Unico Ambientale (TUA), si è consolidata una struttura normativa più ampia e coerente, che integra la tutela ambientale con la programmazione territoriale, recependo i principi cardine del diritto ambientale europeo, in particolare quello del "chi inquina paga".

Il TUA rappresenta tuttora il riferimento principale per la bonifica dei siti contaminati, regolata nella Parte IV, Titolo V, intitolata "Bonifica di siti contaminati". Tale disciplina ha introdotto un approccio basato sulla valutazione del rischio sito-specifico, superando la logica rigida dei limiti tabellari a favore di una valutazione tecnico-scientifica fondata sul reale pericolo per la salute umana e per l'ambiente. Come stabilito dall'art. 242, "le operazioni di bonifica e di messa in sicurezza devono essere eseguite in modo da assicurare che il sito non costituisca rischio per la salute umana e per l'ambiente", e devono essere realizzate a carico del responsabile dell'inquinamento, in attuazione del principio europeo del "chi inquina paga".

Parallelamente alla disciplina dei siti contaminati, negli ultimi due decenni si è consolidato un quadro normativo e programmatico volto a limitare il consumo di suolo e a favorire il riuso delle aree già urbanizzate. Il Piano Nazionale per la Riduzione del Consumo di Suolo e numerose leggi regionali, tra cui la L.R. Emilia-Romagna 18/2019, la L.R. Lombardia 31/2014 e la L.R. Veneto 14/2017, pongono al centro delle politiche territoriali la rigenerazione urbana e la riqualificazione delle aree industriali dismesse. Queste norme recepiscono il principio europeo di "land take neutrality", sancito dal Green Deal e dalla EU Soil Strategy for 2030, e promuovono interventi di rigenerazione attraverso incentivi urbanistici e fiscali.

Sul versante della programmazione e del sostegno economico, l'Italia ha attinto alle risorse dei Fondi strutturali e di investimento europei (FESR e FSE+) e, più recentemente, del Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza (PNRR), finanziato nell'ambito del Next Generation EU, per promuovere progetti di bonifica, rinaturalizzazione e rigenerazione urbana sostenibile. In particolare, la Missione 2 "Rivoluzione verde e transizione ecologica" e la Missione 5 "Inclusione e coesione" del PNRR destinano risorse significative alla bonifica di aree industriali dismesse, alla messa in sicurezza dei siti contaminati e al recupero di aree urbane degradate, rafforzando l'integrazione tra obiettivi ambientali e sviluppo territoriale.

Oggi il quadro normativo italiano si articola dunque su tre livelli principali:

(i) La normativa ambientale nazionale, centrata sul D.Lgs. 152/2006, che disciplina le procedure di bonifica, le responsabilità e i controlli;

(ii) Le politiche di rigenerazione urbana e riduzione del consumo di suolo, di competenza regionale e comunale, che mirano al riuso sostenibile delle aree dismesse;

(iii) Gli strumenti di programmazione e finanziamento, come il PNRR e i fondi strutturali europei, che sostengono interventi di risanamento e riqualificazione ambientale.

Questo impianto legislativo riflette una visione sempre più integrata della gestione delle aree degradate: la bonifica non è più interpretata come una semplice rimozione dell'inquinamento, ma come parte di un processo di trasformazione territoriale sostenibile, in cui ambiente, economia e società sono elementi inscindibili.

NORMATIVA A LIVELLO NAZIONALE E RECEPIMENTO DELLE DIRETTIVE EUROPEE

Il Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152, noto come Testo Unico Ambientale (TUA), rappresenta il principale riferimento normativo italiano in materia di tutela dell'ambiente, gestione dei rifiuti e bonifica dei siti contaminati. L'emanazione del TUA ha segnato una tappa fondamentale nel processo di armonizzazione dell'ordinamento nazionale con il diritto ambientale dell'Unione Europea, riunendo in un unico corpus legislativo una molteplicità di disposizioni precedentemente frammentate.

Il decreto recepisce e integra numerose direttive comunitarie in materia ambientale, tra cui la Direttiva 2004/35/CE sulla responsabilità ambientale in materia di prevenzione e riparazione del danno ambientale, che introduce il principio del "chi inquina paga". Tale principio, recepito negli articoli 242 e seguenti del TUA, impone al soggetto responsabile dell'inquinamento l'obbligo di sostenere integralmente i costi di bonifica, ripristino e messa in sicurezza dei siti contaminati.

La Parte IV, Titolo V del decreto, intitolata "Bonifica di siti contaminati", disciplina in modo organico l'intero procedimento tecnico-amministrativo di

gestione dei siti inquinati. Essa definisce le fasi di caratterizzazione, analisi di rischio, bonifica e certificazione del completamento degli interventi, secondo un approccio basato sulla valutazione del rischio sito-specifico. Questa impostazione recepisce i principi metodologici delle politiche europee, orientati a garantire una gestione scientificamente fondata e proporzionata al reale livello di rischio per la salute umana e per l'ambiente.

Un elemento innovativo del TUA rispetto alla precedente normativa (D.M. 471/1999) è proprio l'introduzione della valutazione del rischio sanitario e ambientale, che consente di determinare gli interventi necessari in funzione delle caratteristiche del sito, dell'uso del suolo e dei percorsi di esposizione. In questo modo, la normativa italiana si è allineata alle Linee guida comunitarie sull'Environmental Risk Assessment e alle raccomandazioni dell'European Environment Agency (EEA) in materia di gestione sostenibile dei suoli contaminati.

Il recepimento della Direttiva 2004/35/CE ha inoltre comportato un rafforzamento delle responsabilità amministrative e penali per i soggetti inadempienti. In particolare, l'art. 245 del TUA stabilisce che, in assenza del responsabile dell'inquinamento, l'amministrazione pubblica competente debba intervenire in via sostitutiva, rivalendosi successivamente sui soggetti obbligati. Tale meccanismo garantisce l'effettività del principio di precauzione e la continuità degli interventi di risanamento, anche nei casi di abbandono o insolvenza del responsabile.

Oltre alla Direttiva 2004/35/CE, il Testo Unico Ambientale recepisce anche altri atti normativi europei rilevanti, tra cui la Direttiva 2000/60/CE (Water Framework Directive), che impone la tutela integrata delle acque sotterranee in relazione al suolo, e la Direttiva 1999/31/CE sulle discariche di rifiuti, che ha contribuito a definire i criteri di gestione dei materiali derivanti dalle operazioni di bonifica.

Negli anni successivi, il TUA è stato oggetto di numerose modifiche e aggiornamenti volti a migliorare la coerenza con l'evoluzione del diritto europeo e con le esigenze operative delle amministrazioni locali. Tra le più significative si ricordano il D.Lgs. 4/2008 e il D.Lgs. 205/2010, che hanno affinato le procedure

di autorizzazione e controllo, rafforzando la collaborazione tra autorità ambientali, enti territoriali e operatori economici.

Nel suo complesso, il D.Lgs. 152/2006 rappresenta un punto di convergenza tra diritto ambientale europeo e governance nazionale del territorio: un quadro normativo che non si limita a disciplinare la bonifica dei suoli contaminati, ma che promuove una gestione integrata delle risorse ambientali in coerenza con i principi di sviluppo sostenibile, responsabilità e prevenzione sanciti dall'Unione Europea.

POLITICHE E NORMATIVE REGIONALI IN MATERIA DI BONIFICA E RECUPERO DEI SUOLI

Nel quadro delineato dalla normativa nazionale e dagli indirizzi europei, le Regioni italiane rivestono un ruolo strategico nella definizione e attuazione delle politiche di bonifica dei siti contaminati, di recupero dei suoli degradati e di riduzione del consumo di suolo.

Ciascuna Regione ha sviluppato strumenti legislativi, pianificatori e finanziari specifici, con l'obiettivo di integrare la tutela del suolo all'interno delle proprie strategie di sviluppo sostenibile.

Negli ultimi due decenni, il quadro normativo regionale ha conosciuto una progressiva evoluzione verso modelli di governance integrata del territorio, allineandosi con i principi europei del Green Deal e della EU Soil Strategy for 2030. Questi modelli pongono al centro la rigenerazione del suolo come leva di sostenibilità, coesione territoriale e competitività locale.

Sul piano normativo, diverse Regioni hanno introdotto leggi quadro finalizzate alla rigenerazione urbana e alla riduzione del consumo di suolo. Tra le esperienze più rilevanti si segnalano:

(i) L.R. 31/2014 della Lombardia, prima legge organica in Italia in materia di riduzione del consumo di suolo e riqualificazione del suolo degradato;

(ii) L.R. 14/2017 del Veneto, che disciplina il contenimento del consumo di suolo attraverso una pianificazione multilivello;

(iii) L.R. 24/2017 dell'Emilia-Romagna, che promuove la rigenerazione del territorio urbanizzato in ottica dell'obiettivo di "consumo di suolo netto zero entro il 2050";

(iv) L.R. 16/2018 del Piemonte, che incentiva il riuso e la riqualificazione dell'edificato;

(v) L.R. 7/2017 del Lazio, orientata alla rigenerazione urbana e al recupero edilizio con procedure semplificate e strumenti di partenariato pubblico-privato.

Anche altre Regioni, come Toscana, Puglia, Marche e Sardegna, hanno inserito nei propri ordinamenti misure volte a privilegiare la rigenerazione del tessuto urbano esistente e il riuso delle aree dismesse.

Parallelamente, tutte le Regioni hanno elaborato Piani regionali di bonifica o sezioni dedicate all'interno dei Piani regionali di gestione dei rifiuti (PRGR), in attuazione del D.Lgs. 152/2006. Tali strumenti definiscono sulla base del database MOSAICO redatto da ISPRA l'elenco dei siti contaminati e potenzialmente contaminati, le priorità di intervento, le modalità tecniche di caratterizzazione e risanamento, nonché i meccanismi di finanziamento e di cooperazione istituzionale.

Tra le esperienze più avanzate si distinguono quelle di Emilia-Romagna, Lombardia, Veneto e Piemonte, che hanno istituito sistemi regionali di anagrafe e monitoraggio dei siti contaminati, integrati con i rispettivi strumenti di pianificazione territoriale.

A livello operativo, molte Regioni hanno introdotto misure di incentivazione per favorire la bonifica e il riuso dei suoli: riduzioni o esenzioni degli oneri di urbanizzazione per interventi su aree dismesse, meccanismi di perequazione ecologica e urbanistica, fondi rotativi e contributi per la messa in sicurezza dei siti pubblici, nonché accordi di programma per la gestione integrata di aree complesse o di interesse strategico.

Tali strumenti sono spesso sostenuti da risorse provenienti dai Fondi strutturali europei (FESR e FSE+) e, più recentemente, dal Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza (PNRR), che attraverso la Missione 2 "Rivoluzione verde e transizione

ecologica" e la Missione 5 "Inclusione e coesione" ha destinato ingenti risorse alla bonifica di siti industriali dismessi e alla rigenerazione urbana sostenibile.

Un aspetto di particolare rilievo riguarda il recepimento del termine "*brownfield*" nei testi normativi regionali italiani. L'analisi condotta sui testi legislativi, deliberativi e pianificatori ufficiali mostra che l'uso esplicito del lemma "*brownfield*" è estremamente limitato.

Il termine compare in modo coerente con la definizione europea solo nel Piano Regionale di Gestione dei Rifiuti e Bonifica delle Aree Inquinate (PRRB 2022-2027) dell'Emilia-Romagna, dove viene impiegato per designare le aree industriali dismesse oggetto di strategie di recupero e rigenerazione territoriale.

In Lombardia e Veneto se ne riscontra un uso parziale in allegati tecnici e glossari dei rispettivi piani regionali, mentre nella quasi totalità delle altre Regioni prevale la terminologia italiana tradizionale "aree dismesse", "siti contaminati", "aree degradate".

Questa evidenza suggerisce che, pur avendo le Regioni italiane ampiamente recepito gli indirizzi sostanziali delle politiche europee sul recupero dei suoli, la terminologia specifica "*brownfield*" non è stata ancora pienamente incorporata nel linguaggio giuridico-amministrativo regionale. Tale analisi conduce ad un risultato rilevante dal punto di vista del recepimento del termine *Brownfield*, non come semplice traduzione ma come concetto a sé stante.

Nel complesso, il quadro regionale italiano evidenzia una crescente convergenza verso modelli di gestione integrata del suolo, che coniugano bonifica, rigenerazione urbana e contenimento del consumo di suolo.

3.4 ANALISI DELLA LETTERATURA SUI MODELLI DI RICONVERSIONE DEI *BROWNFIELD*

La riconversione dei *brownfield* rappresenta, come abbiamo visto precedentemente, una questione rilevante nella pianificazione territoriale attuale. Si tratta di spazi urbani o periurbani caratterizzati da dismissione produttiva, contaminazione o sottoutilizzo, che generano spesso impatti negativi di tipo ambientale, sociale ed economico. Allo stesso tempo, tali aree costituiscono una risorsa strategica per la rigenerazione delle città, poiché offrono

opportunità di riqualificazione del patrimonio territoriale esistente e di riduzione del consumo di nuovo suolo.

La complessità dei processi di riconversione richiede l'impiego di strumenti analitici e metodologici capaci di integrare diverse dimensioni della sostenibilità. Le decisioni relative alla bonifica, al riuso e alla pianificazione dei *brownfield* implicano infatti la valutazione simultanea di aspetti ambientali, economici, urbanistici e sociali, e coinvolgono una pluralità di attori pubblici e privati. In tale prospettiva, i modelli di analisi e di supporto decisionale rappresentano strumenti fondamentali per gestire questa complessità, consentendo di formalizzare i processi di valutazione e di rendere più trasparenti e replicabili le scelte di pianificazione.

Negli ultimi anni, la crescente disponibilità di dati territoriali, l'evoluzione delle tecnologie digitali e l'attenzione verso le politiche di land recycling hanno favorito lo sviluppo di un'ampia gamma di approcci metodologici per la gestione e la valutazione delle aree dismesse. Questi modelli si differenziano per struttura, scala di applicazione e finalità: alcuni sono orientati alla valutazione economica e finanziaria della riconversione, altri alla mappatura spaziale e ambientale dei siti, altri ancora alla costruzione di framework integrati di pianificazione o di sistemi di supporto multicriteriale. L'analisi che segue si propone di ricostruire in modo sistematico il panorama dei modelli proposti in letteratura per la riconversione dei *brownfield*, con l'obiettivo di individuare le principali categorie metodologiche, le tendenze emergenti e le criticità ancora aperte.

3.4.1 METODOLOGIA DELLA REVISIONE

L'analisi dei modelli di riconversione dei *brownfield* è stata condotta attraverso una revisione sistematica della letteratura scientifica, finalizzata a individuare e classificare i principali approcci metodologici adottati negli ultimi quindici anni. L'obiettivo della revisione è quello di costruire un quadro aggiornato delle tendenze di ricerca e degli strumenti di supporto utilizzati nella pianificazione, nella valutazione e nella gestione dei processi di rigenerazione delle aree dismesse.

3.4.2 PIANIFICAZIONE DELLA REVISIONE

La fase di pianificazione della revisione sistematica ha rappresentato il momento fondamentale di definizione dell'impostazione metodologica e degli obiettivi conoscitivi dello studio. L'intento principale è stato quello di individuare e analizzare in modo strutturato i contributi scientifici che affrontano il tema della riconversione dei *brownfield* da una prospettiva modellistica e metodologica. In particolare, la revisione è stata orientata alla ricostruzione delle principali linee di ricerca che hanno sviluppato modelli, strumenti analitici o framework decisionali applicati ai processi di rigenerazione dei *brownfield*.

La metodologia adottata si ispira ai principi del protocollo PRISMA (Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses), utilizzato per garantire la trasparenza e la riproducibilità delle revisioni sistematiche. Questo approccio consente di definire in modo rigoroso le fasi di identificazione, selezione e analisi delle fonti, assicurando la tracciabilità del percorso logico seguito nella costruzione del campione bibliografico. La revisione, pertanto, è stata impostata secondo un processo progressivo di pianificazione, ricerca e organizzazione dei dati, in cui ciascuna fase risponde a criteri di coerenza e verificabilità.

La pianificazione ha previsto, in primo luogo, la definizione degli obiettivi generali della ricerca, volti a esplorare la letteratura scientifica esistente per comprendere come i processi di rigenerazione dei *brownfield* siano stati rappresentati, modellizzati e supportati da strumenti decisionali. L'obiettivo specifico è stato quello di individuare le diverse categorie di modelli proposte, le loro principali caratteristiche metodologiche e i contesti applicativi in cui tali approcci sono stati sperimentati.

Un aspetto chiave legato alla fase di pianificazione ha riguardato la definizione dei criteri di selezione dei documenti, articolati in criteri primari e secondari. I criteri primari si riferiscono alle caratteristiche formali delle fonti, come la tipologia del documento, la lingua, il periodo di pubblicazione e l'accessibilità del testo completo. Tali criteri assicurano l'inclusione di contributi scientificamente validi e comparabili, pubblicati in riviste indicizzate e sottoposte a revisione paritaria. I criteri secondari, invece, riguardano la coerenza dei

contenuti rispetto agli obiettivi di ricerca e la qualità metodologica delle analisi presentate, con particolare attenzione alla presenza di elementi di modellizzazione, valutazione o pianificazione nel contesto della rigenerazione dei *brownfield*.

La Tabella 3-1 sintetizza i processi di inclusione ed esclusione applicati durante la selezione delle fonti.

Tabella 3-1-Criteri di inclusione ed esclusione

Livello	Tipo di criterio	inclusione	esclusione
Primary criteria	Database e tipo di documento	Articoli scientifici pubblicati in riviste indicizzate Scopus (Elsevier).	Duplicati, conference papers, review papers, libri e capitoli di libro.
	Contenuto e ambito tematico	Articoli che trattano *brownfield* e presentano o applicano un modello, metodo o framework per la riconversione o rigenerazione territoriale.	Articoli privi di riferimento esplicito sia ai *brownfield* sia a un approccio metodologico o modellistico.
	Lingua di pubblicazione	Pubblicati in inglese.	Articoli in altre lingue.
	Periodo di pubblicazione	Pubblicati tra il 2010 e il 2026.	Pubblicati prima del 2010.
	Accessibilità	Full-text disponibile online tramite accesso Open Access.	Articoli non disponibili integralmente o con accesso limitato.
Secondary criteria	Rilevanza rispetto all'obiettivo di ricerca	Studi con un obiettivo coerente con la valutazione o la pianificazione della rigenerazione dei *brownfield*.	Studi non pertinenti all'obiettivo di ricerca o focalizzati su aspetti tecnici non modellistici (es. caratterizzazione chimica o ingegneristica del suolo).

Livello	Tipo di criterio	inclusione	esclusione
	Validità e completezza delle informazioni	Articoli che presentano una descrizione chiara del metodo, delle variabili considerate e del contesto di applicazione.	Contributi incompleti, privi di dettagli metodologici o di validazione empirica.

La fase di conduzione della revisione ha tradotto sul piano operativo le scelte metodologiche definite in sede di pianificazione, attraverso la ricerca e la selezione sistematica dei contributi scientifici pertinenti al tema della riconversione dei ***brownfield***. La consultazione è stata effettuata all'interno del database Scopus (Elsevier), che offre un'ampia copertura interdisciplinare e un'elevata qualità delle fonti indicizzate. La ricerca è stata svolta nel mese di febbraio 2026 mediante la funzione ***Advanced Search***, formulando una query capace di combinare i principali termini associati ai ***brownfield*** con parole chiave riferite a modelli, framework metodologici e strumenti decisionali. L'obiettivo era quello di individuare pubblicazioni che affrontassero la rigenerazione delle aree dismesse in una prospettiva analitica e metodologica, includendo sia studi applicativi sia contributi di carattere teorico.

La stringa di ricerca utilizzata è la seguente: `TITLE-ABS-KEY(("brownfield*" OR "post-industrial site*" OR "contaminated land" OR "abandoned industrial site*") AND ("redevelopment" OR "regeneration" OR "land recycling" OR "land reuse" OR "land restoration" OR "urban renewal") AND ("model*" OR "framework" OR "approach" OR "method*" OR "tool" OR "decision support system" OR "multi-criteria" OR "MCDA" OR "MCDM" OR "AHP" OR "TOPSIS" OR "fuzzy logic" OR "GIS" OR "spatial analysis" OR "system dynamics" OR "agent-based"))AND PUBYEAR > 2009 AND PUBYEAR < 2027`

L'interrogazione ha restituito 769 documenti**,** successivamente esportati in formato ***CSV*** per consentirne la gestione e la verifica. Ogni record includeva le principali informazioni bibliografiche, quali titolo, autori, anno, abstract, parole chiave, rivista e identificativo DOI. A partire dal set iniziale, è stato attivato un processo di selezione progressivo finalizzato a garantire la pertinenza e la qualità dei contributi inclusi nella revisione. Sono stati esclusi i documenti duplicati, non

redatti in lingua inglese o privi di abstract, ottenendo un primo sottoinsieme di 748 articoli. La selezione è poi proseguita limitando l'analisi ai soli documenti classificati come *Article*, per un totale di 475 pubblicazioni. Infine, sono stati considerati unicamente gli articoli Open Access, al fine di assicurare la disponibilità del testo completo e la trasparenza del processo di analisi. Il campione finale è risultato composto da 238 contributi. Il processo di selezione si è basato sulle fasi operative previste dal modello PRISMA (Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses), che consentono di rendere espliciti i passaggi di identificazione, screening, selezione e inclusione dei documenti. Le diverse fasi del processo sono sintetizzate nella Tabella 2.

Fase	Descrizione	Numero di articoli
Identificazione	Risultati totali individuati su Scopus	769
Screening linguistico e abstract	In inglese e con abstract disponibile	748
Selezione per tipo di documento	Solo *Article* e *Review*	475
Verifica dell'accesso	Solo articoli *Open Access*	238
Articoli inclusi nella revisione finale		238

Il risultato finale del processo ha prodotto un insieme di documenti che rappresenta la base di letteratura su cui si fonda l'analisi dei modelli di riconversione dei ***brownfield***, consentendo di ricostruire in modo sistematico le principali tendenze metodologiche presenti nella letteratura recente.

A seguito dell'applicazione dei criteri primari di selezione, il campione risultante era costituito da 238 articoli scientifici Open Access pubblicati tra il 2010 e il 2026. Tale insieme rappresentava la base potenziale della revisione; tuttavia, in coerenza con l'obiettivo specifico dello studio – focalizzato sui modelli decisionali per la riconversione dei *brownfield* – si è reso necessario un ulteriore processo di selezione qualitativa.

La seconda fase di screening è stata finalizzata a verificare la presenza effettiva di una componente modellistica strutturata e il suo orientamento al supporto

decisionale nei processi di rigenerazione territoriale. Questa fase è stata articolata in due passaggi progressivi.

SCREENING DI PRIMO LIVELLO: VERIFICA DELLA COMPONENTE MODELLISTICA

Il primo filtro ha riguardato la presenza, all'interno dell'abstract, di un riferimento esplicito a modelli, framework metodologici, strumenti analitici o sistemi di supporto alle decisioni. L'obiettivo era escludere contributi puramente descrittivi o analitici privi di una formalizzazione metodologica.

Sono stati inclusi gli articoli che:

(i) proponevano o applicavano un modello strutturato;
(ii) utilizzavano approcci multicriteriali (MCDA/MCDM);
(iii) sviluppavano sistemi di supporto alle decisioni (DSS);
(iv) integravano strumenti GIS con procedure valutative;
(v) implementavano modelli dinamici o simulativi.

Sono stati esclusi:

(i) studi descrittivi privi di formalizzazione;
(ii) analisi storiche o normative;
(iii) contributi tecnico-ingegneristici focalizzati esclusivamente sulla bonifica;
(iv) rassegne narrative senza struttura analitica.

Un'ulteriore verifica qualitativa, volta a escludere contributi metodologicamente deboli o solo marginalmente strutturati, ha portato alla definizione di un sottoinsieme di 192 articoli coerenti sotto il profilo della formalizzazione metodologica.

SCREENING DI SECONDO LIVELLO: VERIFICA DELL'ORIENTAMENTO DECISIONALE

Il secondo filtro ha riguardato la coerenza del modello rispetto ai processi di riconversione e pianificazione dei *brownfield*. Non tutti i modelli applicati a siti contaminati, infatti, risultano orientati alla scelta tra alternative di riuso o alla definizione di strategie di rigenerazione.

In questa fase sono stati inclusi esclusivamente gli studi in cui l'abstract dichiarava esplicitamente che il modello:

(i) supportava decisioni di riconversione o rigenerazione;
(ii) consentiva la valutazione comparativa di alternative di riuso;
(iii) permetteva la prioritizzazione di siti *brownfield*;
(iv) integrava dimensioni ambientali, economiche o sociali finalizzate alla pianificazione territoriale.

Sono stati esclusi gli articoli in cui il modello risultava limitato:

(i) alla sola valutazione del rischio ambientale;
(ii) alla progettazione di tecniche di bonifica;
(iii) ad analisi ingegneristiche prive di connessione con le scelte di riuso;
(iv) a valutazioni non orientate al supporto decisionale.

L'applicazione di tale criterio ha condotto alla selezione di 94 articoli che, sulla base della lettura di titolo e abstract, risultavano esplicitamente orientati al supporto delle decisioni di riconversione dei *brownfield*.

Il processo di raffinamento progressivo del campione bibliografico ha condotto a una significativa riduzione del numero iniziale di contributi, attraverso l'applicazione sequenziale dei criteri metodologici definiti nella fase di pianificazione. A partire dai 238 articoli Open Access selezionati in seguito ai criteri primari, è stato innanzitutto verificato il possesso di una componente modellistica esplicita, ossia la presenza di un modello strutturato, di un framework metodologico formalizzato o di uno strumento analitico orientato al supporto decisionale.

Successivamente, è stata condotta un'ulteriore valutazione qualitativa volta a escludere gli studi che, pur presentando elementi metodologici, risultavano privi di una sufficiente coerenza strutturale o di una formalizzazione adeguata rispetto agli obiettivi della revisione. Questo passaggio ha portato alla definizione di un sottoinsieme di 192 articoli metodologicamente coerenti, caratterizzati da una descrizione chiara dell'impianto analitico e da un livello minimo di strutturazione del modello proposto.

Infine, è stato applicato un secondo filtro sostanziale, finalizzato a verificare l'effettivo orientamento decisionale dei modelli rispetto ai processi di

riconversione e rigenerazione dei *brownfield*. In questa fase sono stati inclusi esclusivamente i contributi in cui l'abstract dichiarava esplicitamente che il modello era concepito per supportare scelte di pianificazione, valutare alternative di riuso, prioritizzare siti dismessi o definire strategie di rigenerazione territoriale. Sono stati pertanto esclusi gli studi limitati alla sola analisi del rischio ambientale, alla progettazione di tecniche di bonifica o a valutazioni tecnico-ingegneristiche prive di un collegamento diretto con le decisioni di riuso.

Al termine di questo processo di selezione secondaria, il campione è risultato composto da 94 articoli che, sulla base della lettura sistematica di titolo e abstract, presentano un chiaro orientamento al supporto decisionale nella riconversione dei *brownfield*. Tale insieme costituisce il nucleo di letteratura rilevante per l'analisi approfondita dei modelli decisionali applicati ai processi di rigenerazione territoriale e rappresenta la base metodologica su cui si sviluppa la successiva fase di classificazione e comparazione dei contributi.

SCREENING FINALE

A seguito dello screening secondario, il campione risultante era costituito da 94 articoli che, sulla base della lettura di titolo e abstract, dichiaravano esplicitamente un orientamento al supporto decisionale nei processi di riconversione e rigenerazione dei *brownfield*. Tuttavia, un'analisi più approfondita ha evidenziato la necessità di introdurre un ulteriore livello di selezione qualitativa, finalizzato a verificare non soltanto la presenza di un orientamento decisionale, ma la centralità della riconversione dei *brownfield* rispetto all'impianto modellistico dei contributi.

Non tutti gli studi che dichiarano un supporto alla decisione, infatti, presentano la rigenerazione dei *brownfield* come oggetto primario della ricerca. In alcuni casi, il *brownfield* rappresenta un contesto applicativo tra altri possibili ambiti; in altri, il modello è concepito in modo generico per la pianificazione urbana o territoriale e solo successivamente applicato a un sito dismesso; in ulteriori situazioni, la dimensione della riconversione risulta marginale rispetto a obiettivi più ampi di carattere ambientale o metodologico. Per garantire la piena coerenza tra il

campione bibliografico e l'obiettivo specifico della revisione, è stato pertanto introdotto un terzo livello di screening, volto a valutare la centralità tematica del contributo.

Tale verifica è stata condotta attraverso una checklist articolata in tre dimensioni:

(i) la centralità del problema di ricerca, ossia la presenza esplicita della rigenerazione o riconversione dei *brownfield* come oggetto principale dello studio;

(ii) la specificità del modello rispetto al contesto dei *brownfield*, verificando se esso fosse progettato o adattato specificamente per tale ambito e non semplicemente applicato in modo occasionale;

(iii) l'orientamento dell'output alla scelta tra alternative di riuso, strategie di sviluppo o priorità di intervento riferite ai siti dismessi.

Sono stati considerati "centrali" esclusivamente i contributi che soddisfacevano la condizione di centralità tematica e presentavano almeno un ulteriore elemento di specificità o orientamento decisionale mirato. I contributi nei quali il *brownfield* rappresentava un ambito applicativo secondario o in cui il modello non risultava specificamente strutturato per la riconversione sono stati classificati come semi-centrali o periferici e non inclusi nel nucleo principale dell'analisi comparativa.

L'applicazione di questo terzo livello di screening ha condotto alla selezione finale di 54 articoli, nei quali la modellizzazione della riconversione dei *brownfield* costituisce l'oggetto centrale della ricerca. Tale sottoinsieme rappresenta il nucleo tematico e metodologico più coerente con gli obiettivi della presente revisione e costituisce la base per l'analisi tipologica, strutturale e critica sviluppata nei paragrafi successivi.

Con questo passaggio, il processo di selezione si configura come un percorso di raffinamento progressivo, orientato a garantire non solo la qualità metodologica dei contributi inclusi, ma anche la piena aderenza tra il campione finale e la specifica domanda di ricerca che guida lo studio.

3.4.3 ANALISI BIBLIOMETRICA DEL CORPUS

Questa sezione presenta un'analisi bibliometrica descrittiva del corpus finale di 54 articoli selezionati tramite revisione sistematica (2010–2026). L'obiettivo è

caratterizzare la letteratura rilevante in termini di: (i) distribuzione temporale delle pubblicazioni; (ii) sedi editoriali maggiormente rappresentate; (iii) provenienza geografica della ricerca. La provenienza geografica è definita sulla base del paese di affiliazione del primo autore (o del gruppo di ricerca principale), considerato indicatore della "conduzione" dello studio.

Il corpus finale copre un periodo di 17 anni (2010–2026) e risulta pubblicato su 36 riviste differenti, confermando la natura interdisciplinare del tema, collocato all'intersezione tra pianificazione territoriale, gestione ambientale, sostenibilità e strumenti di supporto decisionale. La distribuzione editoriale risulta ampia, ma non uniforme, con una concentrazione parziale su alcune sedi ricorrenti.

Dal punto di vista geografico, gli articoli sono stati condotti da istituzioni afferenti a 19 paesi, con una presenza più marcata in specifici contesti nazionali e una minore rappresentazione di altri, evidenziando una possibile polarizzazione della produzione scientifica.

La distribuzione temporale mostra un'evoluzione non lineare ma chiaramente concentrata negli anni più recenti. In particolare, il 70,4% degli articoli (38 su 54) è pubblicato a partire dal 2018, indicando una fase di espansione e consolidamento del filone negli ultimi anni.

Il picco di pubblicazioni si registra nel 2023 con 10 articoli, seguito dal 2018 con 8 articoli. Nel periodo iniziale (2010–2015) la produzione è più contenuta e frammentata, mentre dal 2016 in avanti si osserva un progressivo incremento, coerente con la crescente attenzione verso politiche di rigenerazione e land recycling; la maturazione di approcci quantitativi (MCDA, DSS, GIS-based) applicati a problemi complessi e multi-attore come i *brownfield*.

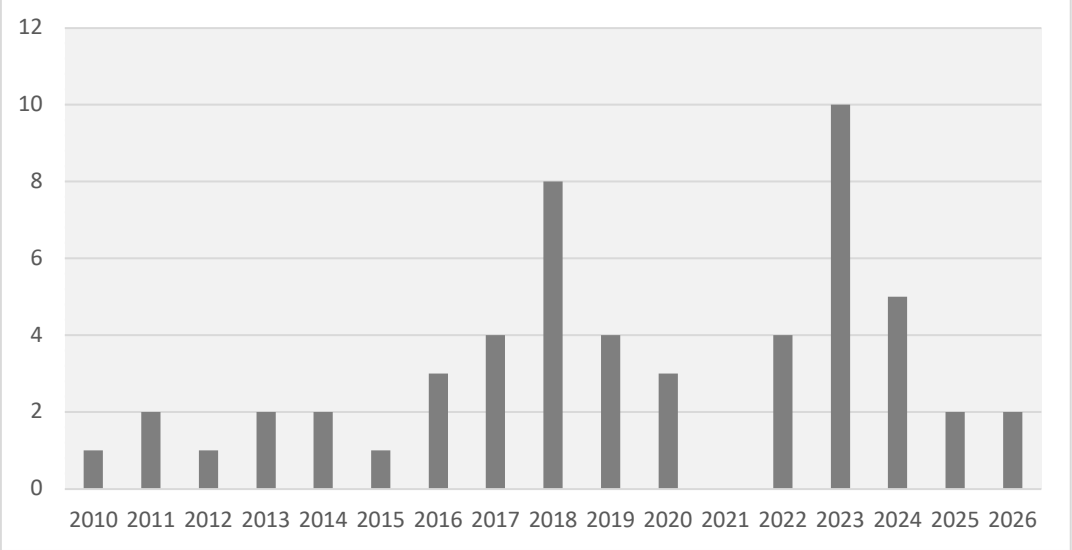


Figura 3-4-n° di pubblicazioni per anno

I 54 articoli sono distribuiti su 36 riviste, ma con una concentrazione significativa su alcune sedi. Le tre riviste più rappresentate sono rappresentate in Figura 3-5. Il dato relativo al totale delle riviste suggerisce un equilibrio tra dispersione interdisciplinare, ovvero molte riviste con uno o pochi contributi, che è sintomo dell'aspetto interdisciplinare proprio dei *brownfield*.

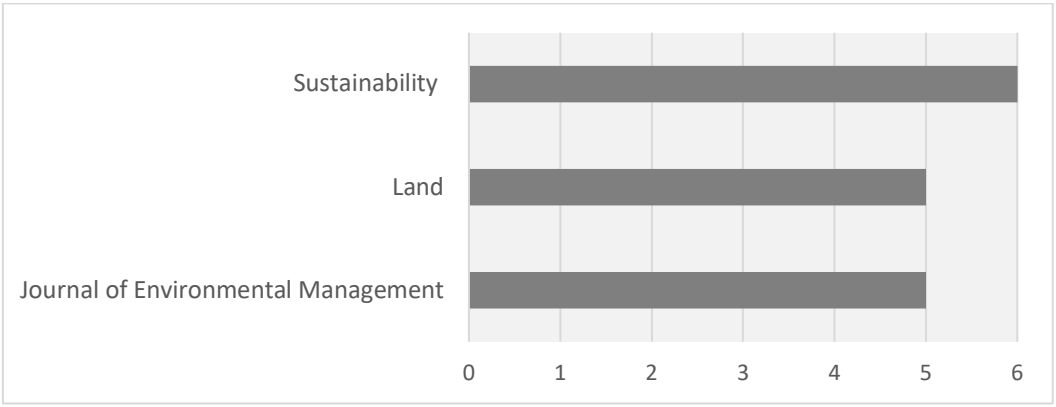


Figura 3-5-n° di pubblicazioni per rivista (principali)

La distribuzione per paese mostra una concentrazione su pochi contesti nazionali. I paesi con maggiore presenza nel corpus sono rappresentati nel grafico. I primi tre paesi (Cina, Regno Unito, Italia) coprono il 44,4% del totale, mentre i primi cinque paesi (aggiungendo Repubblica Ceca e Taiwan) raggiungono il 61,1%. Questo quadro indica che la produzione scientifica è guidata soprattutto da un numero ristretto di Paesi. La concentrazione può essere collegata alla forte attenzione al tema nei contesti europei post-industriali, alla rapida crescita degli studi basati su modelli e analisi dei dati nei Paesi asiatici e

alla presenza di gruppi di ricerca consolidati specializzati in strumenti come MCDA, GIS e sistemi di supporto alle decisioni applicati alla rigenerazione urbana.

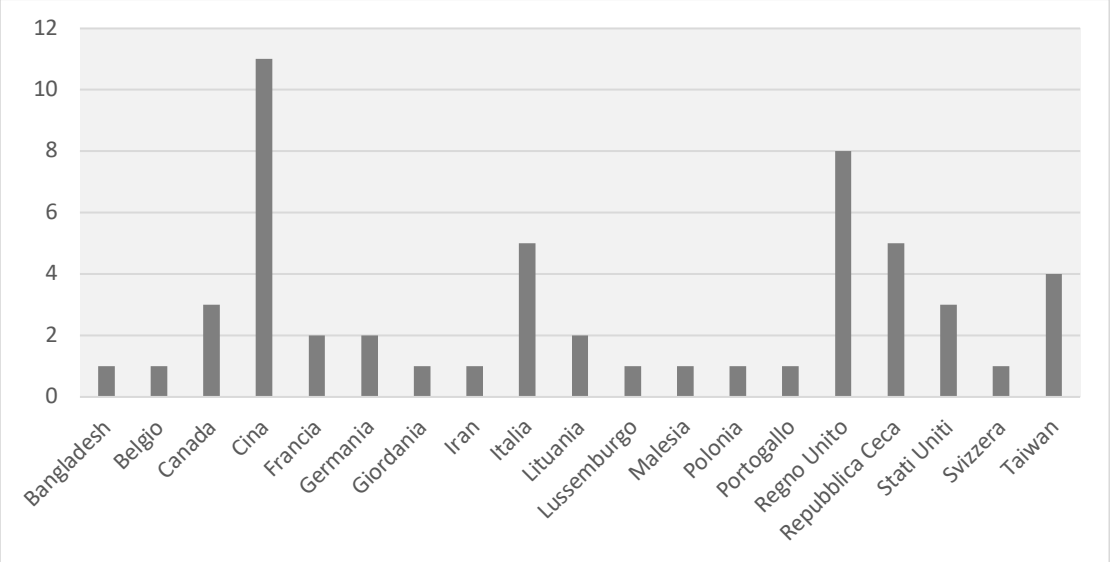


Figura 3-6-n° di pubblicazioni per Paese

L'analisi delle parole chiave è stata condotta considerando le dodici keyword più ricorrenti nel corpus finale, opportunamente normalizzate al fine di eliminare ridondanze terminologiche e uniformare varianti lessicali (ad esempio singolare/plurale o acronimi e forme estese). Oltre alla frequenza di occorrenza, è stata analizzata la struttura delle co-occorrenze tra le keyword, al fine di individuare le relazioni tematiche più significative e la configurazione concettuale della letteratura.

I risultati mostrano innanzitutto una forte centralità del termine *brownfield redevelopment*, che presenta i valori di co-occorrenza più elevati con quasi tutte le altre keyword considerate. Tale evidenza conferma la coerenza del corpus selezionato: la riconversione dei *brownfield* non rappresenta un semplice contesto applicativo, ma costituisce l'oggetto primario e strutturante della ricerca. Le varianti terminologiche correlate (*brownfield* e *brownfield site*) risultano strettamente interconnesse, delineando un nucleo tematico compatto e ben definito.

Accanto a questo nucleo oggettuale emerge con chiarezza una seconda dimensione, di natura metodologica, centrata sui concetti di *decision making*,

decision support system e *multicriteria decision analysis*. Le elevate co-occorrenze tra questi termini evidenziano come la letteratura tenda a interpretare la riconversione dei *brownfield* come un problema decisionale complesso, caratterizzato dalla necessità di confrontare alternative di riuso, integrare criteri eterogenei e formalizzare processi valutativi. In particolare, la stretta relazione tra decision making e strumenti di supporto (DSS) suggerisce una crescente attenzione verso modelli strutturati e replicabili, capaci di rendere trasparente il processo di scelta.

Una terza dimensione tematica riguarda la componente territoriale e pianificatoria, espressa attraverso le keyword *land use planning* e *geographic information system*. Le connessioni tra GIS, sistemi di supporto decisionale e pianificazione dell'uso del suolo indicano che la dimensione spaziale non è trattata come elemento accessorio, ma come parte integrante dell'architettura dei modelli. L'integrazione tra strumenti multicriteriali e analisi spaziale appare quindi come una delle configurazioni metodologiche più consolidate nel corpus esaminato, soprattutto nei processi di prioritizzazione dei siti e valutazione di idoneità territoriale.

Infine, l'analisi evidenzia una componente rilevante legata alla sostenibilità, rappresentata dalle keyword *sustainable development*, *sustainability assessment* e *stakeholder engagement*. La frequente associazione tra sviluppo sostenibile e processi decisionali suggerisce che i modelli proposti non si limitano a valutazioni tecnico-economiche, ma mirano a integrare dimensioni ambientali, sociali ed economiche in una prospettiva sistemica. Tuttavia, rispetto al nucleo decisionale e spaziale, la dimensione partecipativa – pur presente – appare leggermente meno strutturata, indicando che l'inclusione degli stakeholder rappresenta un ambito ancora in evoluzione rispetto alla formalizzazione degli strumenti analitici.

Nel complesso, la struttura delle co-occorrenze delinea una configurazione articolata attorno a tre poli principali: (i) il polo tematico-oggettuale della riconversione dei *brownfield*; (ii) il polo metodologico-decisionale, incentrato su MCDA e sistemi di supporto; (iii) il polo territoriale e di sostenibilità, che integra pianificazione spaziale e valutazione multidimensionale.

Questa articolazione tematica non solo conferma la coerenza interna del corpus, ma fornisce anche una base interpretativa per la successiva classificazione tipologica dei modelli. I cluster emersi dall'analisi delle parole chiave anticipano infatti le principali categorie metodologiche che verranno discusse nei paragrafi successivi, evidenziando la prevalenza di approcci multicriteriali integrati con strumenti GIS e orientati alla valutazione della sostenibilità nei processi di riconversione dei *brownfield*.

3.4.4 APPROCCI ADOTTATI IN LETTERATURA APPLICATI ALLA RIGENERAZIONE DEI *BROWNFIELD*

L'analisi dei 54 contributi selezionati evidenzia una marcata eterogeneità negli approcci valutativi applicati alla rigenerazione dei *brownfield*, ma al contempo delinea una traiettoria evolutiva riconoscibile. Le valutazioni si distribuiscono lungo sette dimensioni principali: economico-finanziaria, ambientale, sociale, spaziale/territoriale (GIS-based), rischio, governance e decision/modeling. La diversa combinazione delle dimensioni considerate, nel tempo, consente di distinguere tre configurazioni prevalenti: una fase inizialmente settoriale e centrata sulla fattibilità, una fase intermedia di integrazione multicriteriale e una fase recente caratterizzata da territorializzazione e sistematizzazione decisionale. Inizialmente la valutazione appare prevalentemente orientata alla dimensione economico-finanziaria e alla strutturazione di modelli decisionali finalizzati alla gestione dell'incertezza. Il *brownfield* è concepito soprattutto come problema di investimento e di rischio ambientale, con un'attenzione rilevante alla sostenibilità economica dell'intervento e alla conformità tecnico-normativa. Le dimensioni sociale, spaziale e di governance risultano marginali o implicite, mentre il rischio è trattato principalmente come variabile tecnico-ambientale. In questa fase il focus rimane essenzialmente sito-specifico.

Successivamente, si osserva un progressivo ampliamento del perimetro valutativo. La diffusione di approcci multicriteriali e di strumenti di supporto alle decisioni consente di integrare in modo più sistematico dimensioni ambientali, economiche e sociali, affiancate da una crescente formalizzazione del rischio. La dimensione decision/modeling si consolida come infrastruttura

metodologica dei framework valutativi, mentre iniziano a emergere strumenti GIS per la mappatura e la prioritarizzazione preliminare dei siti. La valutazione assume così un carattere esplicitamente multidimensionale, pur mantenendo un forte ancoraggio progettuale.

Negli studi più recenti si registra un cambiamento strutturale: la valutazione non è più limitata alla fattibilità del singolo intervento, ma diviene strumento di pianificazione territoriale e supporto alla governance multilivello. La dimensione spaziale assume un ruolo centrale attraverso l'integrazione sistematica di GIS, suitability analysis, modellazione territoriale, agent-based modeling e sistemi di supporto alle decisioni a scala urbana e regionale. Parallelamente cresce in modo significativo la dimensione sociale, con una maggiore attenzione a giustizia ambientale, partecipazione e impatti redistributivi della rigenerazione. La dimensione del rischio viene progressivamente integrata in chiave sistemica, includendo vulnerabilità territoriale ed esposizione differenziale delle popolazioni. La componente economico-finanziaria, pur perdendo la posizione dominante della fase iniziale, viene incorporata all'interno di framework integrati piuttosto che trattata come asse esclusivo della valutazione. La governance, pur aumentando nel tempo, rimane la dimensione meno formalizzata nei modelli quantitativi, evidenziando una persistente difficoltà di integrazione delle dinamiche istituzionali nei sistemi decisionali.

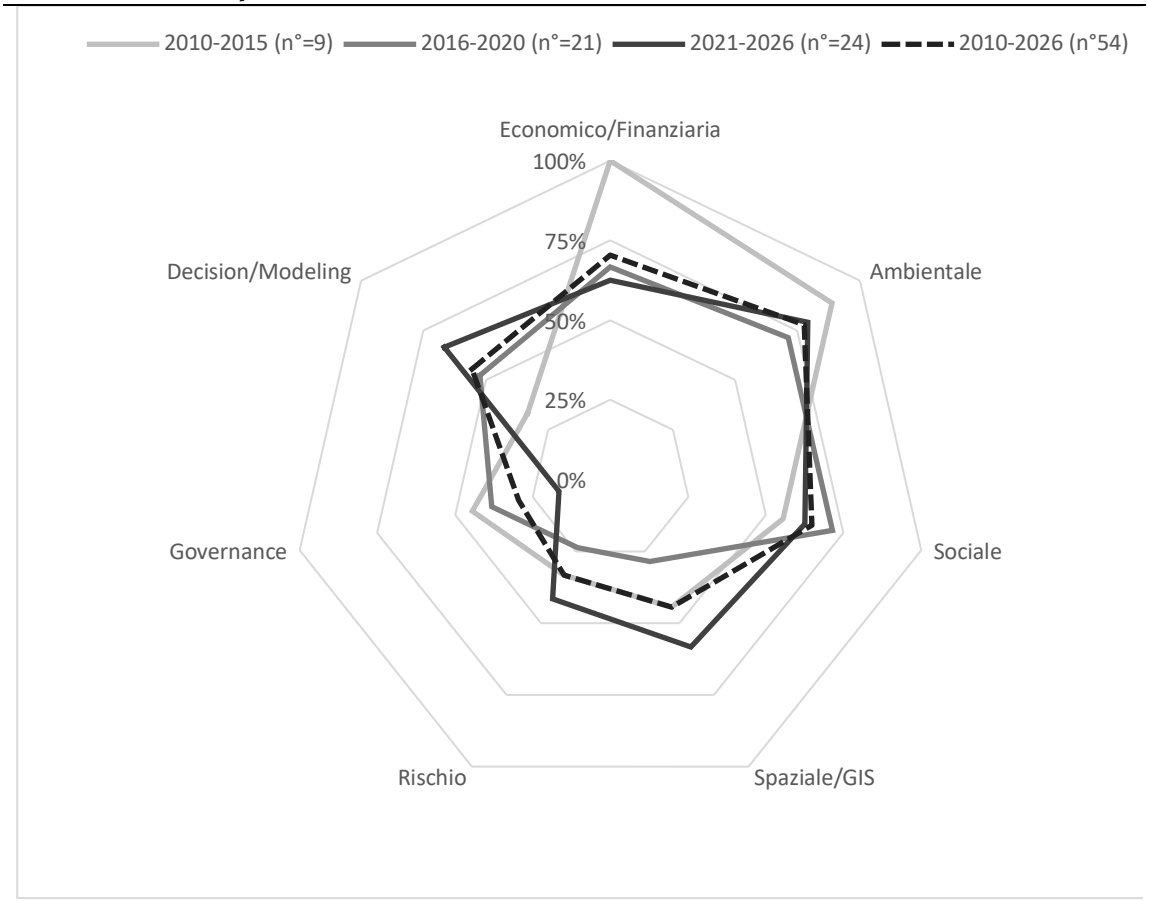


Figura 3-7-Evoluzione delle dimensioni valutative nella letteratura sulla rigenerazione dei brownfield (2010–2026). I valori percentuali indicano la quota di articoli che includono ciascuna dimensione (economico-finanziaria, ambientale, sociale, mappatura spaziale

La Figura 3-7 sintetizza l'evoluzione delle dimensioni considerate nella letteratura nel periodo 2010–2026, distinguendo tre fasi temporali (2010–2015, n=9; 2016–2020, n=21; 2021–2026, n=24). I valori, espressi in percentuale, indicano la quota di studi che includono ciascuna delle sette dimensioni valutative analizzate: economico-finanziaria, ambientale, sociale, spaziale/GIS, rischio, governance e decision/modeling.

Nella fase iniziale (2010–2015) emerge una configurazione fortemente sbilanciata verso la dimensione economico-finanziaria e ambientale. La componente economico-finanziaria è presente nella totalità dei contributi, mentre la dimensione ambientale raggiunge livelli analogamente elevati, segnalando una letteratura fortemente orientata alla strutturazione di modelli per la valutazione della fattibilità incentrati su aspetti ambientali. Le dimensioni sociale e spaziale appaiono invece secondarie, mentre rischio e governance sono trattate in modo parziale o implicito. L'aspetto legato ai modelli decisionali non è stato valutato.

In questa fase la valutazione è principalmente orientata alla fattibilità tecnico-economica del singolo sito e alla gestione ambientale.

Nel periodo 2016–2020 si osserva un riequilibrio progressivo tra le dimensioni considerate. La centralità economico-finanziaria si riduce in termini relativi, pur rimanendo significativa, mentre cresce l'integrazione tra dimensione ambientale, sociale e decisionale. In parallelo, aumenta la formalizzazione della dimensione del rischio, che non è più limitata alla contaminazione ma viene incorporata nei framework multicriteriali. La componente spaziale inizia ad assumere maggiore rilievo attraverso l'utilizzo di GIS e strumenti di analisi territoriale, sebbene non ancora sistematici. La governance rimane la dimensione meno strutturata, ma compare con maggiore frequenza rispetto alla fase precedente. In questa fase la valutazione assume un carattere esplicitamente multidimensionale, sostenuto dalla diffusione di approcci MCDA e sistemi di supporto alle decisioni, pur mantenendo un ancoraggio prevalentemente progettuale e sito-specifico.

La fase più recente (2021–2026) evidenzia un cambiamento strutturale nel profilo valutativo. La dimensione ambientale rimane stabile e centrale, ma si consolida in modo significativo la componente spaziale, che raggiunge il livello più elevato dell'intero periodo, segnalando l'integrazione sistematica di GIS, suitability analysis, modellazione territoriale, agent-based modeling e DSS a scala urbana e regionale. Parallelamente, la dimensione sociale registra una crescita marcata, diventando elemento strutturale dei framework valutativi più recenti, soprattutto in relazione a processi partecipativi, giustizia ambientale e dinamiche di governance collaborativa. La dimensione del rischio si stabilizza come componente ordinaria dei modelli integrati, mentre la dimensione economico-finanziaria perde la posizione dominante della fase iniziale, risultando più frequentemente incorporata all'interno di framework multidimensionali piuttosto che trattata come asse esclusivo della valutazione. La dimensione decision/modeling assume, nella fase più recente, una funzione di integrazione sistemica tra le altre dimensioni. La governance, pur aumentando leggermente nel tempo, continua a rappresentare la componente meno formalizzata nei modelli quantitativi.

Nel complesso, l'evoluzione rappresentata dal radar mostra il passaggio da modelli settoriali e prevalentemente economico-centrati a sistemi valutativi integrati e territorializzati. La valutazione dei *brownfield* non è più concepita esclusivamente come verifica di fattibilità tecnico-economica, ma si configura come dispositivo di supporto alla pianificazione strategica e alla governance multilivello, nel quale le dimensioni ambientale, sociale, economica e territoriale vengono lette in modo interrelato. La sostenibilità emerge così come processo multidimensionale e multilivello, incorporato in framework decisionali spazialmente espliciti e orientato alla costruzione di capacità istituzionale e resilienza territoriale.

L'evoluzione descritta evidenzia senza dubbio un avanzamento metodologico significativo nella letteratura sulla rigenerazione dei *brownfield*. Tuttavia, il grafico mette in luce alcuni aspetti rilevanti. In primo luogo, la crescente sofisticazione degli strumenti di decision/modeling e l'integrazione spaziale non sempre corrispondono a un'effettiva integrazione delle dimensioni istituzionali e di governance. Quest'ultima rimane la componente meno formalizzata, suggerendo una persistente difficoltà nel tradurre la complessità dei processi decisionali multilivello in modelli quantitativi operativi.

In secondo luogo, sebbene la dimensione economico-finanziaria perda la posizione dominante della fase iniziale, essa continua a esercitare un'influenza implicita nella costruzione dei framework valutativi, orientando la selezione dei criteri e la definizione delle priorità. Ciò solleva interrogativi sulla reale capacità dei modelli integrati di superare logiche di efficienza economica a favore di approcci pienamente orientati al territorio e alla sostenibilità.

Infine, la crescente territorializzazione degli strumenti valutativi, mediante GIS e DSS rischia, in assenza di un adeguato ancoraggio istituzionale, di produrre sofisticati dispositivi analitici non sempre accompagnati da pari capacità implementativa. La sfida emergente non riguarda soltanto l'integrazione delle dimensioni ambientali, sociali ed economiche nei modelli, ma la costruzione di architetture decisionali capaci di collegare analisi tecnica, governance multilivello e capacità istituzionale. In questo senso, il passo successivo per la ricerca non appare tanto l'ulteriore raffinamento metodologico, quanto la piena

integrazione tra modellazione, politiche pubbliche e dinamiche di potere che strutturano i processi di rigenerazione urbana.

3.4.5 OBIETTIVI DELLA RICERCA E METODOLOGIE ADOTTATE NELLA LETTERATURA RELATIVAMENTE AI MODELLI DI RIGENERAZIONE DEI *BROWNFIELD*

L'analisi sistematica della letteratura mette alla luce una significativa eterogeneità negli obiettivi perseguiti e negli strumenti metodologici adottati nello studio della rigenerazione dei *brownfield*. Tale eterogeneità non si configura tuttavia come frammentazione disorganica, bensì come espressione di un campo di ricerca progressivamente evoluto, che ha ampliato il proprio perimetro tematico e metodologico in risposta alla crescente complessità dei processi di trasformazione urbana e ambientale.

In una fase iniziale (2010–2014), la letteratura inclusa nel corpus analizzato si è concentrata prevalentemente sulla dimensione ambientale e sulla gestione del rischio, con un'attenzione prioritaria agli aspetti di contaminazione del suolo, alla valutazione della pericolosità e alla definizione di strategie di bonifica e riuso compatibili con il livello di rischio residuo. In questa prospettiva si collocano, ad esempio, i contributi di Hipel et al. [113], orientati alla modellizzazione dei processi decisionali in contesti di conflitto ambientale, di BenDor et al. [114], focalizzati sulle dinamiche della riqualificazione di siti contaminati, nonché gli studi di Aguilar & Černíková [115] e Schädler et al. [116], che integrano valutazioni di sostenibilità e analisi spaziali con la gestione del rischio. Anche i lavori di Morio et al. [117] e Brecheisen & Theis [118] evidenziano un forte legame tra analisi multicriteriale, valutazione economica e processi di bonifica, mentre Doleželová et al. [119] e Klusáček et al. [120] pongono al centro la stima del potenziale di riuso in relazione ai vincoli ambientali e ai livelli di contaminazione.

A partire dal 2016, l'attenzione della letteratura si sposta in modo più sistematico verso la fattibilità economica, la valutazione multicriteriale e l'ottimizzazione delle alternative di riuso, segnando un progressivo superamento dell'impostazione prevalentemente risk-based della fase precedente. In questa nuova configurazione, la rigenerazione dei *brownfield* viene trattata come un

problema decisionale strutturato, nel quale occorre integrare variabili ambientali, economico-finanziarie e territoriali all'interno di framework formalizzati di supporto alle decisioni.

In tale prospettiva si collocano, ad esempio, il *Timbre Brownfield Prioritization Tool* proposto da Pizzol et al. [121], che introduce un sistema di prioritizzazione multicriteriale su scala territoriale, e i contributi di Chen et al. [122], orientati alla valutazione della sostenibilità attraverso modelli integrati e approcci fuzzy. Analogamente, Mateus et al. [123] applicano metodologie di decisione multicriteriale di gruppo per la selezione delle strategie di intervento, mentre Burinskienė et al. [124] approfondiscono il tema della pesatura e della rilevanza dei criteri nel processo valutativo. Limasset et al. [125] mettono in evidenza i "punti critici" nella progettazione di strumenti di prioritizzazione regionale, sottolineando l'importanza della qualità dei dati e della coerenza tra obiettivi politici e struttura del modello.

In questa fase, la valutazione dei *brownfield* non è più limitata alla verifica della compatibilità ambientale o alla stima dei costi di bonifica, ma si configura come un processo comparativo e multi-obiettivo, finalizzato alla selezione ottimale tra alternative di riuso, alla definizione di priorità di intervento e all'allocazione efficiente delle risorse pubbliche e private. Il baricentro della ricerca si sposta dunque dalla gestione del rischio alla costruzione di strumenti decisionali integrati, capaci di supportare scelte complesse in contesti caratterizzati da incertezza, pluralità di attori e conflittualità tra obiettivi.

A partire dal 2021, il dibattito si amplia ulteriormente, incorporando in modo più esplicito dimensioni di governance, equità territoriale, pianificazione strategica e sostenibilità sistemica, oltre a un uso sempre più sofisticato di strumenti spaziali e modelli dinamici. In questa fase, la rigenerazione dei *brownfield* viene interpretata non soltanto come problema di valutazione multicriteriale, ma come processo territoriale complesso, inserito in reti socio-ecologiche multilivello.

Kolosz et al. [126] propongono un avanzamento concettuale dei modelli socio-ecologici applicati ai siti dismessi, evidenziando l'interazione tra sistemi ambientali, attori istituzionali e dinamiche di governance. Feng et al. [127] analizzano la trasformazione di *brownfield* minerari in infrastrutture verdi,

integrando obiettivi ecologici e pianificazione territoriale. Chen & Yang [128] sviluppano un framework di mappatura della sostenibilità allineato agli Sustainable Development Goals, introducendo indicatori spazialmente espliciti e criteri di equità. Hammond et al. [129] presentano un Decision Support System territoriale validato attraverso il coinvolgimento di esperti locali, rafforzando il legame tra modellizzazione e governance operativa. Infine, Zibaei et al. [130] applicano un modello agent-based integrato con GIS per simulare scenari di allocazione d'uso su scala urbana, introducendo una dimensione dinamica e predittiva nella pianificazione dei *brownfield*.

Questa evoluzione segnala un passaggio rilevante: da una prospettiva prevalentemente settoriale e sito-specifica a un approccio sistemico e integrato, nel quale la rigenerazione dei *brownfield* è concepita come problema multi-livello, intersettoriale e profondamente connesso alle strategie di sostenibilità territoriale, alla distribuzione equa dei benefici e alla costruzione di strumenti decisionali spazialmente espliciti.

Dal punto di vista metodologico, tale evoluzione si riflette nell'adozione di un ampio spettro di approcci analitici. Le metodologie possono essere ricondotte a macro-ambiti quali: valutazioni multicriteriali (MCDA), analisi spaziali basate su GIS, sistemi di supporto alle decisioni (DSS), modelli economico-finanziari, Life Cycle Assessment (LCA), modelli dinamici (System Dynamics e Agent-Based Modelling), approcci data-driven, valutazioni dei servizi ecosistemici e metodologie partecipative o qualitative.

Tra gli approcci quantitativi, le metodologie multicriteriali (MCDA) rappresentano una delle categorie più diffuse. Strumenti quali AHP, ELECTRE, TOPSIS, Grey Evaluation e operatori di aggregazione pesata sono impiegati per strutturare problemi decisionali complessi, consentendo la comparazione sistematica tra alternative di riuso o la definizione di ranking di priorità. Tali approcci risultano particolarmente ricorrenti negli studi orientati alla selezione di scenari di riconversione o alla definizione di criteri di sostenibilità integrata.

Parallelamente, l'uso di sistemi informativi geografici (GIS) e di analisi spaziali costituisce un altro asse metodologico centrale. Le tecniche GIS-based sono utilizzate per mappare la distribuzione territoriale dei *brownfield*, valutare la

suitability d'uso, analizzare la prossimità a servizi e infrastrutture, nonché per integrare indicatori ambientali e socio-economici in modelli spazialmente espliciti. In diversi casi, l'integrazione tra MCDA e GIS ha dato luogo a framework decisionali georiferiti, in cui la valutazione multicriteriale è applicata a unità territoriali specifiche.

Un ulteriore gruppo di contributi sviluppa o applica sistemi di supporto alle decisioni (Decision Support Systems – DSS), talvolta implementati in ambiente WebGIS. Questi strumenti formalizzano il processo decisionale e forniscono piattaforme operative per enti pubblici o stakeholder, consentendo la simulazione di scenari alternativi e la valutazione comparativa delle opzioni di intervento. Rispetto agli approcci MCDA "stand-alone", i DSS tendono a incorporare funzionalità interattive e moduli di visualizzazione dinamica.

Sul versante economico-finanziario, diversi studi adottano modelli di valutazione quali analisi costi-benefici, real options, modelli di revenue non lineari e analisi di fattibilità economica. Tali approcci risultano particolarmente rilevanti nei contesti in cui la rigenerazione è analizzata in relazione alla sostenibilità degli investimenti e alla redditività delle operazioni di riuso.

La Life Cycle Assessment (LCA) rappresenta un ulteriore filone metodologico, orientato alla quantificazione degli impatti ambientali lungo l'intero ciclo di vita degli interventi di rigenerazione. In alcuni casi, l'LCA è integrata con la valutazione dei servizi ecosistemici, contribuendo a una lettura sistemica degli effetti ambientali delle strategie di riqualificazione.

Più recentemente, emergono approcci basati su modelli dinamici e data-driven, quali System Dynamics, Agent-Based Modelling (ABM) e algoritmi di machine learning. Tali metodologie introducono una dimensione predittiva e simulativa, consentendo l'analisi di scenari evolutivi e l'esplorazione delle interazioni tra variabili territoriali, attori e politiche pubbliche.

Alla luce della traiettoria evolutiva delineata, il presente paragrafo ha inteso sistematizzare i risultati della revisione attraverso un'analisi strutturata e comparativa del corpus selezionato, perseguendo tre obiettivi principali: (i) individuare le finalità conoscitive e operative che orientano la ricerca internazionale sulla rigenerazione dei *brownfield*; (ii) ricostruire i quadri

metodologici e gli strumenti analitici impiegati per il loro conseguimento; (iii) mettere in evidenza le dinamiche di progressiva integrazione tra modelli valutativi, approcci spaziali e sistemi di supporto alle decisioni.

Tale ricostruzione non si limita a una classificazione tipologica dei contributi, ma mira a evidenziare le linee di convergenza e le persistenti discontinuità teorico-metodologiche che caratterizzano il campo. Nel complesso, la letteratura mostra un progressivo miglioramento metodologico e una crescente interconnessione tra strumenti GIS, modelli multicriteriali e strumenti decisionali. Tuttavia, questa evoluzione non si traduce sempre in framework pienamente integrati e operativi per la prioritizzazione territoriale su scala territoriale e interdisciplinare.

Permane infatti una certa frammentazione tra approcci valutativi, strumenti spaziali e modelli decisionali, che raramente confluiscono in modelli capaci di supportare in modo sistemico la selezione comparativa e prioritaria degli interventi. L'analisi condotta costituisce pertanto la premessa indispensabile per l'individuazione delle principali lacune della letteratura, sulle quali si fonda la proposta del modello di prioritizzazione sviluppato nel capitolo successivo.

3.5 MAPPATURA DEI *BROWNFIELD* A LIVELLO NAZIONALE

Nel presente lavoro di tesi è stato affrontato il tema dei *brownfield*, inquadrando il fenomeno a livello internazionale e, in particolar modo, a livello italiano. È stata definita la loro origine, affrontato il tema della loro definizione e dimensione, le normative Europee e Italiane che interessano la tematica più generale delle aree dismesse e da bonificare, sono state inoltre osservate le criticità e le opportunità offerte da tali aree.

Nonostante l'interesse legato al riutilizzo di queste aree sia ampiamente cresciuto negli ultimi anni rispondendo perfettamente al concetto di città sostenibile, limitando l'espansione e riducendo gli impatti ambientali, minore attenzione è stata posta invece sul tema della loro identificazione e, ad oggi, come è stato ampiamente discusso precedentemente non esiste a livello nazionale una mappatura dei *brownfield*.

Il termine *brownfield* si riferisce a una gamma piuttosto ampia di aree contraddistinte da caratteristiche diverse e Governi e Agenzie Nazionali vi assegnano significati differenti, compromettendo la possibilità di realizzare

censimenti utili alla costruzione di un database nazionale ed europeo. I pochi inventari elaborati a scala locale, inoltre, raccolgono dati parziali, non aggiornati e disomogenei, rendevoli quindi difficilmente utilizzabili.

Di seguito viene descritta la metodologia adottata all'interno della tesi di dottorato in coordinazione con il gruppo di lavoro di ENEA per impostare un primo livello di mappatura di *brownfield* a livello italiano, in mancanza di un censimento nazionale rigoroso e completo.

3.5.1 IDENTIFICAZIONE E MAPPATURA DEI *BROWNFIELD*: MANCANZA DI UN CENSIMENTO NAZIONALE

Nonostante l'attenzione ormai consolidata verso il tema dei *brownfield* e verso la necessità di una loro riqualificazione, rispondendo perfettamente al concetto di città sostenibile, minore attenzione è stata posta invece sul tema della loro identificazione e, ad oggi, non esiste a livello nazionale una mappatura dei *brownfield*. Come descritto precedentemente, attualmente non esiste una definizione standardizzata di area dismessa e questo non ha permesso una realistica ricognizione della scala e della natura del problema. Tale gap conoscitivo, tra l'altro, rappresenta un ostacolo per i policy maker i quali, non essendo a conoscenza della presenza di siti in disuso nei territori di propria competenza, non possono prevedere strategie per la loro riconversione. Il termine area dismessa si riferisce infatti a una gamma piuttosto ampia di zone contraddistinte da caratteristiche diverse e Governi e Agenzie Nazionali di diversi Paesi vi assegnano significati differenti, compromettendo la possibilità di realizzare censimenti utili alla costruzione di un database nazionale ed europeo. I pochi inventari elaborati a scala locale, inoltre, raccolgono dati parziali, non aggiornati e disomogenei, rendevoli quindi difficilmente utilizzabili.

Anche analizzando la legislazione italiana, il concetto più prossimo a quello di area dismessa che è possibile rintracciare è quello di "sito contaminato", introdotto dal D.Lgs. 152/2006, art. 240, c. 1, lett. e. Vengono quindi esclusi dalle valutazioni i vuoti intra-urbani costituiti da aree residenziali, commerciali e del terziario in disuso o mai completate, risultato di processi urbani come il decentramento connesso ai cambiamenti demografici, l'espansione urbana, la

preferenza dei cittadini per nuovi tipi di scelte residenziali. L'estensione di queste aree è pari, o talvolta superiore, a quella dei siti industriali dismessi, specie in Paesi come il nostro nei quali il processo di deindustrializzazione risale agli anni '70 e che si trovano oggi ad affrontare principalmente problemi di spopolamento e abbandono. Questo ha compromesso la possibilità di realizzare censimenti utili alla costruzione di un database nazionale, ma anche europeo; i pochi inventari redatti a scala locale fanno riferimento a criteri non comparabili. Fin dagli anni '70, periodo in cui emergono i primi studi sulla deindustrializzazione, le definizioni coniate nei Paesi europei sono state tra loro diversificate o, talvolta, del tutto assenti.

A livello italiano non è quindi disponibile un censimento aggiornato ed esteso a tutto il territorio nazionale in materia di *brownfield*. Sono disponibili solo alcuni database locali per il rilievo delle aree dismesse, non aggiornati e disomogenei. Tra questi, si riportano in Tabella 1 alcuni lavori realizzati a livello regionale volti al censimento delle aree dismesse presenti sul proprio territorio. I diversi censimenti sono stati fatti compilando una scheda di rilevamento che descrive le principali caratteristiche dell'insediamento dismesso (es.: superficie, destinazione funzionale, anno di dismissione, eventuale utilizzo dopo la dismissione, grado di conservazione degli immobili, ecc.). Tale database presentano alcune criticità. In primo luogo, si tratta di siti dismessi in generale, senza distinzione sulla tipologia di sito originario; in secondo lugo, i dati censiti sono parziali e non sono aggiornati. Di conseguenza, tali database non sono attenibili come strumento di indagine.

NOME BANCA DATI	**DESCRIZIONE E CONTENUTI**
REGIONE EMILIA-ROMAGNA	
MOKA, Anagrafe siti contaminati	Mappatura web GIS puntuale dei siti contaminati o potenzialmente contaminati (include anche: distributori di carburante, siti di stoccaggio, aree residenziali, cisterne, aree ferroviarie e aeroportuali)
Elenco dei siti contaminati della regione Emilia Romagna	File EXCEL in cui ci sono informazioni circa il nome del sito, l'ente responsabile del procedimento e le coordinate (Lat e Lon) del sito (aggiornato al 2023)
REGIONE LOMBARDIA	

Censimento delle aree dismesse	Schede PDF per provincia in cui sono inserite informazioni qualitative e quantitative su aree dismesse non residenziali. Perlopiù sono solo elencati i nomi e la perimetrazione su aerofotogrammetria. Le informazioni sono aggiornate al 2017
REGIONE UMBRIA	
Banca dati Siti Industriali Dismessi	Perimetrazione e dati di dettaglio - censimento condotto in tutti i 92 Comuni Umbri nel periodo gennaio-ottobre 2009 con aggiornamento maggio 2012
REGIONE VENETO	
Geoportale dei dati territoriali - WebGIS del Sistema Venezia	Perimetrazione SIN e stato dei progetti di bonifica o caratterizzazione
REGIONE PIEMONTE	
Città metropolitana di Torino dossier "30METRO"	raccoglie e promuove una selezione di 30 aree industriali dismesse nella Città Metropolitana di Torino, a partire dalle oltre 130 aree mappate, individuate attraverso un censimento territoriale volto a favorire il recupero e la reindustrializzazione di siti dismessi, l'attrazione di investimenti e la rigenerazione urbana e ambientale

Si ritiene quindi prioritario l'avvio di un'attività di indagine volta a pervenire ad una mappatura, utile per una razionale e ordinata programmazione degli interventi di riqualificazione. L'obiettivo dell'identificazione delle aree dismesse è infatti quello di incentivare la loro riconversione, riducendo il consumo di suolo, per migliorare la qualità della vita nelle città, aumentando la competitività dell'area e riducendo l'espansione urbana e migliorando la qualità dell'ambiente, contribuendo a creare le condizioni necessarie ad uno sviluppo sostenibile.

3.5.2 METODOLOGIA APPLICATA PER IL CENSIMENTO DEI *BROWNFIELD* IN ITALIA

Nella seguente sezione viene analizzata la metodologia applicata nella seguente relazione, al fine di individuare i siti definiti *brownfield* in Italia. La seguente metodologia si pone lo scopo di effettuare una analisi di primo livello basandosi sulle principali banche dati nazionali. Come è stato ampiamente trattato nei paragrafi precedenti, il problema di dismissione delle aree interessa una

moltitudine di casi e di tipologie, differenti per localizzazione e dimensione, di proprietà pubblica e privata, dalle aree dei grandi servizi urbani a quelle degli scali ferroviari e portuali, dai complessi ospedalieri e scolastici ai macelli e mercati generali, dagli edifici militari a quelli ecclesiastici. In questo studio, mancando un censimento nazionale compiuto, sono stati osservati i casi relativi ad aree industriali dismesse, ritenute aree prioritarie di indagine ai fine del lavoro in corso. Una analisi più approfondita può essere fatta a livello locale, in quanto, ogni Comune ha a disposizione i dati relativi alle attività cessate.

Al fine dell'individuazione delle aree sono stati utilizzati i dati relativi ai siti di interesse nazionale (SIN) e le schede relative ai siti orfani definite all'interno del PNRR.

SITI DI INTERESSE NAZIONALE

I Siti di Interesse Nazionale (SIN) rappresentano porzioni del territorio italiano caratterizzate da un'elevata rilevanza ambientale e da condizioni di contaminazione tali da determinare un rischio sanitario ed ecologico significativo. Tali aree, individuate con appositi provvedimenti legislativi ai fini della bonifica, comprendono diverse matrici ambientali – suolo, sottosuolo, acque superficiali e sotterranee, nonché eventuali corpi idrici e relativi sedimenti – e sono classificate in base a parametri quali l'estensione del sito, la densità della popolazione esposta, l'impatto socio-economico e la presenza di beni di interesse storico-culturale potenzialmente compromessi.

I SIN sono dunque aree contaminate di estensione generalmente rilevante, nelle quali le attività antropiche, passate o in corso, hanno prodotto un'alterazione significativa della qualità ambientale. Lo Stato italiano le ha classificate come aree a rischio elevato, che necessitano di interventi di bonifica ambientale volti a prevenire o mitigare danni di natura ecologica e sanitaria.

Ai sensi dell'articolo 252, comma 1 del Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152 (Testo Unico Ambientale, TUA), la definizione e l'individuazione dei SIN avvengono in funzione delle caratteristiche specifiche del sito, della quantità e pericolosità degli inquinanti presenti, nonché della rilevanza dell'impatto sull'ambiente circostante e sul patrimonio culturale e naturale.

L'individuazione dei SIN, avviata a partire dal 1998, come mostrato in Figura 3-8, mediante diverse disposizioni normative (leggi ambientali, leggi di bilancio, decreti ministeriali), è effettuata con decreto del Ministro dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica (MASE), di concerto con le Regioni interessate, secondo i criteri direttivi stabiliti dal già citato art. 252, comma 2, del D.Lgs. 152/2006. La perimetrazione di dettaglio di ciascun sito è definita mediante successivo decreto ministeriale, previa consultazione con gli enti territoriali coinvolti (Comuni, Province, Regioni) e con la partecipazione dei soggetti responsabili dell'inquinamento e dei proprietari delle aree, ove diversi.

La competenza procedurale relativa agli interventi di bonifica nei SIN è attribuita al MASE, che si avvale per l'istruttoria tecnica del supporto del Sistema Nazionale a Rete per la Protezione dell'Ambiente (SNPA), dell'Istituto Superiore di Sanità (ISS) e di altri soggetti qualificati, pubblici o privati.

Con l'art. 36-bis della Legge 7 agosto 2012, n. 134, sono stati modificati i criteri di individuazione dei SIN previsti dal D.Lgs. 152/2006. Sulla base dei nuovi criteri è stata condotta una ricognizione dei 57 siti originariamente classificati di interesse nazionale e, con il Decreto Ministeriale 11 gennaio 2013, il loro numero è stato ridotto a 39. I siti non rispondenti ai requisiti aggiornati sono stati trasferiti alla competenza amministrativa delle Regioni.

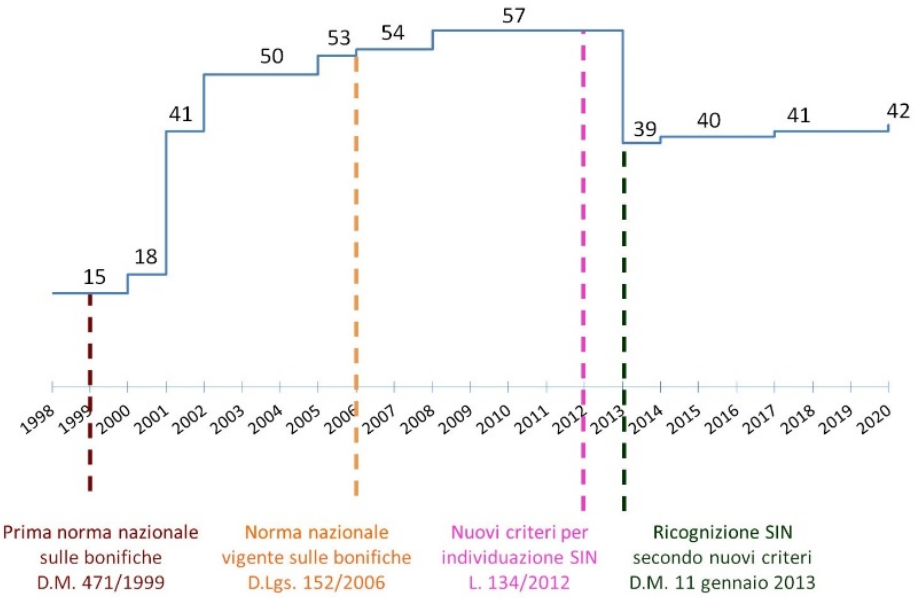


Figura 3-8-Identificazione dei SIN, evoluzione del quadro normativo [131]

Successivamente, la sentenza del TAR Lazio n. 7586/2014 del 17 luglio 2014 ha disposto il reinserimento del Bacino del Fiume Sacco tra i SIN, restituendo al MASE la titolarità dei procedimenti di caratterizzazione, messa in sicurezza e bonifica. Le relative procedure di consultazione si sono concluse nel 2016, con la pubblicazione della nuova perimetrazione del sito.

In anni più recenti, la Legge 27 dicembre 2017, n. 205 ha individuato il SIN "Officina Grande Riparazione ETR" di Bologna, mentre la Legge 11 settembre 2020, n. 120 ha istituito il SIN "Area Vasta di Giugliano", a testimonianza del continuo aggiornamento del quadro nazionale in materia di siti contaminati di interesse strategico per lo Stato. In Figura 3-8 viene riportata l'evoluzione del quadro normativo dei SIN, fonte ISPRA.

Ad oggi risultano individuati 42 Siti di Interesse Nazionale, per una superficie cumulata che costituisce approssimativamente il 6 per mille del territorio nazionale (circa 170.000 ettari totali a terra e circa 78.000 ettari a mare), e comprendono le seguenti tipologie di aree:

(i) aree industriali dismesse;
(ii) aree industriali in corso di riconversione;
(iii) aree industriali in attività;
(iv) siti interessati da attività produttive ed estrattive di amianto;
(v) porti;

(vi) aree che sono state oggetto in passato di incidenti con rilascio di inquinanti chimici;

(vii) ex miniere, cave, discariche non conformi alla legislazione, discariche abusive.

Il MASE ha prodotto per ciascun SIN una propria scheda descrittiva nella quale sono inseriti i dati relativi all'anagrafica, i dati di sintesi nonché una rappresentazione grafica georiferita. Tali informazioni sono consultabili e scaricabili dal sito del MASE.

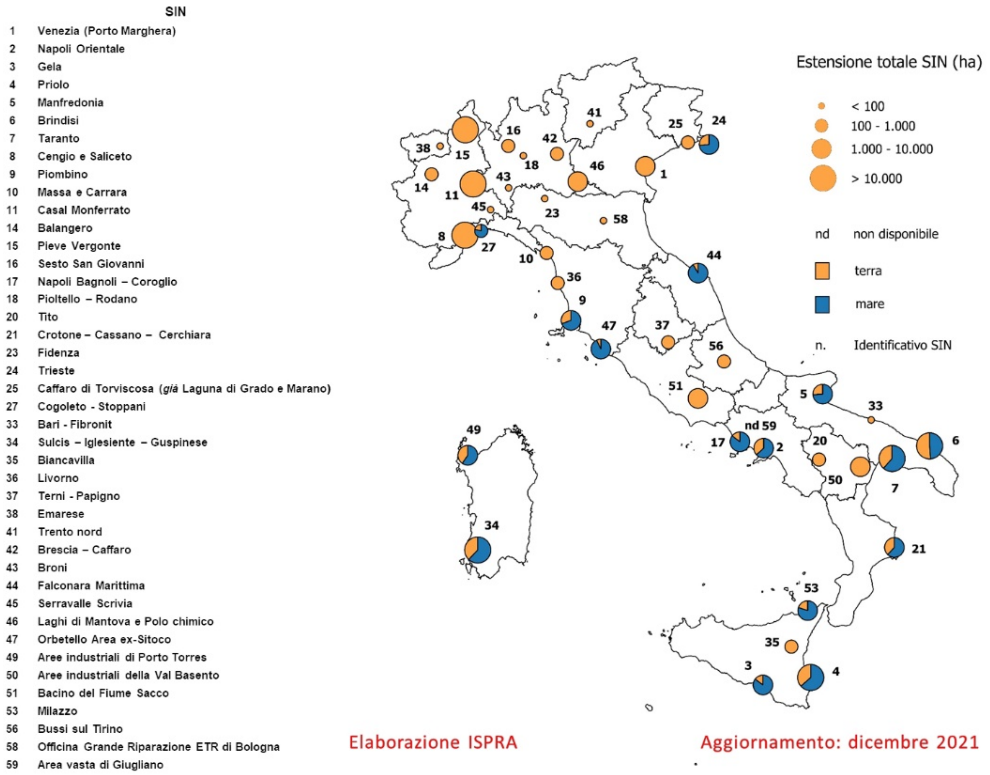


Figura 3-9-Estensione e localizzazione dei SIN [131]

In Figura 3-9 sono riportati i SIN mappati al 2021, indicandone estensione e localizzazione sul territorio nazionale. Tali dati sono reperibili direttamente dal portale istituzionale del MASE[1]

I SIN sono stati inclusi nell'elenco dei *brownfield* e nell'ambito di questo studio in quanto, per una buona parte, si tratta di contaminazione dovuta ad attività industriali attualmente dismesse. Nonostante la loro rilevanza, tali aree presentano delle criticità ai fini di questa indagine poiché, in diversi casi,

[1] https://bonifichesiticontaminati.mite.gov.it/sin/istituzione-perimetrazione/ https://bonifichesiticontaminati.mite.gov.it/sin/anagrafica-denominazione-caratteristiche/

consistono in aree molto più vaste dell'area interessata dall'attività industriale dismessa a causa della contaminazione e, in altri casi, le attività presenti non sono attività dismesse.

SITI ORFANI

Si intende per siti orfani tutti quei siti potenzialmente contaminati in cui non è stato avviato o si è concluso il procedimento di bonifica, per i quali non è stato individuato o non è individuabile il soggetto responsabile dell'inquinamento che, in applicazione del principio "chi inquina paga" e, ai sensi del TU ambiente, si faccia carico degli oneri di messa in sicurezza, caratterizzazione e bonifica del sito. Nella normativa vigente i siti orfani sono individuati come segue:

un sito potenzialmente contaminato in cui non è stato avviato o si è concluso il procedimento di cui all'art. 244 del Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152, o di cui all'art. 8 del Decreto Ministeriale 25 ottobre 1999, n. 471, per il quale il responsabile dell'inquinamento non è individuabile o non provvede agli adempimenti previsti dal titolo V, parte quarta, del medesimo decreto legislativo, o a quelli previsti dal decreto ministeriale 1° marzo 2019, n. 46, e non provvede il proprietario del sito né altro soggetto interessato;

un sito rispetto al quale i soggetti di cui agli articoli 242 e 245 del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, dopo avere attivato le procedure previste dal titolo V, parte quarta, del medesimo decreto legislativo, non concludono le attività e gli interventi.

Riconosciuta l'importanza di recuperare il suolo potenzialmente contaminato come una risorsa per lo sviluppo economico, sociale e ambientale dei territori e atteso che nei suddetti casi l'onere degli interventi sostituivi di bonifica, messa in sicurezza e ripristino ambientale è in carico alla Pubblica Amministrazione, sono stati individuati due strumenti finalizzati a destinare risorse economiche per la bonifica e riconversione dei Siti Orfani:

Programma nazionale di finanziamento degli interventi di bonifica e ripristino ambientale dei siti orfani (Decreto del 29 dicembre 2020) per un ammontare di € 105.589.294,00 per la bonifica. Ciascuna Regione e Provincia autonoma provvedono, secondo i propri criteri, all'individuazione dei siti orfani per i quali gli interventi oggetto del decreto risultano prioritari in riferimento al rischio

ambientale e sanitario connesso, coerentemente con le previsioni e pianificazioni già adottate in materia di bonifiche. Le risorse possono essere destinate alla realizzazione di interventi di messa in sicurezza d'emergenza, caratterizzazione, analisi di rischio, bonifica, messa in sicurezza permanente e ripristino ambientale.

Ad oggi le Amministrazioni che hanno candidato siti orfani al finanziamento di cui al decreto del 29 dicembre 2020 sono venti e sono: Molise, Veneto, Calabria, Umbria, Marche, Abbruzzo, Sardegna, Friuli-Venezia Giulia, Basilicata, Toscana, Lombardia, Puglia, Liguria, Lazio, Piemonte, Emilia-Romagna, Campania e Sicilia.

Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza (PNRR) – misura M2C4, investimento 3.4 che finanzia alla bonifica ed alla riqualificazione dei siti orfani 500 milioni di euro previa adozione di un Piano d'azione che individui i siti orfani di tutte le Regioni e le Province autonome e identifichi gli interventi specifici da intraprendere nonché la riqualificazione di almeno il 70 % della superficie del suolo dei siti orfani al fine di ridurre l'occupazione del terreno e migliorare il risanamento urbano (obiettivo da raggiungere entro il primo trimestre del 2026).

Il Piano d'azione è predisposto sulla base delle informazioni fornite dalle Amministrazioni interessate. I singoli siti e i correlati interventi da realizzare per la riqualificazione di detti siti orfani, saranno definiti nel citato Piano d'azione. Il Piano d'azione è stato adottato con decreto del Ministro della transizione ecologica 4 agosto 2022 (pubblicato nella Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana n. 239 del 12 ottobre 2022) .

Pertanto, ai fini della ricognizione elaborata in questo studio, tali siti rappresentano siti potenzialmente contaminati tra i quali possono essere individuate aree industriali dismesse analizzando le schede di intervento compilate dalle Regioni al fine di accedere ai fondi.

I dati disponibili sono stati elaborati e presentati nei successivi grafici riportati nel paragrafo 3.5.3.

3.5.3 ELABORAZIONE DEI DATI RELATIVI ALLE AREE INDUSTRIALI DISMESSE

Al fine di operare una ricognizione nazionale quanto più esaustiva e aggiornata delle aree industriali italiane oggetto di dismissione, o che presentano un potenziale di riconversione, sono stati catalogati i siti SIN[2] e i siti orfani[3]. Per questi ultimi, la catalogazione è avvenuta sulla base degli accordi sottoscritti ai sensi dell'art. 4, comma 3, del Decreto del 29 dicembre 2020 con le Amministrazioni che hanno candidato siti orfani al finanziamento. In aggiunta sono stati catalogati i siti orfani che hanno ricevuto finanziamenti dal PNRR che prevede 500 milioni di euro da destinare alla bonifica con l'obiettivo della loro riqualificazione (misura M2C4, investimento 3.4).

Sulla base dei dati disponibili è stata elaborata da ENEA una scheda finalizzata a raccogliere le informazioni relative ai siti considerati. I dati si riferiscono ad un inquadramento generale delle aree oggetto di studio quali:

(i) Regione, Provincia, Comuni, Denominazione del sito, Utilizzo precedente dell'area, Settori produttivi prevalenti, Stato attuale, Inquadramento normativo/accordi/regolamenti/iniziative in atto)

(ii) Estensione (superficie territoriale per i SIN, superficie di intervento per i siti orfani)

(iii) Infrastrutture a servizio dell'area (presenza di infrastrutture ferroviaria, su gomma o via acqua)

(iv) Caratterizzazione del sito (stato della contaminazione, Stato di avanzamento del procedimento).

In particolare, i criteri di selezione delle aree tra quelle oggetto di ricognizione saranno:

(i) presenza di siti industriali dismessi o in parte dismessi in cui si riconosce un alto potenziale trasformativo;

(ii) estensione tale da poter ospitare diverse unità produttive;

(iii) aree in cui è riconoscibile un potenziale rigenerativo sia in ottica ambientale, sia economico e sociale;

[2] https://bonifichesiticontaminati.mite.gov.it/sin/istituzione-perimetrazione/ https://bonifichesiticontaminati.mite.gov.it/sin/anagrafica-denominazione-caratteristiche/

[3] https://bonifichesiticontaminati.mite.gov.it/amianto-e-siti-orfani/siti-orfani/

(iv) presenza di opere di urbanizzazione primaria e prossime alle principali arterie infrastrutturali.

Le aree e i siti selezionati in base ai criteri sopra elencati andranno a definire un elenco di *brownfield* potenzialmente riconvertibili in Eco-Distretti Circolari.

Ad oggi, dall'analisi dei dati e delle informazioni reperibili dalle fonti citate precedentemente (SIN e siti orfani), è stato possibile identificare le seguenti informazioni:

- Regione
- Provincia
- Comuni
- Denominazione del Sito
- Utilizzo precedente dell'area
- Inquadramento normativo/accordi/regolamenti/iniziative in atto
- Superficie territoriale o superficie di intervento

Rimangono invece vacanti le voci circa la potenziale contaminazione dell'area e le infrastrutture a servizio dell'area.

Di seguito sono riportate le elaborazioni grafiche dei dati a disposizione. È stata effettuata un'indagine analizzando i siti presenti nel database. In particolare, la Figura 3-10 mette in mostra i siti per ogni Regione italiana.

Dalla seguente indagine si evince che le Regioni con il più alto numero di siti sono la Lombardia, il Piemonte, l'Emilia-Romagna e la Toscana. Tale analisi conferma che le Regioni più industrializzate sono le stesse che presentano più siti dismessi.

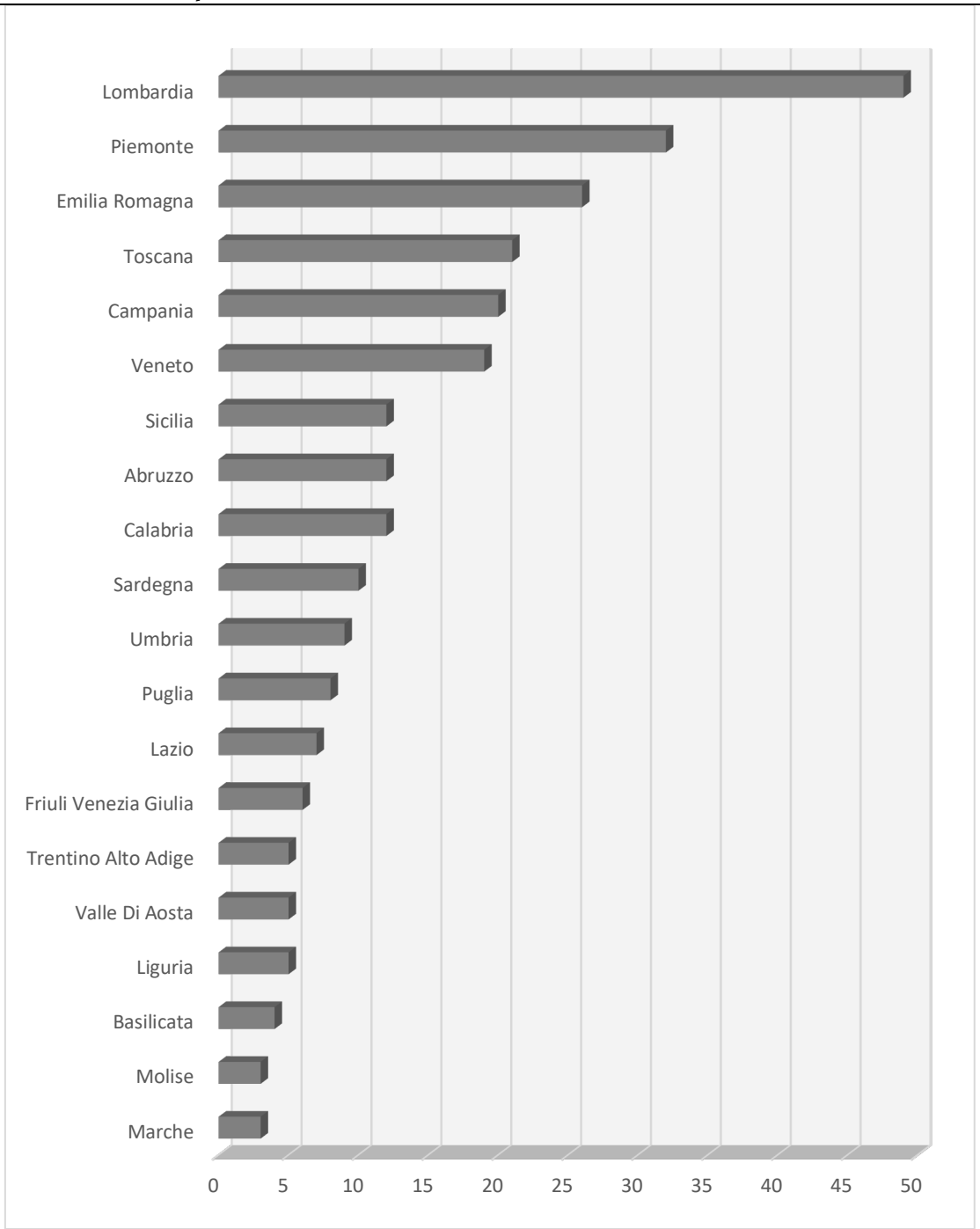


Figura 3-10-n° di siti censiti per regione

L'elaborazione successiva è stata effettuata analizzando il dato relativo all'utilizzo precedente dell'area. In particolare, come mostrato in Figura 5, la maggior parte dei siti censiti sono aree precedentemente industriali o discariche.

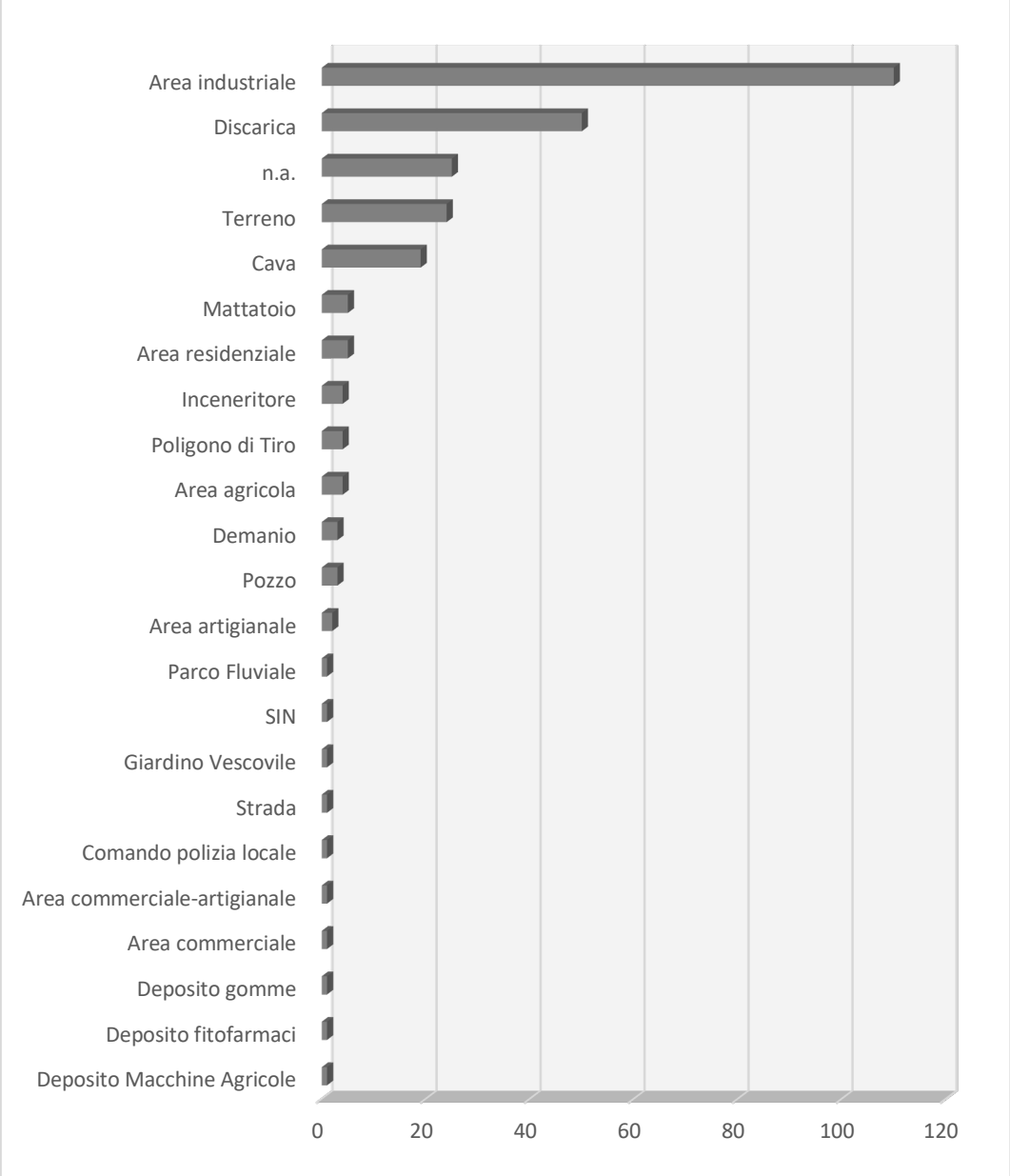


Figura 3-11-n° di siti censiti per utilizzi precedenti dell'area

Successivamente, il dato relativo ai principali utilizzi precedente dell'area, emersi dall'analisi precedente, è stato suddiviso per Regione al fine di mostrare più nel dettaglio le aree suddivise per Regione. Il grafico in Figura 3-12 mostra come le regioni più industrializzate quali Lombardia, Piemonte, Emilia-Romagna e Toscana presentano la maggior parte dei siti dismessi con un utilizzo precedente di tipo industriale.

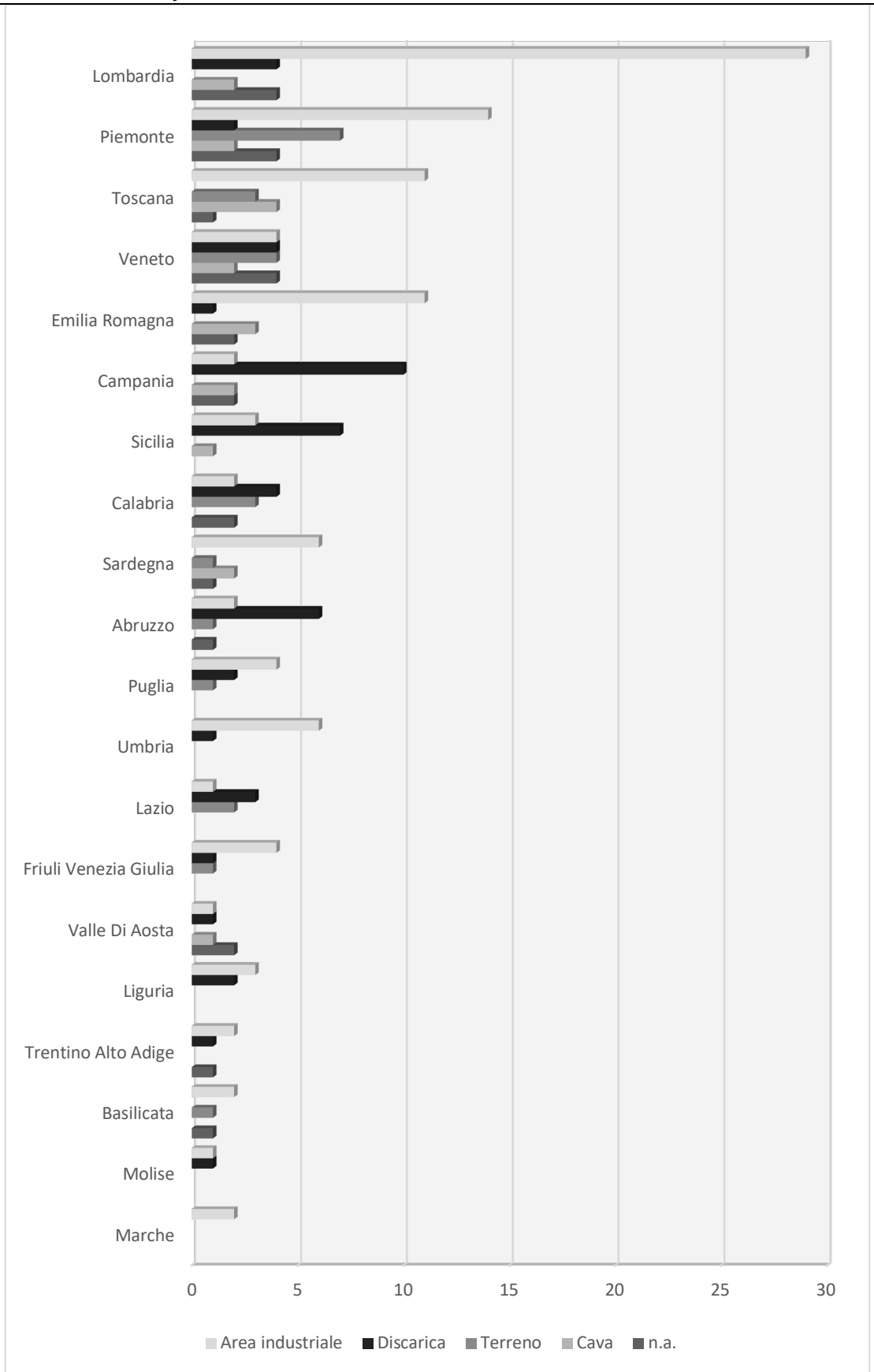


Figura 3-12- n° di siti censiti per utilizzo precedente dell'area e per regione

Successivamente è stata effettuata un'analisi tenendo in considerazione l'area d'intervento. In tale analisi la classificazione scelta è stata la seguente:

- Aree minori di 1000 m² (aree di piccole dimensioni)
- Aree comprese tra 1000 m² e 10000 m² (aree di medio-piccole dimensioni)
- Aree comprese tra i 10000 m² e 25000 m² (aree di medie dimensioni)
- Aree comprese tra 25000 m² e 50000 m² (aree di medio-grandi dimensioni)
- Aree maggiori di 50000 m² (aree di grandi dimensioni)

Come è mostrato dal grafico in Figura 3-13, la maggior parte delle aree sono di medio-piccole dimensioni.

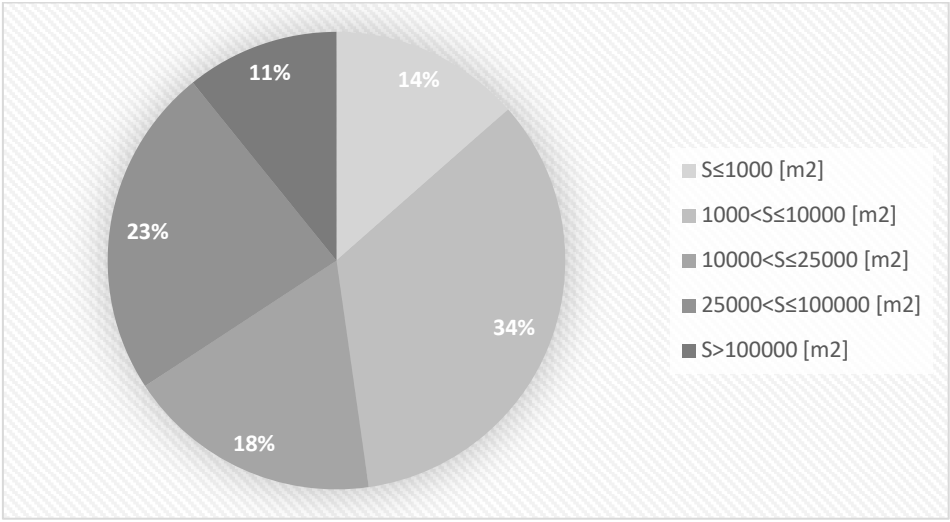


Figura 3-13-Classificazione dei siti censiti per area di intervento [m²]

Tale analisi conferma come il tessuto industriale italiano sia prevalentemente formato da entità di medio-piccole dimensioni.

Definita l'analisi relativa all'area di intervento, come mostrato in Figura 3-13, e dall'analisi relativa all'utilizzo precedente dell'area mostrata in Figura 3-11, si è ritenuto interessante mettere in evidenza entrambi gli scenari contemporaneamente. Nei grafici presenti da Figura 3-14 a Figura 3-18 è stato messo quindi in evidenza il dato relativo all'utilizzo precedente del sito suddiviso per area di intervento. Da tale confronto, si riconferma la preponderanza di zone industriali in tutte le classificazioni considerate. Per le aree piccole non risultano essere presenti le cave. Inoltre, è rilevante che il dato relativo alla non conoscenza dell'uso precedente sia maggiore nelle aree di piccole dimensioni.

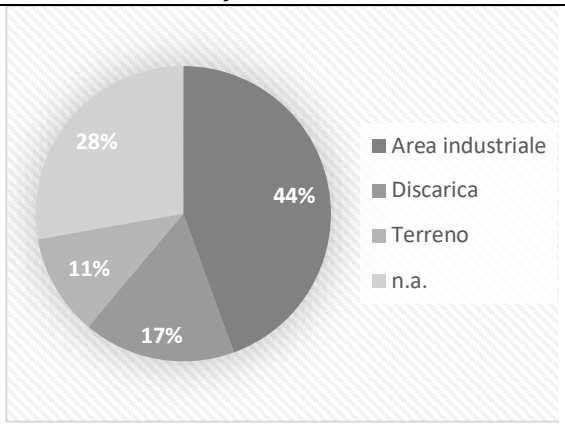


Figura 3-14-Utilizzo precedente delle aree piccole

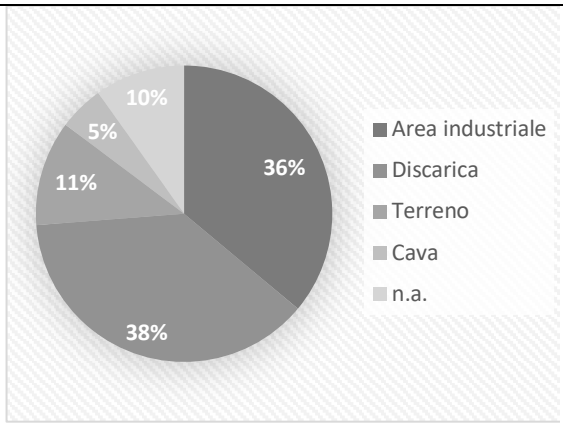


Figura 3-15-Utilizzo precedente delle aree medio-piccole

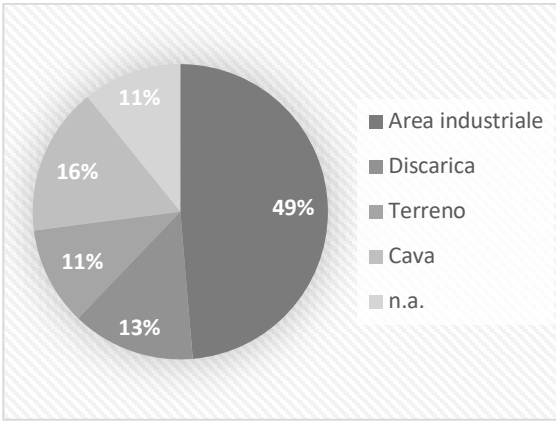


Figura 3-16-Utilizzo precedente delle aree medie

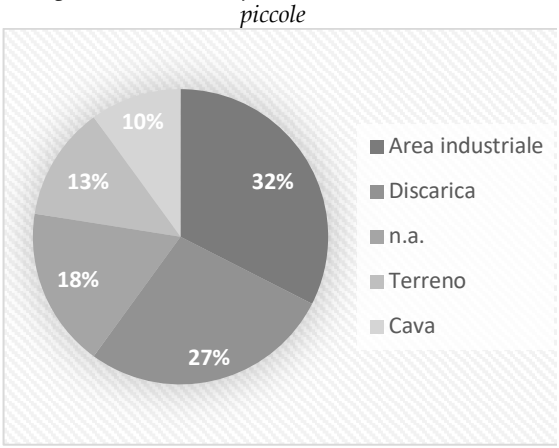


Figura 3-17-Utilizzo precedente delle aree medio-grandi

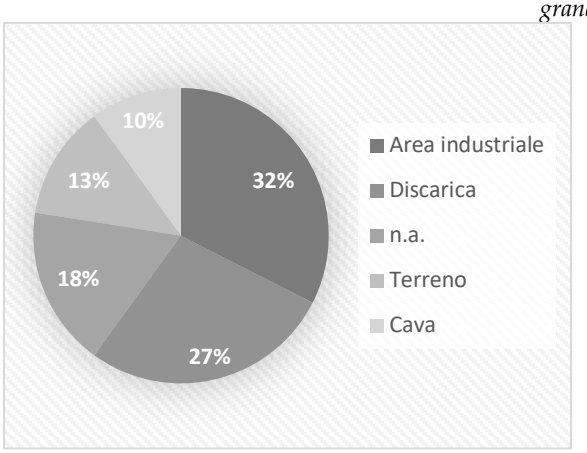


Figura 3-18-Utilizzo precedente delle aree grandi

In sintesi, la metodologia adottata in questo lavoro rappresenta un primo tentativo di costruzione di una base informativa sistematica sui *brownfield* in Italia, partendo dall'integrazione di banche dati esistenti e da fonti informative eterogenee disponibili a livello nazionale. L'utilizzo dei dati relativi ai Siti di Interesse Nazionale, ai siti orfani ha consentito di individuare un insieme preliminare di aree potenzialmente riconducibili alla categoria dei *brownfield*,

offrendo una prima rappresentazione spaziale del fenomeno nel contesto italiano.

Tuttavia, l'analisi ha evidenziato alcune criticità strutturali legate alla frammentazione delle fonti informative, alla disomogeneità dei dati disponibili e alla mancanza di criteri condivisi per l'identificazione e la classificazione delle aree dismesse. Questi elementi confermano come l'assenza di un censimento nazionale costituisca ancora oggi uno dei principali limiti alla pianificazione strategica delle politiche di rigenerazione urbana e territoriale.

Nonostante tali limiti, la metodologia proposta consente di costruire una base conoscitiva utile per analisi successive e rappresenta un primo passo verso la definizione di strumenti operativi in grado di supportare i processi decisionali relativi alla rigenerazione dei *brownfield*.

3.6 CONSIDERAZIONI RIASSUNTIVE

Il presente capitolo ha analizzato il fenomeno dei *brownfield* attraverso un percorso articolato che ha consentito di inquadrarne le principali dimensioni teoriche, territoriali e normative, con l'obiettivo di costruire il quadro conoscitivo necessario per le successive fasi della ricerca. In primo luogo, è stata approfondita la definizione del concetto di *brownfield* e l'evoluzione del termine nella letteratura internazionale, evidenziando come tali aree rappresentino l'esito dei processi di trasformazione economica e produttiva che hanno interessato le città contemporanee. In questa prospettiva, i *brownfield* emergono non solo come spazi caratterizzati da criticità ambientali e funzionali, ma anche come potenziali ambiti di sperimentazione per strategie di rigenerazione urbana orientate alla sostenibilità e al riuso del suolo.

Successivamente l'analisi si è concentrata sul contesto italiano, mettendo in evidenza la relazione tra aree dismesse, siti contaminati e dinamiche di consumo di suolo. Questa lettura ha mostrato come il fenomeno dei *brownfield* sia strettamente connesso alla storia dello sviluppo industriale del Paese e alla progressiva trasformazione del sistema produttivo e urbano. In particolare, l'assenza di un censimento nazionale sistematico delle aree dismesse rappresenta

ancora oggi uno dei principali limiti alla piena comprensione della dimensione del fenomeno e alla definizione di strategie di intervento coordinate.

Il capitolo ha inoltre analizzato il quadro normativo europeo e nazionale relativo alla gestione dei siti contaminati e alla rigenerazione delle aree dismesse, evidenziando come le politiche ambientali e territoriali abbiano progressivamente riconosciuto il recupero dei *brownfield* come uno strumento strategico per ridurre il consumo di suolo e promuovere modelli di sviluppo urbano più sostenibili. In questo contesto, la normativa ambientale e le strategie europee per la protezione del suolo delineano un approccio sempre più integrato alla gestione delle aree degradate, fondato sull'integrazione tra bonifica ambientale, pianificazione territoriale e rigenerazione urbana.

Un ulteriore contributo del capitolo riguarda l'analisi della letteratura scientifica sui modelli di riconversione dei *brownfield*, che ha permesso di individuare le principali metodologie e approcci valutativi utilizzati negli studi precedenti. La revisione condotta ha evidenziato come, nonostante la crescente attenzione scientifica verso il tema della rigenerazione delle aree dismesse, persistano ancora significative lacune metodologiche, in particolare per quanto riguarda l'integrazione tra strumenti di analisi spaziale, criteri ambientali ed economici e modelli di supporto alle decisioni.

Infine, il capitolo ha affrontato il tema della mappatura dei *brownfield* a livello nazionale, proponendo una metodologia preliminare di identificazione e censimento delle aree dismesse basata sull'integrazione di diverse banche dati istituzionali. In particolare, sono stati utilizzati i dati relativi ai Siti di Interesse Nazionale e le informazioni sui siti orfani previste nell'ambito del Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza, al fine di costruire una prima base informativa utile alla localizzazione e alla caratterizzazione dei siti potenzialmente riconducibili alla categoria dei *brownfield*. Sebbene tale ricognizione non costituisca un censimento completo, essa consente di delineare una rappresentazione preliminare del fenomeno nel contesto italiano e di definire un insieme di aree potenzialmente oggetto di intervento.

Alla luce di queste considerazioni, emerge l'esigenza di strumenti metodologici in grado di supportare i processi decisionali relativi alla rigenerazione dei

brownfield, consentendo di individuare e classificare le aree dismesse in funzione del loro potenziale di recupero e della priorità di intervento. In questa prospettiva, il capitolo successivo presenta l'applicazione di un modello di prioritizzazione degli interventi di recupero dei *brownfield* ad uso industriale, sviluppato e testato attraverso un caso studio riferito alla provincia di Brescia. L'analisi del caso studio consente di verificare l'efficacia del modello nel contesto territoriale reale, evidenziandone le potenzialità come strumento di supporto alla pianificazione territoriale e alla gestione sostenibile delle aree dismesse.

4 MODELLO DI VALUTAZIONE DEL POTENZIALE DI RIGENERAZIONE DI AREE DISMESSE

4.1 INTRODUZIONE

La rigenerazione dei *brownfield* rappresenta una delle principali sfide della pianificazione territoriale contemporanea, in quanto implica la gestione di aree caratterizzate da problematiche ambientali, vincoli tecnici e condizioni economiche spesso complesse. In molti contesti territoriali, la presenza di numerosi siti dismessi rende necessario individuare strumenti in grado di supportare i decisori pubblici nell'identificazione delle aree con maggiore potenziale di riconversione e nella definizione delle priorità di intervento.

Negli ultimi decenni, la crescente attenzione verso il riuso delle aree dismesse ha portato allo sviluppo di numerosi strumenti di supporto alle decisioni finalizzati alla pianificazione e alla gestione dei *brownfield*. In particolare, i Decision Support Systems (DSS) sono stati sempre più utilizzati per supportare i processi di valutazione e pianificazione territoriale, consentendo di integrare diverse tipologie di dati e di facilitare l'analisi di scenari alternativi di sviluppo. Tuttavia, molte delle applicazioni esistenti risultano ancora limitate a specifiche fasi del processo decisionale o a singoli aspetti della gestione dei siti contaminati, come la selezione delle tecnologie di bonifica o la valutazione del rischio ambientale, senza considerare in modo integrato le diverse dimensioni che caratterizzano i processi di rigenerazione urbana [132].

La pianificazione del riuso dei *brownfield* si configura infatti come un problema decisionale complesso, nel quale devono essere considerati simultaneamente fattori ambientali, economici, territoriali e sociali, spesso caratterizzati da obiettivi tra loro potenzialmente conflittuali. In questo contesto, strumenti di analisi in grado di integrare tali dimensioni all'interno di un quadro metodologico strutturato risultano fondamentali per supportare processi decisionali basati su evidenze e per migliorare la trasparenza delle scelte pianificatorie [133].

Tra gli approcci metodologici più utilizzati in letteratura per affrontare problemi decisionali complessi in ambito territoriale vi sono i metodi di Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA), che consentono di integrare criteri eterogenei e di confrontare alternative di intervento sulla base di un insieme strutturato di indicatori. L'utilizzo di approcci multicriteriali è particolarmente diffuso negli studi relativi alla rigenerazione dei *brownfield*, dove la valutazione del potenziale di riuso dei siti richiede la considerazione simultanea di variabili ambientali, economiche e urbanistiche [134].

In presenza di un elevato numero di siti dismessi, un ulteriore aspetto rilevante riguarda la necessità di definire strumenti di prioritizzazione in grado di supportare la selezione dei siti sui quali concentrare gli interventi di rigenerazione. La definizione di sistemi di ranking dei *brownfield* consente infatti di orientare in modo più efficiente l'allocazione delle risorse disponibili, individuando i siti con maggiori prospettive di successo in termini di riconversione e sviluppo territoriale [135].

Alla luce di queste considerazioni, il presente capitolo introduce un modello di valutazione del potenziale di riconversione industriale dei *brownfield* basato su un approccio multicriteriale integrato con analisi spaziale in ambiente GIS. Il modello è finalizzato alla costruzione di un sistema di ranking comparativo dei siti dismessi, in grado di supportare i processi decisionali legati alla pianificazione territoriale e alla definizione delle priorità di intervento.

Il modello è applicato al caso studio della provincia di Brescia, un contesto territoriale caratterizzato da una forte tradizione industriale e dalla presenza di numerose aree produttive dismesse o sottoutilizzate. L'analisi del caso studio consente di verificare l'applicabilità del modello in un contesto reale e di valutare il suo potenziale come strumento di supporto alle politiche di rigenerazione territoriale. In particolare, il caso studio e i siti utilizzati come base dati saranno presentati nei paragrafi successivi.

Il capitolo è strutturato come segue. In primo luogo, vengono presentati l'impostazione concettuale del modello e i criteri di valutazione adottati. Successivamente viene illustrata l'architettura complessiva del modello e il processo di costruzione della base informativa attraverso l'integrazione di dati

territoriali in ambiente GIS. Nelle sezioni successive vengono descritti la struttura gerarchica del modello, gli indicatori utilizzati e le procedure di normalizzazione dei dati che consentono la costruzione del ranking finale dei siti *brownfield*. Nella sezione conclusiva del capitolo saranno esposti e analizzati i risultati applicati al caso studio.

4.2 IMPOSTAZIONE CONCETTUALE E CRITERI DI VALUTAZIONE

La valutazione del potenziale di riconversione dei *brownfield* rappresenta un problema complesso che richiede la considerazione simultanea di molteplici fattori di varia natura. Le aree dismesse presentano infatti caratteristiche molto eterogenee in termini di localizzazione, accessibilità, condizioni ambientali, disponibilità infrastrutturale e relazioni con il contesto territoriale circostante. Questi elementi influenzano in modo significativo le possibilità di recupero e di riutilizzo dei siti, determinando livelli differenti di attrattività e di fattibilità per possibili interventi di riconversione.

In questo contesto, il concetto di potenziale di riconversione può essere interpretato come la capacità di un sito dismesso di essere oggetto di interventi di recupero e rigenerazione sulla base delle sue caratteristiche territoriali e funzionali. Tale potenziale non dipende da un singolo fattore, ma deriva dall'interazione tra diverse variabili che riguardano, ad esempio, la posizione del sito nel sistema territoriale, la presenza di infrastrutture e servizi, le condizioni ambientali e la compatibilità con il contesto urbanistico circostante.

La valutazione di tali elementi richiede pertanto l'adozione di approcci metodologici in grado di integrare criteri eterogenei all'interno di un quadro analitico strutturato. In questo ambito, i metodi di Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA) rappresentano uno degli strumenti più utilizzati per affrontare problemi decisionali complessi in ambito territoriale e ambientale, poiché consentono di considerare simultaneamente indicatori di diversa natura e di sintetizzarli all'interno di un unico sistema di valutazione. Gli approcci multicriteriali sono stati ampiamente utilizzati negli studi relativi alla pianificazione territoriale e alla valutazione del riuso delle aree dismesse, in

quanto permettono di confrontare diverse alternative e di supportare i processi decisionali attraverso la costruzione di sistemi di ranking o di classificazione dei siti.

Nell'ambito della presente ricerca, l'approccio multicriteriale viene utilizzato per sviluppare un modello di valutazione del potenziale di riconversione dei *brownfield* basato sull'integrazione di indicatori territoriali e ambientali. Il modello è finalizzato alla costruzione di un sistema di ranking comparativo dei siti dismessi, che consente di individuare le aree caratterizzate da condizioni più favorevoli alla riconversione industriale.

La struttura concettuale del modello prevede l'organizzazione gerarchica dei criteri di valutazione in diverse dimensioni analitiche, all'interno delle quali vengono selezionati specifici indicatori territoriali. I valori degli indicatori vengono successivamente normalizzati e combinati attraverso un processo di aggregazione che consente di ottenere un indice sintetico di potenziale di riconversione per ciascun sito analizzato. Tale indice rappresenta la base per la costruzione del ranking finale dei siti oggetto di analisi.

4.3 STRUTTURA GENERALE DEL MODELLO

4.3.1 ARCHITETTURA COMPLESSIVA DEL MODELLO

Il modello sviluppato nel presente capitolo è finalizzato alla valutazione comparativa del potenziale di riconversione industriale delle aree *brownfield* individuate all'interno del territorio della Provincia di Brescia. In linea con gli approcci di multi-criteria decision analysis (MCDA) applicati alla pianificazione territoriale, l'obiettivo del modello non è quello di fornire una valutazione assoluta dei singoli siti, bensì di costruire uno strumento di supporto alle decisioni in grado di ordinare le aree analizzate in funzione del loro potenziale relativo di riconversione, sulla base di un insieme strutturato di indicatori territoriali, infrastrutturali e ambientali.

L'adozione di un approccio comparativo risulta coerente con la letteratura sul *brownfield* redevelopment, che evidenzia come i processi di rigenerazione delle aree industriali dismesse siano caratterizzati da un'elevata complessità decisionale e da risorse generalmente limitate, rendendo necessaria

l'individuazione di criteri di priorità tra siti alternativi [136,137]. In questo contesto, i modelli di ranking e di prioritizzazione sono ampiamente utilizzati come strumenti di supporto alla pianificazione e alla programmazione degli interventi.

Il modello proposto si fonda su un approccio quantitativo e multicriteriale e integra dati provenienti da database nazionali ufficiali con analisi spaziali condotte in ambiente GIS. L'integrazione tra MCDA e sistemi informativi geografici è riconosciuta in letteratura come una delle metodologie più efficaci per affrontare problemi decisionali caratterizzati da una forte componente spaziale e da un'elevata eterogeneità delle informazioni disponibili, come nel caso della valutazione di aree *brownfield* [138,139].

In tale quadro, il GIS non è utilizzato esclusivamente come strumento di rappresentazione cartografica, ma assume il ruolo di ambiente di integrazione e di elaborazione dei dati territoriali, consentendo di associare in modo coerente gli indicatori selezionati alle unità di analisi considerate. Questa impostazione metodologica risponde alle indicazioni della letteratura che sottolinea l'importanza di approcci trasparenti, replicabili e basati su dati oggettivi nei processi di valutazione e prioritizzazione della riconversione dei *brownfield* [137].

Dal punto di vista operativo, l'architettura del modello è articolata in una sequenza di fasi tra loro interconnesse, che conducono progressivamente dalla definizione del perimetro di analisi alla costruzione del ranking finale dei siti *brownfield*. Le singole fasi del modello sono descritte nei paragrafi successivi, evidenziandone il ruolo specifico all'interno del processo valutativo complessivo.

4.3.2 FASI DEL PROCESSO VALUTATIVO

DEFINIZIONE DELLE UNITÀ DI ANALISI

La definizione delle unità di analisi rappresenta una fase preliminare fondamentale nella costruzione del modello di valutazione, in quanto consente di individuare l'insieme dei casi oggetto di studio e di stabilire il perimetro

dell'analisi comparativa. La qualità, la coerenza e l'omogeneità delle unità considerate influenzano direttamente la significatività dei risultati e la capacità del modello di supportare processi decisionali.

Nel contesto della valutazione del potenziale di riconversione industriale, l'unità di analisi è rappresentata dal singolo sito *brownfield*, inteso come area delimitata spazialmente e caratterizzata da condizioni di dismissione, sottoutilizzo o obsolescenza funzionale. La definizione operativa di tali unità richiede la disponibilità di informazioni territoriali affidabili e coerenti, non sempre garantite dalla presenza di censimenti aggiornati e sistematici delle aree industriali dismesse.

In assenza di banche dati complete e standardizzate, l'individuazione delle unità di analisi richiede un processo di selezione che può basarsi su diverse fonti informative, quali archivi amministrativi, strumenti di pianificazione territoriale, dati catastali, informazioni geospaziali o altre basi dati disponibili a livello locale. Tale processo deve garantire la coerenza nella delimitazione spaziale dei siti e la loro identificabilità all'interno di un sistema informativo territoriale.

Le unità di analisi così definite devono essere tra loro confrontabili e caratterizzate da un livello informativo sufficiente per la costruzione degli indicatori previsti dal modello. A tal fine, ciascun sito è considerato come un'entità autonoma, pur essendo analizzato in relazione al contesto territoriale circostante attraverso l'utilizzo di indicatori spaziali e di prossimità.

È opportuno sottolineare che il processo di definizione delle unità di analisi non coincide necessariamente con la costruzione di un censimento esaustivo di tutte le aree *brownfield* presenti in un determinato territorio. Esso può infatti condurre all'individuazione di un insieme selezionato di siti, scelti in funzione della disponibilità dei dati, della coerenza con gli obiettivi dell'analisi e della rilevanza rispetto al contesto di riferimento.

Questa impostazione risulta coerente con l'obiettivo del modello, che non è quello di quantificare in modo completo l'estensione del fenomeno delle aree dismesse, bensì di valutare comparativamente il potenziale di riconversione industriale di un insieme definito di siti. L'attenzione è quindi posta sulla

capacità del modello di supportare processi decisionali e di individuare priorità di intervento.

Il processo di definizione delle unità di analisi conduce pertanto all'individuazione di un insieme di siti coerente e strutturato, che costituisce la base per l'applicazione del modello e per la successiva analisi comparativa.

SELEZIONE DEGLI INDICATORI DI VALUTAZIONE

La selezione degli indicatori rappresenta una fase centrale del modello di valutazione, in quanto consente di tradurre il concetto di potenziale di rigenerazione industriale in un insieme di variabili misurabili e confrontabili. Gli indicatori costituiscono il collegamento operativo tra l'impianto teorico e l'applicazione del modello al caso studio della provincia di Brescia.

Nel presente lavoro, la selezione degli indicatori è stata guidata da tre criteri principali: rilevanza concettuale, disponibilità dei dati e replicabilità del modello. In primo luogo, gli indicatori sono stati scelti in modo da rappresentare le principali dimensioni che, secondo la letteratura e le politiche di rigenerazione territoriale, influenzano la possibilità di riconversione industriale dei siti *brownfield*. In secondo luogo, è stata considerata esclusivamente la disponibilità di dati provenienti da database nazionali ufficiali, al fine di garantire l'affidabilità delle informazioni e la possibilità di aggiornamento futuro del modello. Infine, la scelta di indicatori basati su fonti pubbliche e standardizzate risponde all'esigenza di rendere il modello replicabile in altri contesti territoriali.

Gli indicatori selezionati sono stati utilizzati per descrivere sia le caratteristiche dei siti censiti sia le interazioni con il contesto territoriale in cui essi sono inseriti. In linea con gli approcci di valutazione multicriteriale applicati alla pianificazione territoriale e alla prioritizzazione dei *brownfield*, l'obiettivo non è quello di individuare singoli fattori determinanti, ma di considerare congiuntamente un insieme di variabili eterogenee, ciascuna delle quali contribuisce a definire il potenziale complessivo di riconversione [140].

Al fine di rendere più leggibile e strutturato il processo valutativo, gli indicatori sono stati organizzati successivamente in categorie e in macrocategorie, ciascuna delle quali rappresenta una specifica dimensione del potenziale di riconversione

industriale. Tale organizzazione consente di mantenere una visione sistemica del fenomeno analizzato e di facilitare l'interpretazione dei risultati del ranking finale.

È importante sottolineare che gli indicatori selezionati non rispecchiano il quadro completo di dettaglio. Alcuni fattori, quali vincoli normativi specifici, condizioni economico-finanziarie puntuali o aspetti progettuali di dettaglio, non sono stati inclusi in quanto non rappresentabili e non confrontabili in modo omogeneo alla scala di analisi adottata, inoltre molte informazioni non disponibili su database nazionali. Questa scelta, pur introducendo alcune limitazioni, è coerente con l'obiettivo del modello di fornire una valutazione comparativa preliminare, il cui scopo è orientare le decisioni strategiche e individuare le priorità di intervento.

I singoli indicatori, categorie e macrocategorie sono descritte nel dettaglio nei paragrafi successivi, evidenziandone il significato, la fonte dei dati e l'applicazione all'interno del modello di valutazione.

FONTI DEI DATI E DATABASE UTILIZZATI

Il modello di valutazione sviluppato nel presente capitolo si basa sull'utilizzo di dati provenienti da fonti pubbliche ufficiali, selezionate con l'obiettivo di garantire affidabilità, omogeneità territoriale e replicabilità del processo valutativo. La scelta di fare riferimento prevalentemente a database nazionali risponde all'esigenza di costruire un modello applicabile anche in contesti territoriali differenti, riducendo la dipendenza da dati locali difficilmente reperibili o aggiornabili.

Le fonti dei dati utilizzate possono essere distinte in due categorie principali:

(i) fonti istituzionali locali, impiegate per il censimento e la delimitazione delle unità di analisi;

(ii) database nazionali, utilizzati per la caratterizzazione territoriale, infrastrutturale e ambientale dei siti *brownfield*.

In particolare, i database nazionali rappresentano l'elemento centrale della struttura informativa del modello, in quanto consentono di descrivere in modo omogeneo il contesto territoriale e di costruire indicatori confrontabili tra aree diverse. L'utilizzo di tali fonti permette di superare una delle principali criticità

dei modelli territoriali, legata alla scarsa disponibilità di dati standardizzati, garantendo al contempo maggiore robustezza e trasferibilità dell'approccio.

Tutti i dati sono stati integrati e gestiti in ambiente GIS, consentendo l'associazione coerente delle informazioni alle unità di analisi e la successiva elaborazione spaziale. L'ambiente GIS ha svolto un ruolo fondamentale nel processo, permettendo non solo la gestione dei dataset, ma anche il calcolo di indicatori spaziali, quali distanze, prossimità e relazioni territoriali tra i diversi elementi considerati.

INTEGRAZIONE ED ELABORAZIONE DEI DATI IN AMBIENTE GIS

All'interno dell'architettura complessiva del modello, il software GIS svolge un ruolo fondamentale come strumento di visualizzazione, gestione ed elaborazione dei dati territoriali. In questa fase, le informazioni provenienti dalle diverse fonti descritte nel paragrafo precedente vengono inserite dal punto di vista spaziale, al fine di costruire un sistema informativo territoriale unitario a supporto del successivo processo di applicazione del modello.

Tutti i dataset utilizzati sono stati importati in ambiente GIS e organizzati in layer tematici, ciascuno dei quali rappresenta uno specifico aspetto rilevante per la valutazione del potenziale di riconversione industriale.

In questa fase, il GIS non è impiegato esclusivamente come strumento di rappresentazione cartografica, ma come ambiente operativo attraverso cui associare in modo sistematico le informazioni alle unità di analisi individuate. Per ciascun sito *brownfield*, le elaborazioni GIS consentono di estrarre e sintetizzare i valori informativi necessari alle successive fasi del modello, mettendo in relazione le caratteristiche del sito con quelle del contesto territoriale circostante.

Le operazioni di elaborazione condotte in ambiente GIS includono attività di verifica della coerenza spaziale dei dati, aggregazione delle informazioni alla scala di analisi adottata ed estrazione dei valori associati ai singoli siti censiti. Tali operazioni rappresentano il passaggio fondamentale tra la disponibilità di dati territoriali grezzi e la costruzione di un set strutturato di informazioni utilizzabili all'interno del modello di valutazione.

È importante sottolineare che, in questa fase dell'architettura del modello, l'elaborazione GIS ha una funzione prevalentemente strutturale: essa prepara i dati all'inserimento nel modello di valutazione, senza ancora entrare nel merito delle modalità di normalizzazione, ponderazione o aggregazione degli indicatori, che vengono affrontate nella fase metodologica successiva. In questo senso, l'ambiente GIS costituisce il livello di raccordo tra le fonti dati e il modello di ranking, garantendo coerenza territoriale e tracciabilità del processo.

DALLA BASE INFORMATIVA AL MODELLO DI VALUTAZIONE

La fase conclusiva dell'architettura del modello riguarda la trasformazione delle informazioni elaborate in ambiente GIS in valori da applicare al modello di valutazione del potenziale di riconversione industriale. In questa fase, i dati estratti e sintetizzati per ciascun sito *brownfield* vengono organizzati in un insieme ordinato di valori atti alla costrizione del modello.

Per ciascuna unità di analisi, le elaborazioni GIS consentono di associare un insieme di valori numerici rappresentativi delle condizioni territoriali, infrastrutturali e ambientali del sito e del suo contesto. Tali valori vengono successivamente raccolti in una matrice di dati, in cui le righe corrispondono ai siti censiti e le colonne alle diverse variabili considerate dal modello. Questa struttura dati rappresenta il passaggio fondamentale dal dominio spaziale a quello analitico e costituisce l'interfaccia tra l'elaborazione territoriale e il modello di valutazione.

All'interno dell'architettura complessiva, questa fase ha una funzione prevalentemente organizzativa e preparatoria: essa consente di rendere confrontabili tra loro i siti analizzati e di predisporre le informazioni necessarie alle successive operazioni di normalizzazione, aggregazione e sintesi. In questa fase non vengono ancora applicate ponderazioni o criteri di valutazione, ma si definisce il set informativo che alimenterà il modello di ranking.

Il risultato di questa fase è quindi la costruzione di una base dati strutturata e coerente, che rappresenta il punto di partenza per l'implementazione del modello di valutazione vero e proprio. La chiarezza e la tracciabilità di questo

passaggio risultano essenziali per garantire la trasparenza dell'intero processo e per consentire una corretta interpretazione dei risultati finali.

Con la conclusione di questa fase si completa l'illustrazione dell'architettura del modello, che ha condotto dalla definizione del perimetro di analisi e dal censimento dei siti *brownfield* alla predisposizione degli input necessari per la valutazione comparativa del loro potenziale di riconversione industriale. Le modalità di costruzione del modello di ranking, nonché le scelte metodologiche relative alla selezione, normalizzazione e aggregazione degli indicatori, sono oggetto del paragrafo successivo.

4.3.3 RIFERIMENTI METODOLOGICI E IMPOSTAZIONE GENERALE DEL MODELLO

La costruzione del modello di valutazione del potenziale di riconversione industriale si è basata su un insieme di contributi recenti presenti in letteratura sul tema relativo alle metodologie di prioritizzazione dei *brownfield* e dei sistemi di supporto alle decisioni basati su analisi multicriteriale e strumenti GIS. In particolare, il modello sviluppato nel presente lavoro si basa su un approccio legato alla multi-criteria decision analysis (MCDA) supportato da una analisi spaziale a scala territoriale.

Un riferimento particolarmente rilevante in questo ambito è rappresentato dal lavoro di Pizzol et al. [135], che propone il *Timbre Brownfield Prioritization Tool* (TBPT), un sistema web-based per la classificazione di siti *brownfield* fondato su un insieme strutturato di dimensioni, fattori e indicatori. In tale contributo, gli autori mettono in evidenza come la prioritizzazione comparativa dei siti costituisca uno strumento chiave sia per l'allocazione efficiente di risorse limitate sia per l'individuazione di ambiti di intervento strategico, sottolineando al contempo l'importanza di integrare le tre dimensioni della sostenibilità — economica, sociale e ambientale — all'interno di un quadro multicriteriale. L'impostazione generale del modello sviluppato nel presente lavoro riprende questa logica gerarchica, fondata sull'aggregazione progressiva di variabili elementari, adattandola tuttavia a un contesto applicativo differente e a uno specifico obiettivo di riconversione industriale.

Un'ulteriore linea di ricerca è rappresentata dai lavori di Hammond et al. [133,141], che sviluppano sistemi di supporto alle decisioni per la pianificazione della riconversione di aree *brownfield* a scala regionale attraverso l'integrazione di moduli tematici quali, il potenziale di uso del suolo, rischi ambientali e fattibilità economica sviluppandoli in ambiente GIS. Questi contributi dimostrano l'efficacia di un approccio GIS-MCDA nel supportare decisioni in fase preliminare di pianificazione e mettono in luce, al contempo, la necessità di modelli trasparenti, replicabili e fondati su dati pubblici omogenei. Il modello proposto in questa tesi si ispira a tale logica modulare e territoriale, pur semplificandone la struttura al fine di ottenere uno strumento di ranking comparativo applicabile a un portafoglio definito di siti.

In questa stessa prospettiva si colloca anche il lavoro di Danilina et al. [142], che propone un approccio multicriteriale supportato da analisi GIS per la definizione delle priorità di riuso funzionale di aree industriali urbane, in relazione alla domanda sociale, alle condizioni ambientali e alla sostenibilità economica. Questo contributo rafforza l'idea che la valutazione del potenziale di riconversione debba necessariamente fondarsi su un insieme eterogeneo di criteri, organizzati in modo sistematico e trattati mediante procedure coerenti di normalizzazione e aggregazione, confermando la solidità dell'impostazione metodologica adottata nel presente lavoro.

Nel loro insieme, questi lavori convergono su alcuni principi metodologici che sono stati assunti come base per la costruzione del modello proposto:

(i) la necessità di adottare un approccio multidimensionale, in grado di considerare simultaneamente fattori territoriali, infrastrutturali e ambientali;
(ii) l'opportunità di utilizzare strumenti GIS non solo per la rappresentazione spaziale, ma come ambiente di integrazione e di elaborazione dei dati;
(iii) l'utilità di modelli di ranking comparativo per supportare decisioni strategiche in presenza di risorse limitate;
(iv) l'importanza di garantire trasparenza, replicabilità e tracciabilità del processo valutativo.

A partire da questi presupposti, il modello sviluppato nel presente lavoro si configura come un modello GIS-based multicriteriale orientato alla valutazione comparativa del potenziale di riconversione industriale dei siti *brownfield* censiti nella Provincia di Brescia. Pur ispirandosi a schemi concettuali già presenti in letteratura, esso introduce alcune specificità legate:

(i) all'utilizzo esclusivo di dati provenienti da database nazionali ufficiali;

(ii) alla scala di applicazione provinciale;

(iii) all'obiettivo di valutare la riconversione in chiave industriale, in coerenza con i principi della Strategia Nazionale di Economia Circolare (SNEC).

Nel paragrafo successivo viene descritta nel dettaglio la procedura adottata per la definizione e l'organizzazione degli indicatori utilizzati nel modello, evidenziandone il razionale, la coerenza con la letteratura di riferimento e il ruolo all'interno del processo di valutazione.

4.4 STRUTTURA DEL MODELLO, INDICATORI, PESI E NORMALIZZAZIONE DEI DATI

Il presente paragrafo descrive la struttura interna del modello di valutazione del potenziale di riconversione industriale e le scelte metodologiche adottate per la costruzione del valore finale. In particolare, vengono illustrati i criteri di organizzazione degli indicatori, le modalità di trattamento dei dati e il metodo di normalizzazione utilizzato per rendere confrontabili variabili eterogenee, costituendo così la base operativa del modello di ranking.

Basandosi sugli approcci di multi-criteria decision analysis (MCDA) applicati alla pianificazione territoriale, il modello è concepito come uno strumento, finalizzato a sintetizzare in un unico valore un insieme strutturato di informazioni territoriali, infrastrutturali e ambientali. Tale impostazione consente di tradurre il concetto di potenziale di riconversione industriale in una misura numerica comparabile tra differenti siti analizzati, individuando le priorità di intervento [135,143].

Il paragrafo è articolato in tre sottosezioni principali. Nella prima viene descritta la struttura gerarchica del modello e l'organizzazione degli indicatori in categorie e macrocategorie. Nella seconda vengono esposti gli indicatori adottati per la

valutazione. Nella terza verrà illustrato il metodo di normalizzazione dei dati, necessario per consentire l'aggregazione delle variabili e la costruzione del ranking comparativo finale dei siti *brownfield*.

4.4.1 STRUTTURA DEL MODELLO

La struttura del modello di valutazione è concepita secondo un'impostazione gerarchica a più livelli, in coerenza con gli approcci multicriteriali adottati nella letteratura per la prioritizzazione dei siti *brownfield* [133,135,142]. Tale impostazione consente di organizzare in modo sistematico un insieme eterogeneo di variabili e di rendere un valore univoco capace di sintetizzare le diverse dimensioni che concorrono a definire il potenziale di riconversione industriale di un sito.

Il primo livello della gerarchia è rappresentato dalle macrocategorie, che corrispondono alle principali dimensioni interpretative del modello. Nel presente lavoro sono state individuate quattro macrocategorie:

(i) Ambiente e Rischio;
(ii) Ecosistema produttivo e Sinergie;
(iii) Accessibilità e Infrastrutture;
(iv) Contesto territoriale.

A ciascuna macrocategoria è associato un peso percentuale, in modo da riflettere la sua rilevanza relativa rispetto all'obiettivo complessivo di riconversione industriale.

Il secondo livello della gerarchia è costituito dalle categorie, che si articolano in ciascuna macrocategoria esprimendo aspetti più specifici. La macrocategoria Ambiente e Rischio è suddivisa nelle categorie Contaminazione, Rischi ambientali e Rischi per la risorsa idrica; la macrocategoria Ecosistema produttivo e Sinergie comprende le categorie Impianti di trattamento, Ecosistema produttivo e Sinergie; la macrocategoria Accessibilità e Infrastrutture è articolata in Accessibilità e collegamenti e Infrastrutture tecnologiche; la macrocategoria Contesto territoriale include infine le categorie Contesto urbano, Vincoli del paesaggio e Area. Anche a questo livello sono stati assegnati pesi percentuali

relativi, al fine di modulare il contributo delle diverse categorie all'interno di ciascuna macrocategoria.

Il terzo livello della gerarchia è rappresentato dagli indicatori, che costituiscono le variabili misurabili di base del modello. Tali indicatori descrivono sia le caratteristiche intrinseche dei siti sia le condizioni del contesto territoriale circostante e sono stati selezionati in modo da essere derivabili da dati pubblici ufficiali e rappresentabili in ambiente GIS. A ciascun indicatore è infine associato un peso relativo all'interno della categoria di appartenenza.

Nel complesso, la struttura gerarchica del modello consente di passare in modo progressivo da un insieme di variabili elementari eterogenee a un valore sintetico unico, mantenendo al contempo la tracciabilità del contributo di ciascun livello al risultato finale. Questa impostazione favorisce la trasparenza del processo valutativo, rende esplicite le scelte di ponderazione adottate e consente di interpretare il ranking comparativo dei siti non solo in termini di punteggio finale, ma anche rispetto alle singole categorie che lo compongono.

La definizione dei pesi che saranno utilizzati nel modello sarà trattata nei paragrafi successivi.

La Figura 4-1 riassume la struttura gerarchica del modello.

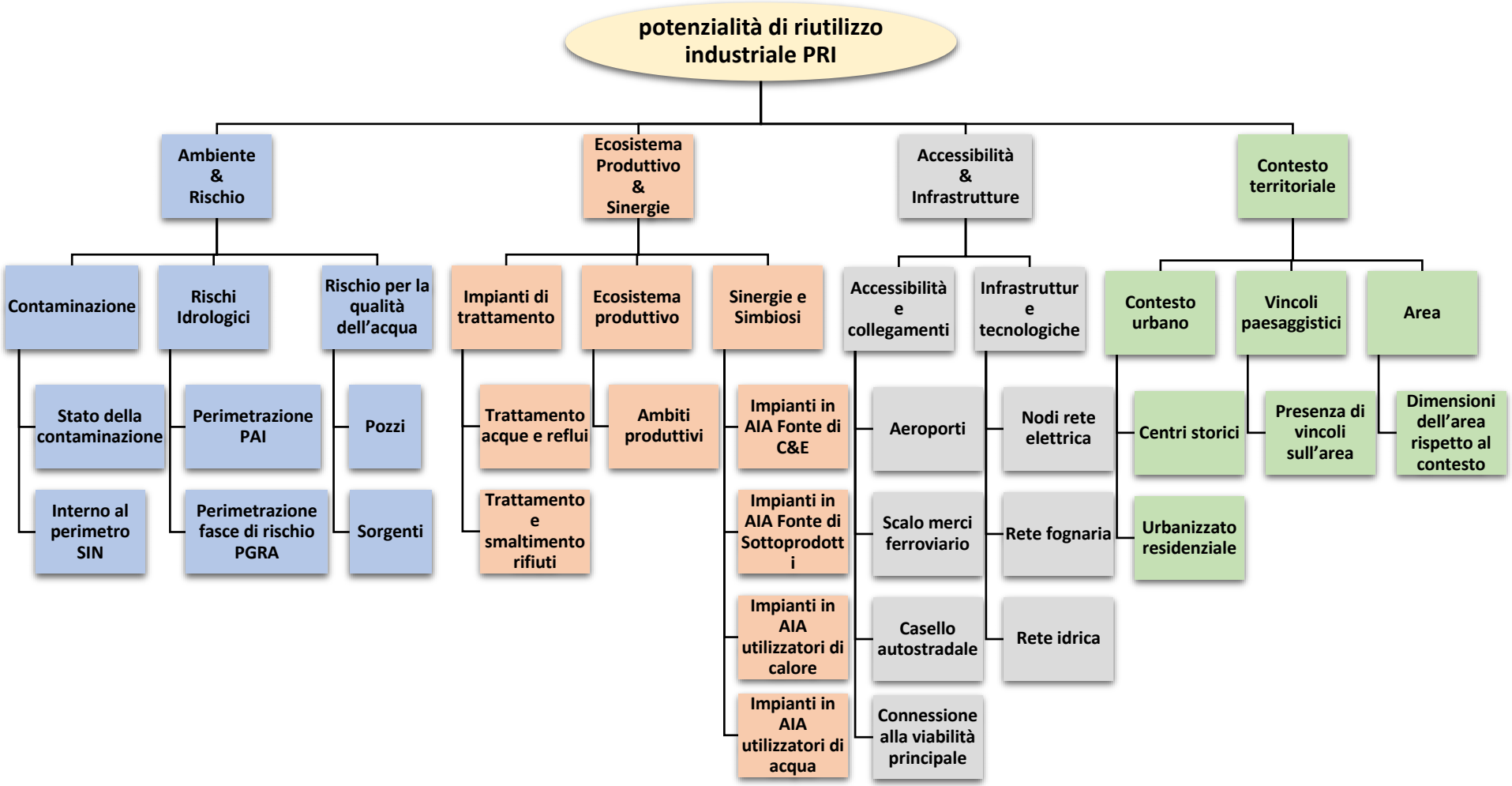


Figura 4-1-Struttura del modello

4.4.2 INDICATORI ADOTTATI: SIGNIFICATO E FONTE DEI DATI

Gli indicatori utilizzati nel modello sono stati selezionati con l'obiettivo di rappresentare in modo sintetico ma esaustivo i principali aspetti che concorrono a definire il potenziale di riconversione industriale dei siti oggetto di studio. La selezione degli indicatori è stata guidata da tre criteri fondamentali: rilevanza concettuale, disponibilità dei dati e replicabilità del modello. Tale metodologia trova riscontro in letteratura negli approcci multicriteriali legati prioritizzazione dei *brownfield* [133,135,142].

Dal punto di vista concettuale, gli indicatori sono stati scelti in modo da coprire simultaneamente aspetti ambientali, territoriali, infrastrutturali e produttivi, evitando una visione limitata ad un singolo aspetto del potenziale di riconversione. Questa impostazione riflette l'approccio multidisciplinare che si rende necessario per la descrizione del fenomeno della riconversione di sito.

Sotto il profilo della disponibilità dei dati, è stata considerata esclusivamente la possibilità di derivare ciascun indicatore da database pubblici ufficiali, caratterizzati da copertura territoriale omogenea e possibilmente aggiornabili periodicamente. Questa scelta consente di garantire l'affidabilità delle informazioni di base e di rendere il modello potenzialmente applicabile anche in altri contesti territoriali, riducendo al minimo la dipendenza da dati locali difficilmente reperibili o aggiornabili.

Per quanto concerne la replicabilità del modello sono stati selezionati di indicatori standardizzati, costruiti a partire da variabili misurabili e rappresentabili in ambiente GIS. Tale impostazione consente di integrare in modo uniforme le informazioni territoriali e di rendere automatico il processo di aggiornamento degli indicatori, così da poter ricalcolare il valore di ranking in presenza di nuovi dati. Inoltre, il modello, per come è stato concepito può essere espanso qualora si rendano disponibili delle fonti ulteriori di dati, anche a livello locale.

Entrando nel dettaglio degli indicatori utilizzati nel modello di valutazione del potenziale di riqualificazione di industriale di un sito, di seguito sono esposti per macrocategorie.

La macrocategoria Ambiente e Rischio include un insieme di indicatori volti a descrivere la presenza di contaminazione, i rischi ambientali e le criticità legate alla risorsa idrica. Nello specifico comprende variabili relative alla contaminazione del sito articolandosi nello stato della contaminazione e nell'intersezione del sito con i perimetri dei Siti di Interesse Nazionale, inoltre è stato valutato l'inserimento del sito in aree a pericolosità idraulica o idrogeologica, facendo riferimento alle fasce di rischio del PAI e alle carte di pericolosità idraulica rappresentate dal PGRA, successivamente è stata valutata la prossimità a captazioni idriche sia pozzi che sorgenti. Questi indicatori sono stati scelti al fine di valutare l'interazione dei vincoli ambientali e di esprimere la fattibilità legata ai tempi e ai costi che un potenziale intervento può riscontrare.

La macrocategoria Ecosistema produttivo e Sinergie vuole esprimere il potenziale di integrazione del sito riqualificato all'interno di un sistema produttivo esistente, in linea con i principi dell'ecologia industriale e dell'economia circolare. Sono state inserite differenti categorie quali Impianti di trattamento, Ecosistema produttivo e Sinergie. La categoria impianti di trattamento esprime l'interazione del sito riconvertito con impianti di trattamento acqua e impianti di trattamento/smaltimento. Proseguendo la categoria Contesto produttivo prende in esame la vicinanza a zone industriali già consolidate. Infine, la categoria Sinergie valuta il potenziale di interazione di un nuovo impianto produttivo con impianti produttivi già esistenti, tale valutazione è stata eseguita partendo dalla lista degli impianti in possesso di una AIA e codificati secondo dei codici IPPC. Nello specifico sono stati valutati i possibili impianti che possono fornire energia/calore e sottoprodotti, nonché impianti che necessitano di un fabbisogno elevato di acqua e impianti che assorbono molta energia/calore. In particolare, questa distinzione è espressa nella Tabella 4-1-Classificazione delle categorie di sinergia industriale e corrispondenza con i codici IPPCTabella 4-1. Questi aspetti legati al contesto industriale rivestono un ruolo centrale nel modello, in quanto sono direttamente collegati all'obiettivo di riconversione industriale in chiave di eco parco industriale e di simbiosi industriale in linea con gli obiettivi espressi nella SNEC.

Tabella 4-1-Classificazione delle categorie di sinergia industriale e corrispondenza con i codici IPPC

Categoria sinergia	IPPC	Tipologie industriali	Ruolo nel modello
Fornitori di calore/energia	1.1, 5.2, 3.1, 2.2	termovalorizzatori, cementifici, acciaierie	Generano calore/energia utilizzabile
Fornitori di sottoprodotti	2.1, 4.1, 6.1, 2.6	fonderie, impianti chimici, cartiere, galvaniche	Producono scarti riutilizzabili
Utilizzatori di calore/energia	6.1, 6.4, 4.1, 6.2	cartiere, alimentari, chimiche, tessili	Richiedono calore/energia continua
Utilizzatori di acqua	6.1, 6.2, 6.4, 4.1	tessili, alimentari, cartiere, chimiche	Fabbisogno idrico elevato

Proseguendo l'analisi degli indicatori utilizzati nel modello di ranking, la macrocategoria Accessibilità & Infrastrutture si articola secondo due categorie, Accessibilità & Collegamenti e Infrastrutture tecnologiche. La prima categoria comprende differenti indicatori legati agli aspetti logistici, pertanto, è stata valutata la distanza del sito dai principali nodi di scambio merci, quali Aeroporti, scali merci ferroviari e caselli autostradali. Insieme a questi indicatori si è ritenuto opportuno inserire un indicatore della facilità di accesso a una strada extraurbana principale valutando la distanza da quest'ultima al sito. La seconda categoria rappresenta l'importanza della presenza delle infrastrutture tecnologiche sul sito, in particolare, sono state valutate la rete elettrica, la rete fognaria e la rete di approvvigionamento idropotabile. L'insieme di tutti gli indicatori inseriti in questa macrocategoria riflette nel modello l'importanza delle condizioni di accesso all'area nonché la disponibilità infrastrutturale nella localizzazione di nuove attività industriali.

Infine, la macrocategoria Contesto territoriale racchiude un insieme di indicatori atti a descrivere l'inserimento del sito nel tessuto urbano, paesaggistico nonché l'entità dell'intervento in sé. Nella seguente macrocategoria viene valutata la

prossimità dei nuclei storici e delle zone residenziali, viene valutata la presenza di vincoli di carattere paesaggistico e l'estensione dell'area di intervento.

Nel loro insieme, gli indicatori selezionati permettono di costruire una rappresentazione integrata del potenziale di riconversione industriale dei siti *brownfield*, combinando in un unico quadro valutativo sia fattori di vincolo sia fattori di opportunità.

4.4.3 DEFINIZIONE DEI PESI DA ASSEGNARE A MACROCATEGORIE E CATEGORIE

La definizione dei pesi associati alle macrocategorie e alle categorie rappresenta un passaggio centrale nella costruzione del modello di valutazione, in quanto determina il contributo relativo delle diverse dimensioni al risultato finale e influenza direttamente il ranking dei siti analizzati. In un contesto caratterizzato da elevata complessità decisionale e dalla presenza di variabili eterogenee, la determinazione dei pesi non può essere ricondotta esclusivamente a scelte arbitrarie, si è ritenuto opportuno adottare un processo strutturato in grado di riflettere, per quanto possibile, la multidisciplinarietà dei processi di riconversione industriale.

Per questo motivo, nel presente lavoro si è scelto di supportare la definizione dei pesi mediante la somministrazione di un questionario a un gruppo selezionato di esperti, con l'obiettivo di raccogliere valutazioni sull'importanza relativa delle diverse componenti del modello. La versione definitiva adottata del questionario è mostrata in Appendice III: Questionario per la definizione dei pesi. L'utilizzo di strumenti di raccolta strutturata delle opinioni rientra tra le pratiche consolidate nell'ambito della multi-criteria decision analysis (MCDA), in quanto consente di integrare conoscenze esperte e percezioni qualitative all'interno di un quadro analitico quantitativo.

Per la definizione dei pesi da associare a ciascun indicatore presente nel modello si è deciso di optare per una distribuzione uniforme all'interno della singola categoria. Questa scelta è dettata principalmente per rispondere a due problematiche legate a questo tipo di analisi, ovvero:

(i) un livello di dettaglio eccessivo nel questionario avrebbe scoraggiato la compilazione;

(ii) al fine di poter compilare un questionario con questi dettagli bisogna essere a conoscenza del dettaglio degli indicatori.

Il questionario è stato somministrato a un gruppo eterogeneo di esperti (n = 28), selezionati in modo da rappresentare differenti ambiti professionali rilevanti per il tema oggetto di studio. In particolare, il campione include:

(i) tecnici della pubblica amministrazione;

(ii) professionisti (ingegneri, architetti, geologi);

(iii) consulenti ambientali;

(iv) ricercatori e docenti universitari;

(v) figure operanti nel settore industriale.

Tale eterogeneità ha consentito di raccogliere una pluralità di punti di vista, riducendo il rischio di bias legati a una singola prospettiva disciplinare e aumentando la robustezza complessiva dei risultati.

Il campione dei rispondenti è stato successivamente suddiviso in due gruppi principali, al fine di cogliere eventuali differenze di valutazione legate al background disciplinare: da un lato, i tecnici urbanisti e i ricercatori in ambito territoriale (U), dall'altro, i tecnici non urbanisti, quali ingegneri, consulenti ambientali e figure operative nel settore industriale (T). A questi due gruppi è stato affiancato un terzo scenario di riferimento, definito come modello "plain" (P), nel quale i pesi sono stati distribuiti uniformemente tra le diverse componenti del modello. Tale configurazione è stata introdotta con finalità di confronto, con lo scopo di valutare gli effetti della struttura dei pesi rispetto a una condizione neutrale.

Il questionario è stato progettato con l'obiettivo di raccogliere valutazioni sull'importanza relativa delle diverse componenti del modello, mantenendo al contempo una struttura semplice e intuitiva per i partecipanti.

In particolare, il questionario è stato articolato in due livelli:

Il primo livello riguarda le macrocategorie, in cui ai partecipanti è stato richiesto di esprimere un giudizio sull'importanza relativa delle quattro dimensioni principali del modello.

Il secondo livello è occupato delle categorie, in cui è stato richiesto di valutare l'importanza relativa delle variabili interne a ciascuna macrocategoria.

Le valutazioni sono state espresse attraverso l'attribuzione di punteggi numerici, da 0 a 100, con l'accortezza di mantenere la somma dei pesi pari a 100 nelle macrocategorie e nelle categorie. Un punteggio più elevato riflette l'importanza percepita di ciascun elemento nel processo di riconversione industriale dei siti *brownfield*.

Le risposte sono state successivamente elaborate attraverso un processo di aggregazione e normalizzazione. In particolare, per ciascun gruppo di rispondenti (U e T) è stato calcolato il valore medio dei punteggi assegnati a ciascuna variabile, ottenendo una misura sintetica dell'importanza relativa. Tali valori sono stati poi normalizzati, imponendo che la somma dei pesi fosse pari a uno a ciascun livello della struttura gerarchica, al fine di garantire la coerenza interna del modello e la confrontabilità tra i diversi scenari.

Il modello è stato valutato introducendo, come definito prima, tre distinti set di pesi:

(i) P (Plain);
(ii) U (tecnici Urbanisti);
(iii) T (Tecnici non urbanisti)

Tale struttura consente di analizzare il modello secondo prospettive differenti e di evidenziare l'influenza delle diverse sensibilità disciplinari sui risultati. In particolare, il confronto tra i tre scenari permette di verificare la robustezza del modello rispetto alla variazione dei pesi e di individuare eventuali differenze nel ranking dei siti.

ANALISI DEI RISULTATI DEL QUESTIONARIO

In questa sezione vengono analizzati i risultati del questionario, con l'obiettivo di definire i valori finali dei pesi associati ai diversi scenari considerati.

Il primo dato riguarda i pesi da attribuire alle seguenti macrocategorie:

(i) Ambiente e Rischio
(ii) Ecosistema produttivo e Sinergie
(iii) Accessibilità e Infrastrutture
(iv) Contesto territoriale

L'analisi del seguente dato è mostrata in Figura 4-2, evidenzia una sostanziale coerenza tra i diversi gruppi di rispondenti, pur in presenza di alcune differenze legate al background disciplinare. In particolare, la macrocategoria Ecosistema produttivo e Sinergie risulta quella a cui viene attribuito il peso maggiore nello scenario relativo ai tecnici non urbanisti (T), mentre gli urbanisti (U) tendono a distribuire i pesi in modo più equilibrato tra le diverse dimensioni.

Le componenti Accessibilità e Infrastrutture e Ambiente e Rischio mostrano valori intermedi e relativamente stabili tra i diversi gruppi, a conferma della loro rilevanza trasversale nel processo di riconversione. La macrocategoria **Contesto territoriale**, pur mantenendo un ruolo significativo, risulta generalmente meno influente rispetto alle altre dimensioni.

Nel complesso, il confronto tra gli scenari evidenzia come le differenze tra gruppi non alterino in modo sostanziale la struttura complessiva delle priorità, suggerendo una buona robustezza del modello rispetto alla variazione dei pesi.

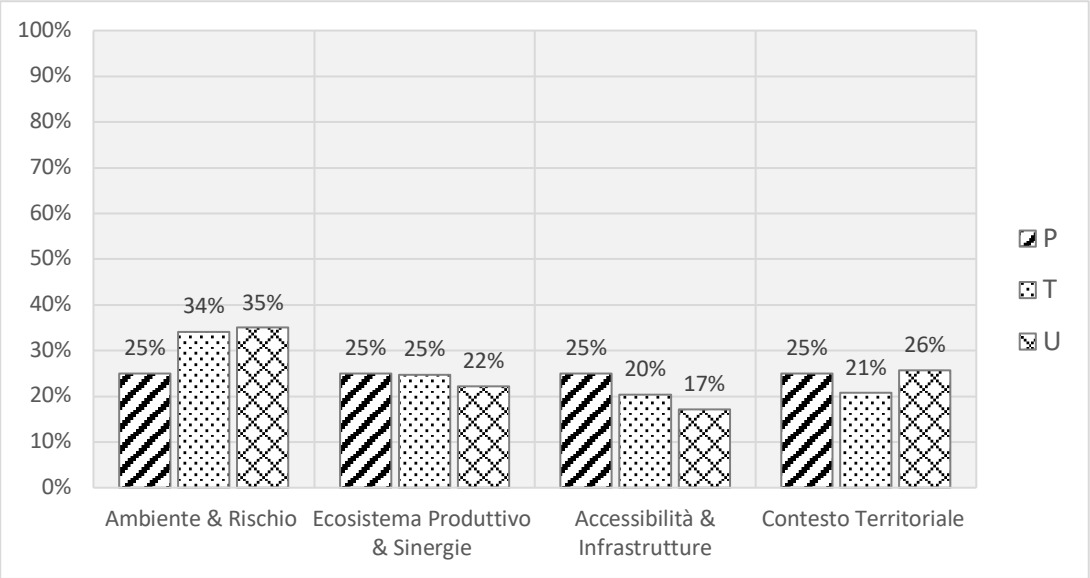


Figura 4-2-Risultati del questionario per le macrocategorie

La seconda domanda del questionario si è interessata di attribuire i pesi alle categorie presenti all'interno della macrocategoria *Ambiente e Rischio* (i) rappresentate da:

(i) Contaminazione del sito;
(ii) Rischio idrogeologico;
(iii) Rischio per la qualità della risorsa idrica

Dall'analisi mostrata in Figura 4-3 emerge una distribuzione relativamente equilibrata dei pesi tra le diverse categorie considerate. In particolare, la

contaminazione del sito risulta leggermente più rilevante nello scenario dei tecnici non urbanisti (T), riflettendo una maggiore attenzione agli aspetti operativi e ai costi di intervento.

Gli indicatori relativi al rischio idrogeologico e al rischio per la qualità della risorsa idrica mostrano valori simili tra i diversi gruppi, evidenziando una percezione condivisa dell'importanza delle criticità ambientali nel processo di riconversione.

Nel complesso, la macrocategoria si caratterizza per una distribuzione bilanciata dei pesi, a conferma del fatto che le diverse componenti ambientali contribuiscono in modo complementare alla valutazione del potenziale del sito.

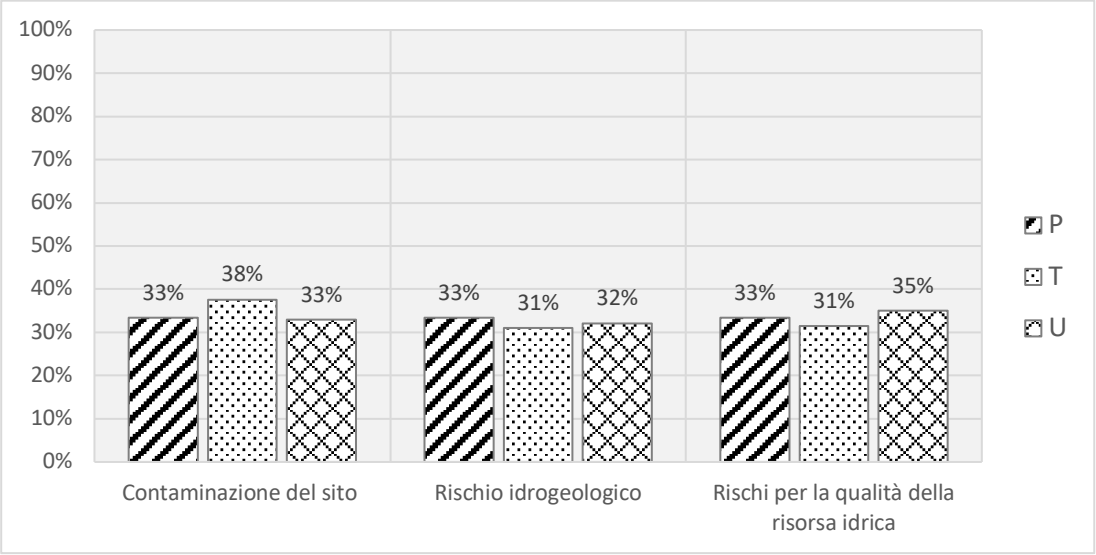


Figura 4-3-Risultati del questionario per la categoria Ambiente e Rischio

La terza domanda presente nel questionario ha riguardato l'attribuzione dei pesi alle categorie presenti nella macrocategoria *Ecosistema produttivo e Sinergie* (ii) rappresentate da:

(i) Vicinanza ad impianti di trattamento acque e rifiuti
(ii) Vicinanza ad aree industriali
(iii) Facilità ad instaurare processi di Simbiosi Industriale

Dall'analisi mostrata in Figura 4-4, emerge una maggiore variabilità tra i gruppi di rispondenti, in particolare per quanto riguarda la categoria relativa alla vicinanza ad impianti di trattamento acque e rifiuti, che assume un peso significativamente più elevato nello scenario dei tecnici non urbanisti (T).

Le categorie relative alla vicinanza ad aree industriali e alla facilità di instaurare processi di simbiosi industriale mostrano invece valori più equilibrati, pur con

una maggiore enfasi da parte degli urbanisti (U) sugli aspetti di integrazione territoriale e produttiva.

Questi risultati evidenziano come la dimensione dell'ecosistema produttivo sia particolarmente sensibile al background dei rispondenti, confermando la necessità di considerare più scenari di pesatura all'interno del modello.

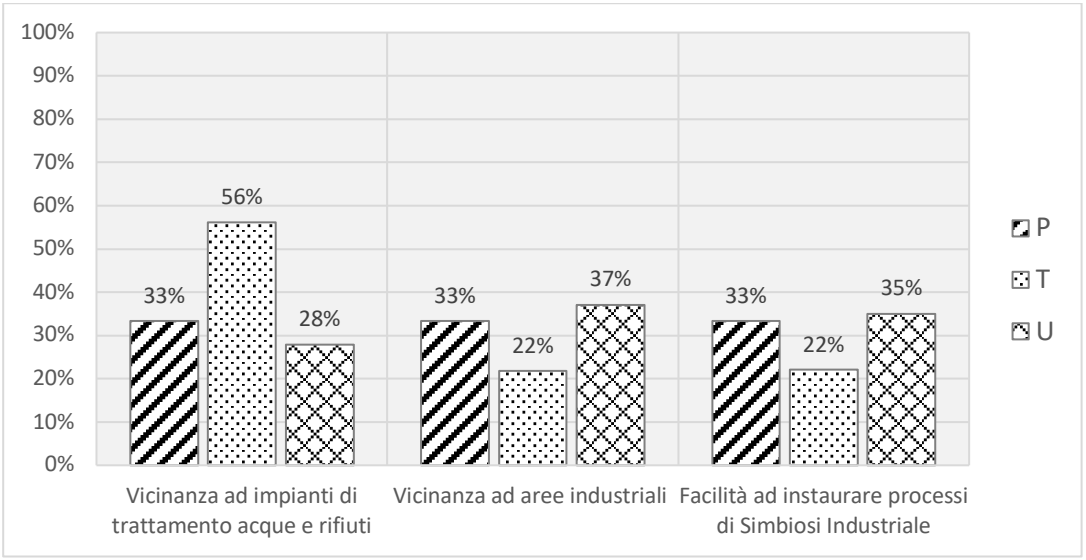


Figura 4-4-Risultati del questionario per la categoria Ecosistema produttivo e Sinergie

La quarta domanda presente nel questionario ha riguardato l'attribuzione dei pesi alle categorie presenti nella macrocategoria *Accessibilità e Infrastrutture* (iii) rappresentate da:

(i) Vicinanza a nodi di scambio e facilità di accesso

(ii) Presenza di nodi delle reti tecnologiche attrezzate

Dall'analisi mostrata in Figura 4-5, emerge una differenza significativa tra i gruppi di rispondenti. In particolare, i tecnici non urbanisti (T) attribuiscono un peso maggiore alla vicinanza ai nodi di scambio e alla facilità di accesso, evidenziando l'importanza degli aspetti logistici nella localizzazione delle attività produttive.

Gli urbanisti (U), al contrario, mostrano una maggiore attenzione alla presenza di infrastrutture tecnologiche, sottolineando il ruolo delle dotazioni territoriali nel supportare lo sviluppo industriale.

Questa differenza riflette due approcci complementari: uno più orientato all'efficienza operativa e uno più legato alla pianificazione territoriale e alla qualità infrastrutturale.

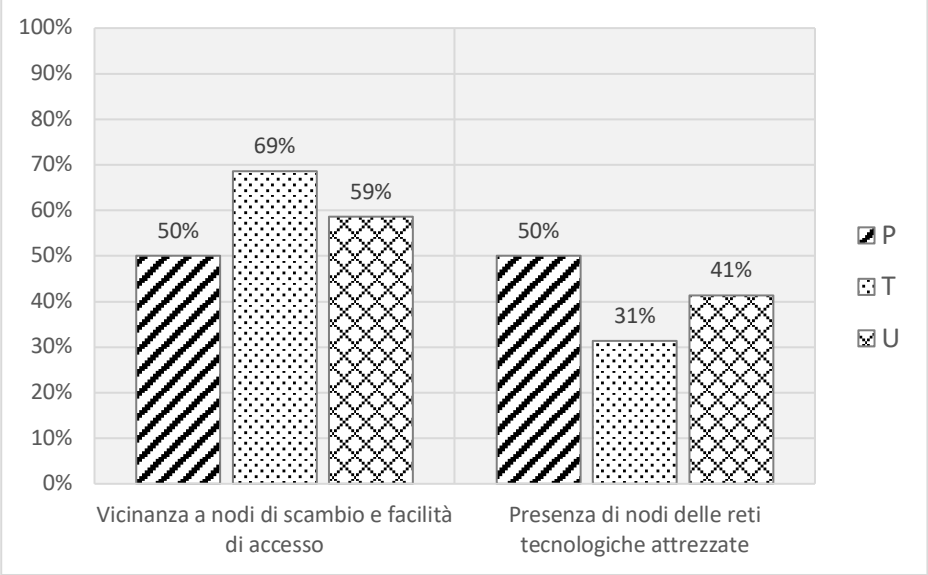


Figura 4-5-Risultati del questionario per la categoria Accessibilità e Infrastrutture

Infine, l'ultima domanda presente nel questionario ha riguardato l'attribuzione dei pesi alle categorie presenti nella macrocategoria *Contesto territoriale* (iv) rappresentate da:

(i) Lontananza dal tessuto urbano residenziale
(ii) Assenza di vincoli paesaggistici
(iii) Dimensione dell'area dismessa rispetto al contesto

Dall'analisi mostrata in Figura 4-6, emerge una distribuzione dei pesi relativamente equilibrata tra le diverse categorie, con alcune differenze tra i gruppi di rispondenti.

In particolare, la assenza di vincoli paesaggistici risulta particolarmente rilevante nello scenario dei tecnici non urbanisti (T), mentre gli urbanisti (U) attribuiscono maggiore importanza agli aspetti legati alla lontananza dal tessuto urbano residenziale e alla compatibilità territoriale.

La dimensione dell'area dismessa presenta valori più contenuti e omogenei tra i gruppi, suggerendo un ruolo secondario rispetto agli altri fattori considerati.

Nel complesso, i risultati evidenziano come il contesto territoriale, pur essendo meno determinante rispetto ad altre macrocategorie, contribuisca in modo significativo alla definizione del potenziale di riconversione.

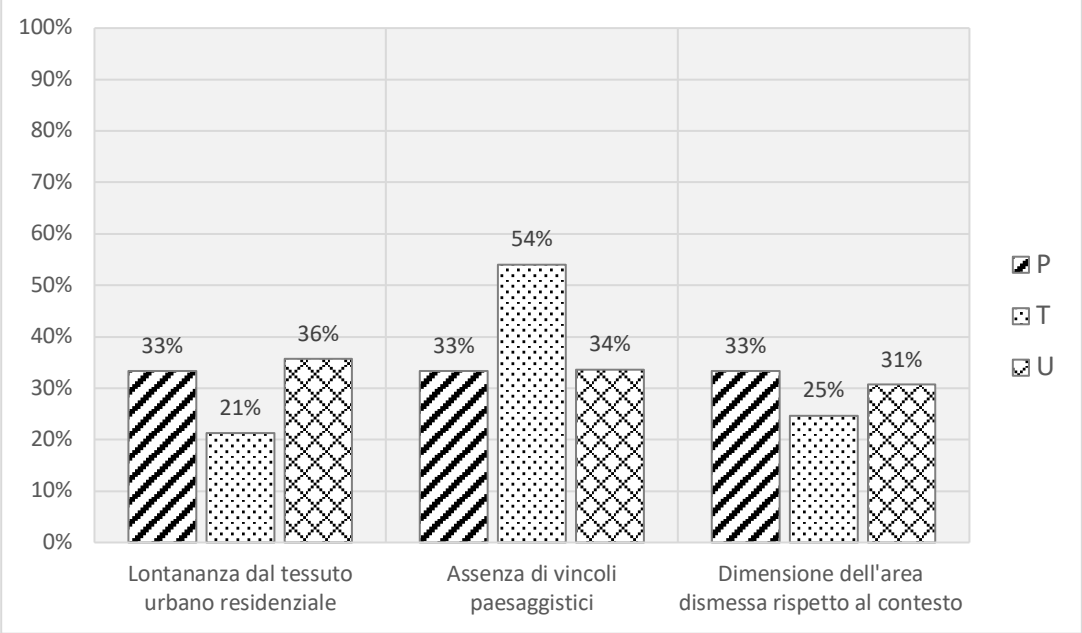


Figura 4-6-Risultati del questionario per la categoria Contesto territoriale

L'analisi dei risultati del questionario evidenzia una buona coerenza tra i diversi scenari considerati, pur in presenza di differenze riconducibili al background disciplinare dei rispondenti. Tali variazioni non modificano in modo sostanziale la gerarchia delle dimensioni, suggerendo una convergenza generale sugli aspetti ritenuti maggiormente rilevanti nel processo di riconversione industriale.

Le differenze tra gli scenari U (urbanisti) e T (tecnici non urbanisti) riflettono approcci complementari, legati rispettivamente a una maggiore attenzione agli aspetti territoriali e a una maggiore enfasi sugli elementi operativi e infrastrutturali. L'introduzione dello scenario "plain" (P), basato su una distribuzione uniforme dei pesi, consente inoltre di disporre di un riferimento neutrale per il confronto.

Nel complesso, il confronto tra i tre scenari consente di verificare la stabilità del modello rispetto alla variazione dei pesi e di supportarne l'applicazione nelle successive fasi di analisi.

4.4.4 NORMALIZZAZIONE DEI DATI

Successivamente alla fase di definizione dei pesi da associare nel modello, vi è stata la fase di normalizzazione dei dati, la quale rappresenta un passaggio centrale nella costruzione del modello. Tale fase consente di rendere confrontabili tra loro indicatori espressi in unità di misura differenti e caratterizzati da

distribuzioni statistiche eterogenee. In coerenza con la letteratura sulla costruzione di indici compositi e sui modelli di supporto alle decisioni, la scelta del metodo di normalizzazione è stata condotta in modo da preservare l'informazione contenuta nei dati originali e da limitare possibili distorsioni nella successiva fase di aggregazione.

Nel presente lavoro, gli indicatori utilizzati presentano natura differente. Una parte degli indicatori è di tipo discreto, essendo definita sulla base di soglie decisionali e classi di appartenenza individuate in fasi precedenti dell'analisi o funzioni specifiche applicate. Tali indicatori, riassunti in Tabella 4-2 assumono valori già normalizzati su scala ordinata da zero a uno e non richiedono ulteriori trasformazioni.

Una seconda parte degli indicatori è invece costituita da variabili continue, prevalentemente basate su misure di distanza tra i siti *brownfield* e specifici elementi territoriali o infrastrutturali. Per tali indicatori, la scelta del metodo di normalizzazione risulta particolarmente delicata, in quanto le distribuzioni dei valori possono presentare forte asimmetria o concentrazione in prossimità di valori bassi, tipica delle variabili di tipo spaziale.

La Tabella 4-2 propone per gli indicatori discreti e la descrizione della tipologia di discretizzazione utilizzata.

Tabella 4-2-Indicatori discreti e soglie decisionali

• Stato della contaminazione
Il punteggio è assegnato secondo una scala discreta: 0,2 per siti contaminati, 0,5 per siti potenzialmente contaminati, 0,7 in assenza di informazioni e 1 per siti bonificati, riflettendo una crescente idoneità al riutilizzo al diminuire delle criticità ambientali.
• SIN
L'indicatore relativo ai Siti di Interesse Nazionale (SIN) considera sia la presenza di contaminazione sia l'estensione dell'area interessata. Il punteggio attribuisce un peso prevalente (80%) alla presenza di SIN, suddivisa tra suolo (60%) e falda (40%), e una quota residuale (20%) alla percentuale di area coinvolta. Tale formulazione consente di modulare l'impatto della contaminazione in funzione della sua estensione spaziale.

• PAI
L'indicatore relativo al Piano di Assetto Idrogeologico (PAI) è definito come media ponderata di due componenti (50% ciascuna). La prima è funzione della classe di rischio: 1 (esterno), 0,8 (fascia C), 0,6 (fascia B), 0,3 (fascia A). La seconda è rappresentata dalla percentuale dell'area interessata dalle fasce PAI, espressa in forma complementare (1 – % area). L'indicatore integra quindi intensità ed estensione del rischio.
• PGRA
Analogamente, l'indicatore relativo al Piano di Gestione del Rischio Alluvioni (PGRA) è definito come media ponderata di due componenti (50% ciascuna). La prima è funzione della classe di rischio idraulico: 1 (esterno), 0,8 (R1), 0,6 (R2), 0,4 (R3), 0,2 (R4). La seconda considera la percentuale dell'area interessata, espressa in forma complementare. L'indicatore restituisce una misura sintetica del rischio idraulico.
• Vincoli
Il punteggio relativo ai vincoli è assegnato pari a 1 in assenza di vincoli e pari a 0,5 in presenza di almeno un vincolo. All'aumentare del numero di vincoli insistenti sull'area, il punteggio viene progressivamente ridotto mediante coefficienti moltiplicativi decrescenti (0,9; 0,7; 0,5; 0,3; 0,2), al fine di rappresentare la crescente limitazione alla riconversione.

FUNZIONE LINEARE

Nel processo di normalizzazione degli indicatori continui, una delle modalità più semplici e diffuse di trasformazione dei dati è rappresentata dalla funzione lineare. Tale approccio consente di mappare i valori originali di un indicatore su una scala normalizzata compresa tra 0 e 1, preservando la proporzionalità tra le osservazioni e mantenendo una relazione diretta tra variazione del dato e variazione del punteggio.

L'applicazione della funzione lineare risulta particolarmente appropriata nei casi in cui la relazione tra indicatore e potenziale di riconversione possa essere considerata monotona e proporzionale, ossia quando un incremento (o

decremento) del valore dell'indicatore produce un effetto costante sul risultato finale, senza la presenza di soglie critiche o fenomeni di saturazione.

Nel presente lavoro, la normalizzazione lineare è stata applicata agli indicatori continui per i quali non emergono particolari distorsioni nella distribuzione dei dati e per i quali si ritiene che il contributo al potenziale di riconversione vari in modo regolare lungo l'intero intervallo dei valori osservati.

La trasformazione lineare è stata implementata attraverso una funzione di tipo min-max, che consente di riportare i valori all'interno dell'intervallo [0,1] secondo la seguente formulazione:

per indicatori crescenti (maggiore è il valore, maggiore è il potenziale):

$$x' = \frac{x - x_{min}}{x_{max} - x_{min}}$$

per indicatori decrescenti (maggiore è il valore, minore è il potenziale):

$$x' = \frac{x_{max} - x}{x_{max} - x_{min}}$$

dove:

- x rappresenta il valore originale dell'indicatore,
- x_{min} e x_{max} rappresentano rispettivamente il valore minimo e massimo osservati nel dataset,
- x' è il valore normalizzato.

Questa formulazione consente di attribuire valore pari a 1 alle condizioni più favorevoli e valore pari a 0 a quelle meno favorevoli, mantenendo una distribuzione uniforme dei valori intermedi.

L'utilizzo della funzione lineare presenta il vantaggio di essere facilmente interpretabile e trasparente, rendendo esplicito il contributo relativo di ciascun indicatore al punteggio finale. Tuttavia, essa non consente di rappresentare eventuali effetti non lineari o comportamenti soglia, che possono caratterizzare alcune variabili territoriali, in particolare quelle legate alla prossimità spaziale. Per tali casi, è stato ritenuto opportuno affiancare alla funzione lineare anche funzioni di trasformazione non lineari, come la funzione logistica, descritta nel paragrafo successivo.

FUNZIONE LOGISTICA

Accanto alla trasformazione lineare, il modello di normalizzazione prevede l'utilizzo della funzione logistica come strumento per la rappresentazione di relazioni non lineari tra il valore degli indicatori e il loro contributo al potenziale di riconversione.

La funzione logistica appartiene alla classe delle funzioni sigmoidi ed è caratterizzata da un andamento non lineare che consente di modellare fenomeni in cui la variazione del contributo non è costante lungo l'intero dominio della variabile. In particolare, essa permette di descrivere situazioni in cui l'effetto di un indicatore risulta limitato per valori estremi e più significativo in corrispondenza di un intervallo centrale.

Dal punto di vista matematico, la funzione logistica può essere espressa nella forma generale:

$$x' = \frac{1}{1 + e^{-k(x-x_0)}}$$

dove:

- x rappresenta il valore dell'indicatore;
- x' è il valore trasformato su scala normalizzata compresa tra 0 e 1;
- k è un parametro che controlla la pendenza della curva;
- x_0 rappresenta il punto di flesso della funzione.

La forma sigmoide della funzione è caratterizzata da una crescita lenta nelle fasi iniziali, una variazione più marcata nell'intorno del punto di flesso e una progressiva saturazione verso il valore massimo. Questo comportamento consente di attenuare l'influenza dei valori estremi e di enfatizzare le differenze nelle fasce intermedie della distribuzione.

L'utilizzo della funzione logistica nella normalizzazione degli indicatori risponde all'esigenza di rappresentare in modo più realistico quelle situazioni in cui il contributo di una variabile non cresce (o decresce) in maniera proporzionale, ma segue dinamiche caratterizzate da soglie implicite e da effetti marginali decrescenti.

In questo senso, la funzione logistica costituisce uno strumento flessibile per la trasformazione dei dati, in grado di adattarsi a differenti configurazioni

distributive e di migliorare la capacità del modello di rappresentare comportamenti non lineari.

In particolare, la posizione del punto di flesso risulta cruciale in termini di rappresentazione del dato. Tale flessibilità ha permesso di posizionare i flessi secondo una logica di tipo territoriale e alla scala di applicazione del modello.

Un ulteriore elemento che concorre nella composizione della funzione logistica è il parametro k , il quale riveste un ruolo centrale, in quanto influenza direttamente la rapidità della transizione tra valori bassi e alti della funzione. Nel presente lavoro, al fine di evitare una scelta arbitraria e garantire coerenza con la distribuzione dei dati osservati, il parametro è stato definito attraverso una formulazione che tiene conto sia della dispersione dei valori dell'indicatore sia del livello di riferimento associato al punto di flesso.

In particolare, il parametro k è stato calcolato come:

$$k = \frac{\ln\left(\frac{1-p}{p}\right)}{\max(|x_{min} - x_0|, |x_{max} - x_0|)}$$

dove:

- p rappresenta un valore di riferimento della funzione logistica (espresso nell'intervallo 0–1);
- x_{min} e x_{max} sono rispettivamente il valore minimo e massimo dell'indicatore nel dataset;
- x_0 è il punto di flesso della funzione.

Questa formulazione consente di calibrare la pendenza della curva in funzione dell'ampiezza dell'intervallo dei dati e della posizione del punto di flesso, garantendo una distribuzione coerente dei valori normalizzati sull'intero dominio dell'indicatore. In particolare, il parametro p rappresenta il valore della funzione associato agli estremi dell'intervallo dei dati. In altri termini, esso consente di stabilire quanto rapidamente la funzione tenda ai valori limite (0 e 1) e, di conseguenza, l'ampiezza della zona in cui la funzione presenta una variazione significativa.

Nel presente lavoro è stato adottato un valore pari a:

$$p = 0{,}001$$

Questa scelta consente di ottenere una trasformazione fortemente non lineare, nella quale:

- le differenze tra valori estremi vengono attenuate;
- le variazioni prossime al punto di flesso vengono enfatizzate.

L'adozione di un valore di p molto basso permette quindi di controllare in modo esplicito il comportamento asintotico della funzione e di adattare la normalizzazione alle caratteristiche dei dati, evitando possibili effetti di compressione eccessiva nella parte centrale della distribuzione.

La Tabella 4-3 esprime per ogni tipologia di indicatore il punto di flesso e il conseguente parametro k calcolato. Al fine di definire il punto di flesso ottimale e che mantenesse una logica a scala reale, sono state condotte delle analisi di sensitività mostrate in Appendice IV: Analisi di sensitività

Tabella 4-3-Parametri utilizzati per le funzioni logistiche

Indicatore	U.M.	x_0	k
Pozzi	m	200	2,30E-03
Sorgenti	m	200	2,77E-04
Impianti di trattamento acque	m	5000	1,51E-03
Impianti di trattamento rifiuti	m	3000	1,79E-03
Ambiti produttivi	m	1000	6,91E-03
Fonte di calore e energia	m	3000	8,65E-04
Fonte di sottoprodotti	m	3500	9,20E-04
Utilizzatori di calore	m	4000	4,30E-04
Utilizzatori di acqua	m	8000	2,89E-04
Aeroporti	m	20000	2,16E-04
Nodi ferroviari	m	15000	2,67E-04
Casello autostradale	m	12000	2,67E-04
Viabilità principale	m	10000	3,80E-04
Nodi rete elettrica	m	500	8,40E-03
Reti fognarie	m	500	1,38E-02
Rete di distribuzione acque	m	1000	2,61E-03
Centri storici	m	500	3,67E-03
Urbanizzato residenziale	m	500	4,17E-03
Grandezza del sito	m2	100000	9,29E-06

Nel presente lavoro, la funzione logistica non è utilizzata come unica modalità di normalizzazione, ma è stata affiancata da una funzione lineare come poi spigato nella sezione successiva.

APPROCCIO FINALE PER LA NORMALIZZAZIONE DEI VALORI

Al fine di rappresentare in modo più completo il contributo degli indicatori al potenziale di riconversione industriale, nel presente lavoro è stato adottato un approccio integrato alla normalizzazione, basato sulla combinazione lineare della trasformazione lineare e della funzione logistica.

Come illustrato nei paragrafi precedenti, la funzione lineare consente di mantenere una relazione proporzionale tra il valore dell'indicatore e il punteggio normalizzato, garantendo semplicità interpretativa e trasparenza del modello. Al contrario, la funzione logistica permette di rappresentare comportamenti non lineari, introducendo effetti di saturazione e una maggiore sensibilità nelle fasce centrali della distribuzione.

Per integrare i vantaggi dei due approcci, il valore finale normalizzato per ciascun indicatore continuo è stato ottenuto mediante una combinazione lineare delle due trasformazioni, secondo la seguente espressione:

$$x'' = 0{,}5 \cdot x'_{lin} + 0{,}5 \cdot x'_{log}$$

dove:

- x'' rappresenta il valore normalizzato finale;
- x'_{lin} è il valore ottenuto tramite normalizzazione lineare;
- x'_{log} è il valore ottenuto tramite funzione logistica.

La scelta di attribuire un peso uguale alle due componenti non è stata effettuata in modo arbitrario, ma è stata supportata da un'analisi di sensitività condotta variando il parametro di combinazione tra valori compresi nell'intervallo $[0{,}1; 0{,}9]$. In particolare, sono stati analizzati gli effetti della variazione del peso relativo tra componente lineare e componente logistica attraverso la rappresentazione grafica dei risultati ottenuti.

L'analisi ha evidenziato come valori estremi del parametro di combinazione tendano a privilegiare eccessivamente una delle due componenti, comportando rispettivamente:

- una rappresentazione eccessivamente lineare del fenomeno;
- una enfatizzazione marcata degli effetti non lineari e di saturazione.

Al contrario, l'adozione di un valore intermedio pari a 0,5 consente di ottenere un equilibrio tra le due modalità di trasformazione, garantendo una buona stabilità dei risultati e una rappresentazione più robusta del contributo degli indicatori.

I risultati dell'analisi di sensitività sono riportati in Appendice IV: Analisi di sensitività: definizione del punto di flesso, dove sono illustrati i grafici relativi alle diverse configurazioni del parametro di combinazione. Tali evidenze supportano la scelta metodologica adottata, confermando come la combinazione equilibrata delle due funzioni consenta di mitigare gli effetti distorsivi e di migliorare la capacità descrittiva del modello.

Nel complesso, la combinazione lineare delle funzioni di normalizzazione costituisce un elemento centrale del modello proposto, in quanto permette di integrare semplicità interpretativa e flessibilità analitica, contribuendo alla costruzione di un sistema di valutazione più robusto e adattabile.

4.4.5 AGGREGAZIONE DEGLI INDICATORI E COSTRUZIONE DELL'INDICE SINTETICO

Una volta completata la fase di normalizzazione, tutti gli indicatori risultano espressi su una scala adimensionale comune compresa tra 0 e 1. Questo passaggio consente di procedere alla fase di aggregazione, finalizzata alla costruzione di un indice sintetico rappresentativo del potenziale di riconversione industriale per ciascun sito analizzato.

L'aggregazione degli indicatori è stata effettuata secondo un approccio additivo ponderato, in coerenza con gli schemi metodologici tipici della multi-criteria decision analysis (MCDA). Tale approccio consente di combinare in modo trasparente i diversi contributi informativi, mantenendo esplicito il ruolo dei pesi assegnati ai vari livelli della struttura gerarchica del modello.

Il processo di aggregazione si sviluppa secondo la struttura gerarchica definita nei paragrafi precedenti, articolandosi in tre livelli principali: indicatori, categorie e macrocategorie.

AGGREGAZIONE A LIVELLO DI CATEGORIA

Per ciascuna categoria, il valore sintetico è stato calcolato come combinazione lineare degli indicatori che la compongono, secondo la seguente formulazione:

$$C_j = \sum_{i=1}^{n} w_{ij} \cdot x''_{ij}$$

dove:

- $C_j$rappresenta il valore della categoria j;
- x''_{ij}è il valore normalizzato dell'indicatore $i$appartenente alla categoria j;
- w_{ij}è il peso associato all'indicatore $i$all'interno della categoria;
- nè il numero di indicatori della categoria.

AGGREGAZIONE A LIVELLO DI MACROCATEGORIA

Analogamente, per ciascuna macrocategoria il valore sintetico è stato ottenuto come combinazione pesata delle categorie che la compongono:

$$M_k = \sum_{j=1}^{m} w_{jk} \cdot C_j$$

dove:

- $M_k$rappresenta il valore della macrocategoria k;
- C_jè il valore della categoria j;
- w_{jk}è il peso della categoria $j$all'interno della macrocategoria;
- mè il numero di categorie.

COSTRUZIONE DELL'INDICE FINALE

Infine, l'indice complessivo di potenziale di riconversione industriale per ciascun sito è stato ottenuto aggregando le macrocategorie secondo i pesi definiti:

$$PRI = \sum_{k=1}^{p} w_k \cdot M_k$$

dove:

- PRI rappresenta l'indice finale;
- M_k è il valore della macrocategoria k;
- w_k è il peso associato alla macrocategoria;
- p è il numero totale di macrocategorie.

INTERPRETAZIONE DELL'INDICE

L'indice finale così ottenuto assume valori compresi tra 0 e 1 e rappresenta una misura sintetica del potenziale di riutilizzo industriale dei siti *brownfield* analizzati. Valori più elevati indicano condizioni più favorevoli alla riconversione, mentre valori più bassi evidenziano la presenza di criticità legate al possibile riutilizzo di tipo industriale.

L'approccio adottato consente di mantenere la tracciabilità dell'intero processo valutativo, rendendo possibile risalire dal valore finale ai contributi delle singole macrocategorie, categorie e indicatori. Questa caratteristica risulta particolarmente rilevante in ottica di supporto alle decisioni, in quanto permette non solo di ordinare i siti, ma anche di comprendere le determinanti del loro posizionamento nel ranking.

4.5 APPLICAZIONE DEL MODELLO A UN CASO STUDIO: LA PROVINCIA DI BRESCIA

Al fine di verificare l'applicabilità del modello di valutazione proposto, esso è stato applicato a un caso studio rappresentativo, selezionato in funzione della disponibilità dei dati e della rilevanza del contesto territoriale rispetto alle dinamiche di riconversione industriale.

L'applicazione del modello a un contesto reale consente di testarne la capacità operativa, valutando sia la coerenza dei risultati ottenuti sia la sua efficacia come strumento di supporto ai processi decisionali. In particolare, il caso studio permette di analizzare il comportamento del modello in presenza di un insieme eterogeneo di siti, caratterizzati da differenti condizioni territoriali, ambientali e infrastrutturali.

Nel presente lavoro, il modello è stato applicato al territorio della provincia di Brescia, un'area contraddistinta da una forte tradizione industriale e da una significativa presenza di aree produttive dismesse o sottoutilizzate. Questo contesto risulta particolarmente adatto alla sperimentazione del modello, in quanto consente di valutare il potenziale di riconversione industriale dei siti *brownfield* all'interno di un sistema territoriale complesso e articolato.

Nei paragrafi successivi vengono descritti i criteri adottati per la definizione delle unità di analisi, le modalità di costruzione della base informativa e i risultati dell'applicazione del modello, con particolare riferimento al ranking comparativo dei siti analizzati.

4.5.1 DEFINIZIONE DELLE UNITÀ DI ANALISI

La definizione delle unità di analisi presuppone un processo di censimento delle aree *brownfield*, costituendo la fase preliminare per l'applicazione del modello di valutazione e per la delimitazione del perimetro di analisi.

In assenza di censimenti aggiornati e sistematici delle aree industriali dismesse a scala provinciale, regionale o nazionale, l'individuazione dei siti è stata condotta facendo riferimento a fonti istituzionali locali, ritenute significative dal punto di vista della pianificazione territoriale e della programmazione degli interventi di rigenerazione.

In particolare, le aree che costituiscono la base informativa per l'applicazione del modello sono le "aree della rigenerazione" definite dagli uffici dell'Area del Territorio, del Settore della Pianificazione Territoriale e del Settore Sviluppo Industriale e Paesaggio della Provincia. Tali aree sono individuate come ambiti caratterizzati da condizioni di dismissione, sottoutilizzo o obsolescenza funzionale, e ritenuti potenzialmente strategici per processi di trasformazione e riqualificazione territoriale. Le aree della rigenerazione definite dall' *definizione normativa.*

La disponibilità di schede descrittive associate ai singoli siti, contenenti informazioni di carattere territoriale, funzionale e localizzativo, ha consentito di disporre di una base informativa strutturata e omogenea, utile alla costruzione degli indicatori e alla caratterizzazione delle unità di analisi.

L'utilizzo di questa fonte consente di ancorare il processo di selezione dei siti a un quadro istituzionale consolidato e coerente con le politiche di rigenerazione territoriale, garantendo al contempo l'affidabilità delle informazioni di base. I siti individuati risultano distribuiti sull'intero territorio provinciale, permettendo così di condurre l'analisi su una base spaziale ampia e rappresentativa delle diverse condizioni territoriali.

È tuttavia opportuno sottolineare che l'insieme delle "aree della rigenerazione" non coincide con un censimento esaustivo di tutti i siti potenzialmente riconducibili alla categoria dei *brownfield* presenti sul territorio. In assenza di banche dati complete e sistematiche, il censimento adottato riflette una selezione di aree ritenute di particolare rilevanza per le strategie di sviluppo territoriale, piuttosto che un inventario completo delle dismissioni industriali.

Questa impostazione risulta coerente con l'obiettivo del modello, che non mira a quantificare l'estensione complessiva del fenomeno dei *brownfield*, ma a valutare comparativamente il potenziale di riconversione industriale di un insieme definito di siti. L'attenzione è quindi posta sulla capacità del modello di supportare processi decisionali e di individuare priorità di intervento.

In questo contesto, l'unità di analisi è rappresentata dal singolo sito *brownfield*, inteso come area delimitata spazialmente e identificabile all'interno del sistema informativo territoriale. Ciascun sito è trattato come un'entità autonoma all'interno del modello, pur essendo analizzato in relazione al contesto territoriale circostante attraverso l'utilizzo di indicatori spaziali.

Complessivamente, il processo di selezione ha condotto all'individuazione di un insieme di 38 siti, che costituiscono il campione oggetto della valutazione comparativa sviluppata nel presente capitolo.

4.5.2 COSTRUZIONE DELLA BASE INFORMATIVA

Una volta definite le unità di analisi, è stata costruita la base informativa necessaria all'applicazione del modello, mediante la raccolta e l'elaborazione dei dati relativi agli indicatori precedentemente individuati.

La costruzione della base dati ha richiesto l'integrazione di diverse fonti informative, comprendenti dati territoriali, ambientali e infrastrutturali, provenienti da banche dati pubbliche e sistemi informativi geografici. In particolare, l'utilizzo di strumenti GIS ha consentito di analizzare la distribuzione spaziale dei siti e di calcolare indicatori di prossimità e accessibilità, quali la distanza da infrastrutture, impianti e aree produttive etc...

Le principali fonti dei dati utilizzate nel presente lavoro sono sintetizzate nella Tabella 4-4, che riporta per ciascun database l'ente produttore e la tipologia di informazione fornita.

Tabella 4-4-Fonti e database utilizzati

Database	**Ente produttore**	**Scala / copertura**
Geoportale Provincia di Brescia	Provincia di Brescia	Provinciale
Geoportale Regione Lombardia	Regione Lombardia	Regionale
Database Mosaico	ISPRA	Nazionale

Per ciascun sito, sono state raccolte e organizzate le informazioni necessarie alla definizione degli indicatori, garantendo la coerenza e l'omogeneità dei dati. L'elaborazione ha previsto, ove necessario, operazioni di georeferenziazione, normalizzazione e trattamento dei dati, al fine di rendere confrontabili le diverse variabili considerate.

La cartografia di base che è stata definita per l'applicazione al caso studio è mostrata in Figura 4-7. La base informativa così costruita costituisce il supporto operativo per l'applicazione delle procedure di normalizzazione e aggregazione descritte nei paragrafi precedenti, consentendo il calcolo degli indicatori e la successiva costruzione dell'indice sintetico per ciascun sito.

In particolare, la Figura 4-7 mostra le aree oggetto di studio individuate e georeferenziate all'interno del territorio della provincia di Brescia. Il territorio provinciale è stato inoltre suddiviso sulla base degli ambiti territoriali omogenei individuati da Regione Lombardia.

La provincia si suddivide nei seguenti ambiti territoriali:

(i) Bassa pianura bresciana;
(ii) Collina e alta pianura bresciana;
(iii) Riviera gardesana e morene del Garda;

(iv) Franciacorta e Sebino;

(v) Valle Camonica;

(vi) Valli Bresciane.

La distribuzione delle aree oggetto di studio evidenzia una prevalenza nell'ATO della Collina e alta pianura bresciana (n°16), seguito dagli ATO della Franciacorta e Sebino (n°6) e della Riviera gardesana e morene del Garda (n°6). Quote inferiori si registrano nell'ATO della Bassa pianura bresciana (n°4) e nei territori vallivi, costituiti dagli ATO della Valle Camonica (n°3) e delle Valli bresciane (n°3).

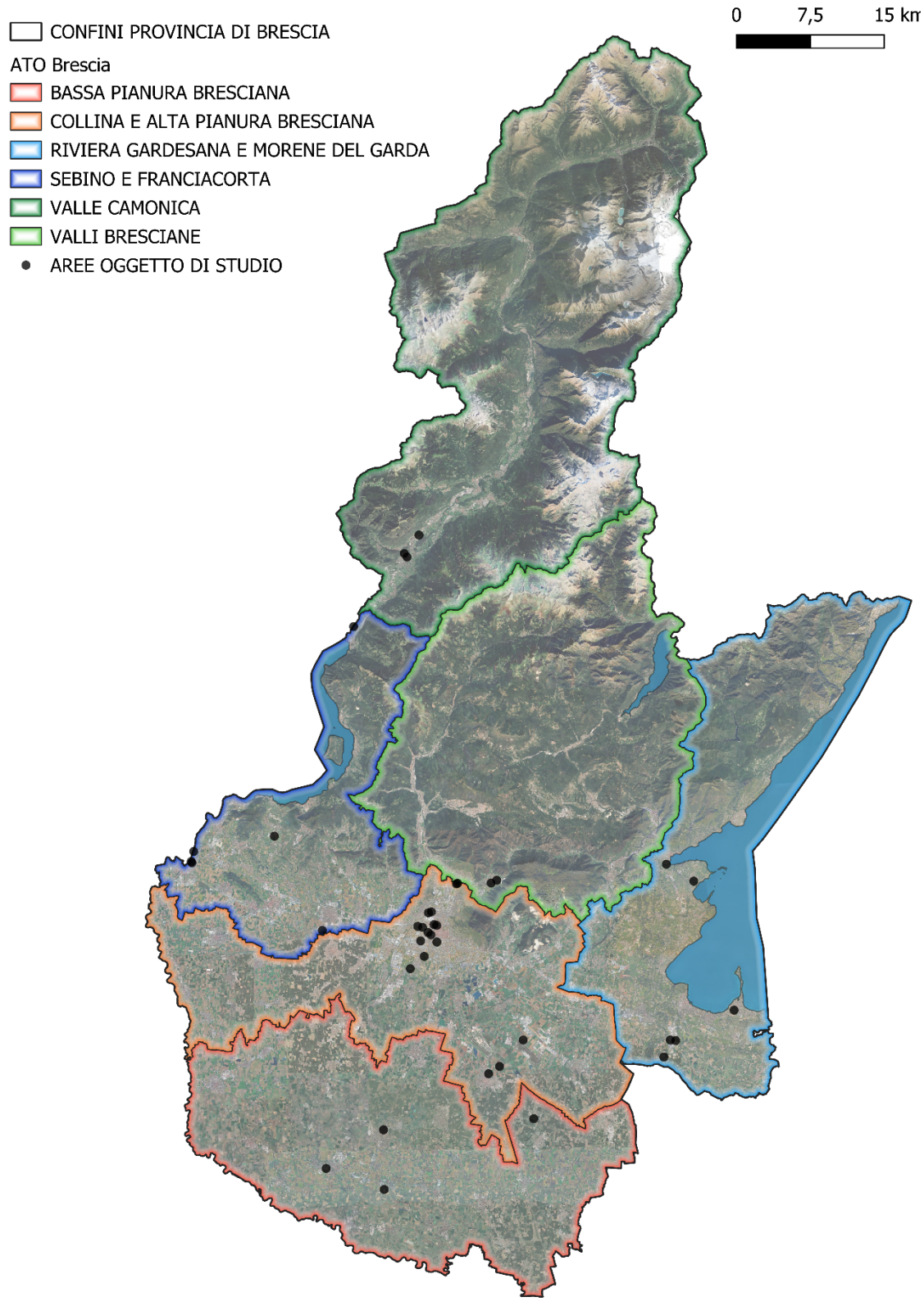


Figura 4-7-Base informativa della provincia di Brescia a scala 1:450000

4.5.3 APPLICAZIONE DEL MODELLO

Una volta definita la base informativa e completate le fasi di normalizzazione e aggregazione degli indicatori, il modello è stato applicato all'insieme dei siti

individuati nel caso studio, al fine di calcolare l'indice sintetico di potenziale di riconversione industriale per ciascuna unità di analisi.

L'applicazione del modello è stata effettuata considerando i tre distinti scenari di pesatura definiti nel paragrafo 4.4.3:

(i) Scenario P, caratterizzato da una distribuzione uniforme dei pesi;
(ii) scenario U, basato sulle valutazioni degli urbanisti;
(iii) scenario T, basato sulle valutazioni dei tecnici non urbanisti.

Per ciascun sito, è stato quindi calcolato il valore dell'indice sintetico secondo le procedure descritte, ottenendo tre diversi valori corrispondenti ai tre scenari considerati. Tali valori sono stati successivamente utilizzati per costruire un ranking comparativo dei siti, ordinati in funzione del loro valore di Potenziale di Riutilizzo Industriale. Il confronto tra i ranking ottenuti nei diversi scenari consente di analizzare la stabilità del modello rispetto alla variazione dei pesi e di valutare l'influenza delle diverse sensibilità disciplinari sui risultati.

Nei paragrafi successivi vengono presentati e discussi i risultati dell'applicazione del modello, con particolare riferimento alla distribuzione dei valori dell'indice, il posizionamento relativo dei siti analizzati e alcune valutazioni di carattere territoriale.

4.5.4 ANALISI DEI RISULTATI

L'applicazione del modello ai siti individuati ha consentito di costruire un ranking comparativo del potenziale di riconversione industriale, articolato secondo i tre scenari di pesatura considerati (P, U, T). Per ciascun sito è stato calcolato l'indice sintetico (PRI), che rappresenta una misura complessiva del potenziale di riconversione, derivante dall'aggregazione delle diverse componenti del modello. Al fine di una restituzione grafica più chiara del valore di PRI e il dettaglio del contributo relativo delle quattro macrocategorie considerate si è scelto di suddividere i siti in grafici distinti, da Figura 4-8 a Figura 4-11, in ordine decrescente secondo il valore di PRI nello scenario P.

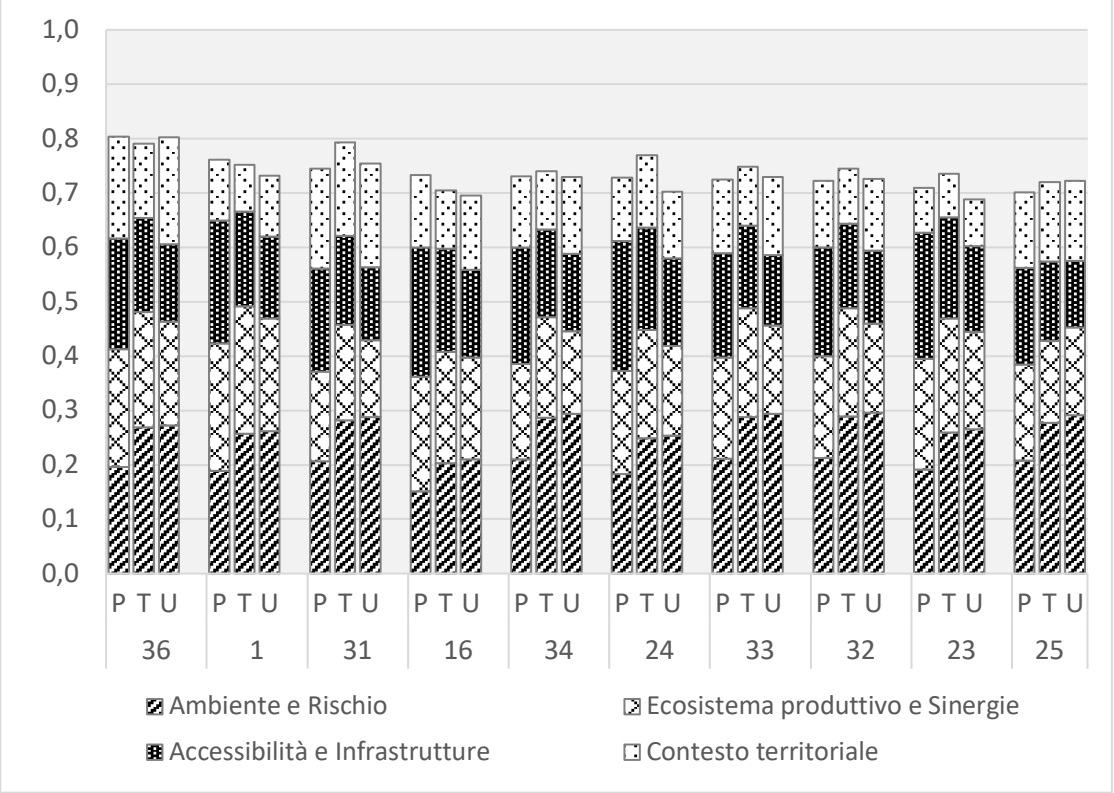


Figura 4-8- Composizione del valore di PRI (siti da 1 a 10)

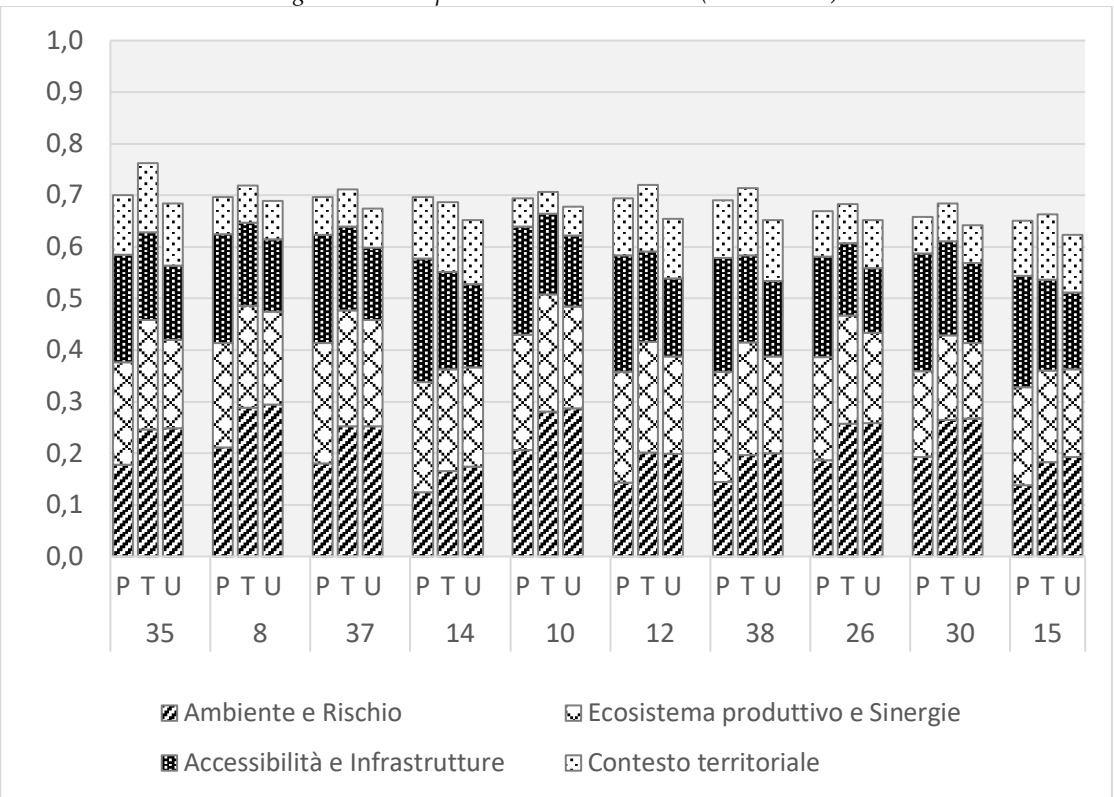


Figura 4-9-Composizione del valore di PRI(siti da 11 a 20)

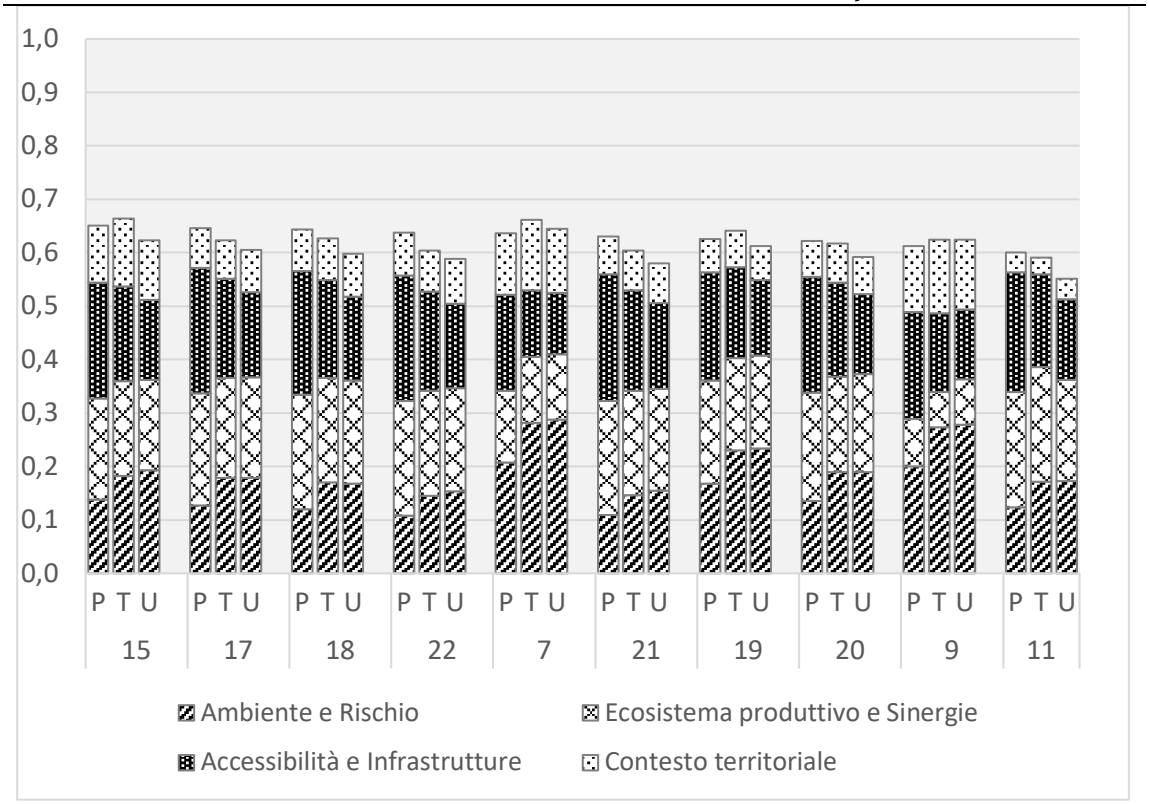


Figura 4-10-Composizione del valore di PRI(siti da 21 a 30)

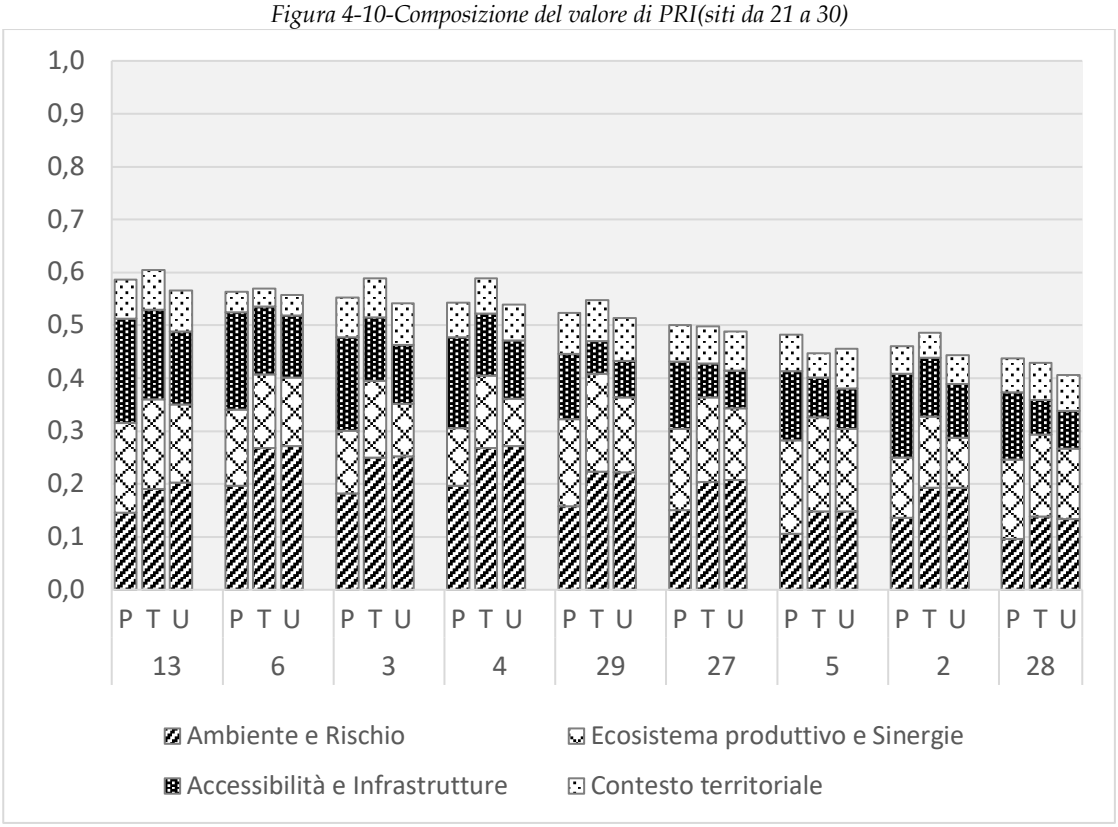


Figura 4-11-Composizione del valore di PRI(siti da 31 a 38)

Dall'analisi complessiva dei grafici emerge una distribuzione relativamente ampia dei valori dell'indice, con un intervallo compreso tra valori elevati (prossimi all'80%) e valori più contenuti (intorno al 40%). Tale variabilità riflette

l'eterogeneità delle condizioni territoriali, ambientali e infrastrutturali dei siti analizzati, confermando la capacità del modello di discriminare tra contesti caratterizzati da differenti livelli di potenziale.

Un elemento di particolare interesse riguarda la composizione interna dell'indice, che evidenzia come il contributo delle diverse macrocategorie vari significativamente tra i siti. In particolare, le componenti relative a Ambiente e Rischio e Ecosistema produttivo e Sinergie mostrano una variabilità più marcata, risultando spesso determinanti nel posizionamento dei siti nella parte alta o bassa del ranking.

Al contrario, la componente Contesto territoriale appare più stabile e con un'incidenza generalmente più contenuta, configurandosi come fattore di supporto piuttosto che come elemento discriminante principale. La dimensione Accessibilità e Infrastrutture presenta un ruolo intermedio, contribuendo in modo significativo alla definizione dell'indice ma con una distribuzione più uniforme rispetto alle altre componenti.

Il confronto tra i tre scenari considerati è riportato in Figura 4-12, la quale mostra l'andamento dell'indice di PRI per ciascun sito nei tre scenari considerati.

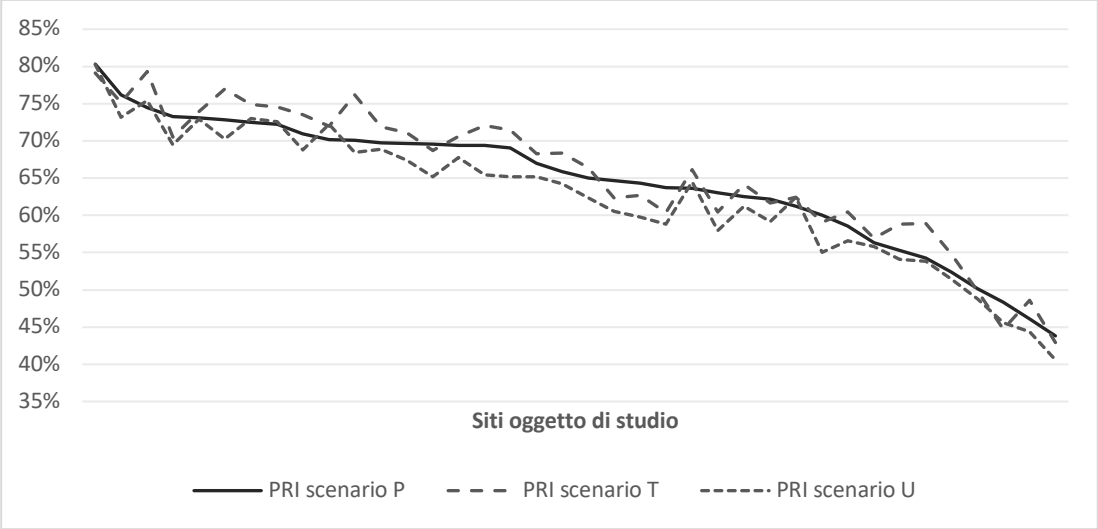


Figura 4-12-Confronto tra gli scenari P,T,U

Dall'analisi del grafico emerge una elevata coerenza tra le tre curve, che presentano un andamento sostanzialmente parallelo lungo l'intero intervallo dei siti, in ordine decrescente secondo lo scenario P. Questo risultato evidenzia come la variazione dei pesi, pur influenzando i valori puntuali dell'indice, non determini alterazioni significative nella struttura complessiva del ranking.

Le differenze osservate tra i valori dell'indice nei tre scenari risultano coerenti con quanto emerso nell'analisi del questionario, da cui derivano i pesi utilizzati nel modello. In particolare, lo scenario basato sulle valutazioni dei tecnici non urbanisti (T) tende in alcuni casi a restituire valori più elevati per quei siti caratterizzati da una maggiore integrazione con il sistema produttivo e infrastrutturale, in linea con la maggiore importanza attribuita da questo gruppo alle dimensioni operative e industriali.

Al contrario, lo scenario relativo agli urbanisti (U) riflette una maggiore attenzione agli aspetti territoriali e di contesto, con effetti che si traducono in una diversa distribuzione dei valori dell'indice per i siti che presentano caratteristiche meno favorevoli sotto il profilo della compatibilità territoriale.

Le variazioni tra gli scenari risultano pertanto interpretabili come conseguenza diretta delle differenze emerse nel processo di definizione dei pesi, piuttosto che come effetti casuali del modello. In questo senso, i risultati confermano la coerenza interna dell'impostazione metodologica, evidenziando come il modello sia in grado di riflettere in modo consistente le diverse priorità espresse dai gruppi di rispondenti. Dalle evidenze emerse nell'applicazione del modello bisogna notare sicuramente come il processo di identificazione dei pesi sia fondamentale per interpretare i risultati del modello.

CONSIDERAZIONI TERRITORIALI

A seguito dell'applicazione del modello, è stata sviluppata un'analisi di tipo territoriale finalizzata a interpretare i risultati in relazione alla distribuzione spaziale dei siti. A tal fine, il territorio provinciale è stato suddiviso facendo riferimento agli Ambiti Territoriali Omogenei (ATO) definiti da Regione Lombardia, individuando le seguenti macroaree: Bassa pianura bresciana, Collina e alta pianura bresciana, Riviera gardesana e morene del Garda, Sebino e Franciacorta, Val Camonica e Valli bresciane.

In Figura 4-13 sono sintetizzati i risultati del modello e mostrati sulla base informativa territoriale con il dettaglio della suddivisione territoriale delle ATO.

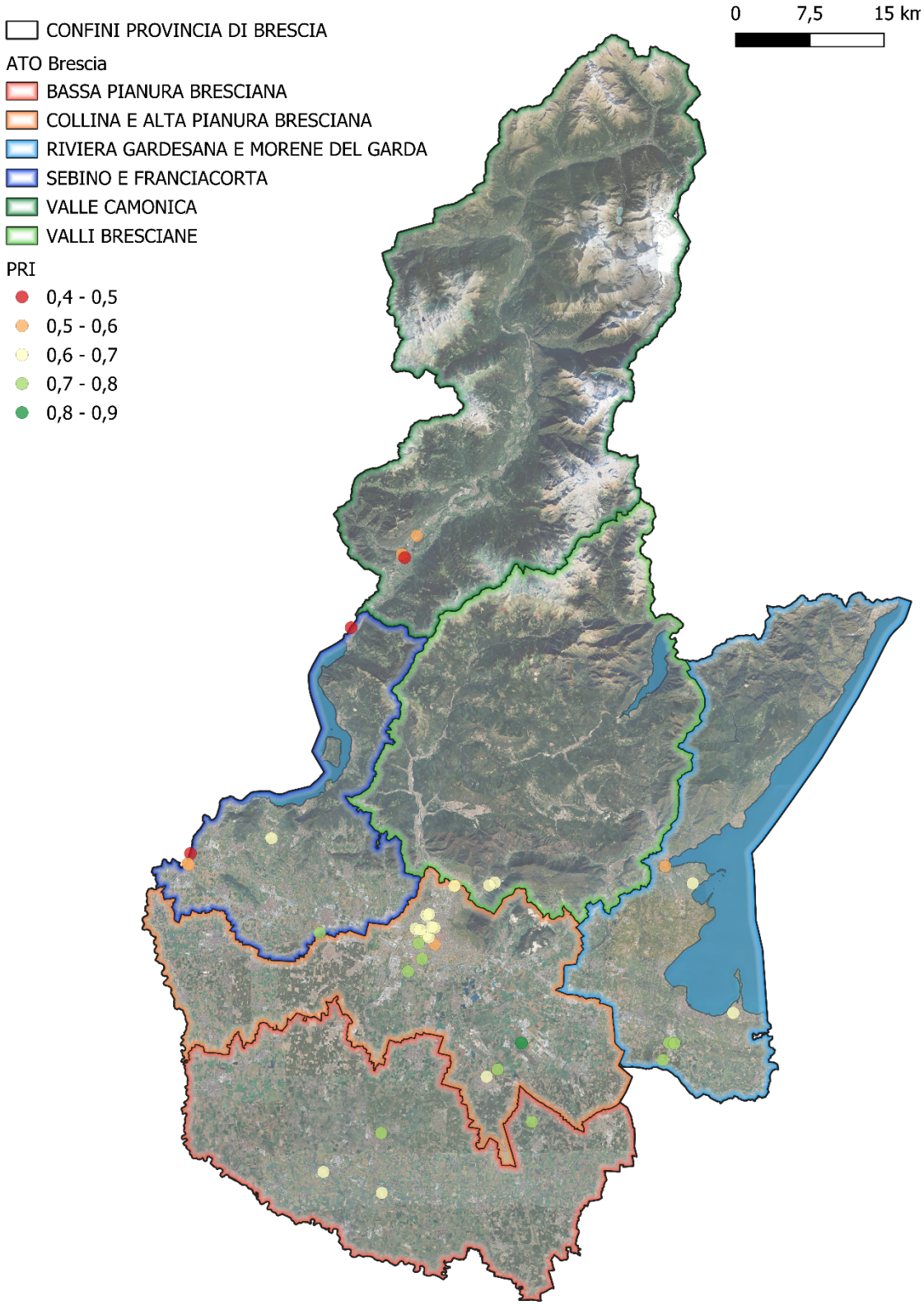


Figura 4-13-Indicatore del valore del PRI suddiviso per ATO

La Tabella 4-5 riporta la distribuzione dei siti nelle diverse classi di valore dell'indice sintetico (PRI), considerando lo scenario "plain" (P).

Tabella 4-5-numero di siti suddivisi per ATO

	40<PRI<50	50<PRI<60	60<PRI<70	70<PRI<80	PRI>80
Bassa pianura bresciana	0	1	3	0	0
Collina e alta pianura bresciana	0	1	9	5	1
Riviera gardesana e morene del Garda	0	1	2	3	0
Franciacorta e Sebino	2	2	1	1	0
Valle Camonica	3	0	0	0	0
Valli Bresciane	0	0	2	1	0

Dall'analisi emerge come il potenziale di riconversione industriale presenti una distribuzione differenziata tra le diverse macroaree, evidenziando una forte relazione con le caratteristiche territoriali e infrastrutturali dei contesti considerati.

In particolare, l'ATO della *Collina e alta pianura bresciana* concentra il maggior numero di siti con valori medio-alti dell'indice, oltre a rappresentare l'unica area in cui è presente un sito con valori superiori all'80%. Questo risultato riflette le caratteristiche strutturali dell'area, che include il sistema urbano della città di Brescia e l'asse infrastrutturale dell'autostrada A4, principale direttrice di collegamento della provincia. In tale contesto, la combinazione di elevata accessibilità, presenza di un sistema produttivo consolidato e condizioni ambientali relativamente favorevoli determina una maggiore propensione alla riconversione industriale.

Le macroaree della *Riviera gardesana e morene del Garda* e della *Bassa pianura bresciana* presentano risultati simili, con valori prevalentemente compresi nelle classi medio-alte. In entrambi i casi, il potenziale risulta legato alla presenza di sistemi produttivi locali e alla prossimità a nodi infrastrutturali rilevanti. Tuttavia, si osservano anche situazioni puntuali di valori più bassi, riconducibili a condizioni locali meno favorevoli, quali la presenza di vincoli territoriali, una minore industrializzazione o una ridotta accessibilità.

L'ATO della *Franciacorta e Sebino* evidenzia una maggiore variabilità dei valori dell'indice, riflettendo la duplice natura del territorio. Da un lato, le aree prossime ai principali assi infrastrutturali mostrano livelli elevati di potenziale; dall'altro, la presenza di ambiti a maggiore valenza ambientale e paesaggistica,

in particolare in prossimità del Lago d'Iseo, introduce elementi di criticità che si riflettono in valori più contenuti.

Infine, i territori delle aree vallive mostrano comportamenti differenziati. Le *Valli Bresciane*, in particolare la Valle Trompia, presentano valori medio-alti, in linea con la presenza di un sistema produttivo consolidato e di buoni collegamenti con la pianura. Al contrario, la *Valle Camonica* si caratterizza per valori sistematicamente più bassi, evidenziando condizioni meno favorevoli alla riconversione industriale, riconducibili a una minore integrazione con il sistema produttivo e a una più limitata accessibilità.

Nel complesso, l'analisi territoriale evidenzia come il contesto geografico, infrastrutturale e produttivo influenzi in modo significativo il potenziale di riconversione industriale dei siti *brownfield*. I risultati del modello consentono pertanto non solo di costruire un ranking dei siti, ma anche di individuare pattern territoriali utili alla definizione di strategie di intervento differenziate.

4.6 CONSIDERAZIONI RIASSUNTIVE

Il presente capitolo ha illustrato la costruzione e l'applicazione di un modello multicriteriale per la valutazione del potenziale di riconversione industriale delle aree *brownfield*, basato sull'integrazione tra strumenti di Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA) e analisi spaziale in ambiente GIS. L'approccio adottato ha consentito di strutturare un insieme eterogeneo di indicatori territoriali, industriali, ambientali e infrastrutturali all'interno di un quadro metodologico coerente, finalizzato alla costruzione di un indice sintetico comparativo.

L'applicazione al caso studio della provincia di Brescia ha evidenziato la capacità del modello di restituire una differenziazione tra i siti analizzati, in linea con le caratteristiche territoriali e con la distribuzione delle condizioni infrastrutturali e produttive. Il confronto tra i diversi scenari, contraddistinti da pesi differenti, ha mostrato una sostanziale stabilità dei risultati, suggerendo una limitata sensibilità del ranking alle variazioni introdotte attraverso il questionario.

Al tempo stesso, l'analisi ha messo in evidenza alcuni aspetti di attenzione. In particolare, la capacità descrittiva del modello risulta strettamente legata alla selezione degli indicatori e alla disponibilità dei dati, che non sempre consentono

di rappresentare in modo completo alcune dimensioni rilevanti, quali aspetti economico-finanziari, vincoli normativi specifici, condizioni progettuali di dettaglio e aspetti ambientali non mappati o ignoti. Analogamente, il processo di definizione dei pesi, pur strutturato, riflette inevitabilmente le caratteristiche del campione dei rispondenti e le relative competenze disciplinari.

Un ulteriore aspetto riguarda la scala di rappresentazione adottata. Il livello di dettaglio territoriale influisce infatti sulla variabilità dei risultati e sulla capacità del modello di discriminare tra i siti. In particolare, l'utilizzo di scale di analisi più ampie può condurre a una maggiore discretizzazione dei valori e a una conseguente stabilizzazione del ranking, riducendo l'effetto di variazioni puntuali degli indicatori. Al contrario, scale più dettagliate consentono di cogliere differenze locali più marcate, ma possono aumentare la sensibilità del modello per come sono stati costituiti gli indicatori.

Inoltre, sebbene il modello consenta una lettura comparativa efficace a scala territoriale, i risultati richiedono un'interpretazione contestualizzata, in quanto fattori locali non pienamente rappresentati dagli indicatori possono incidere sulle effettive possibilità di riconversione dei singoli siti.

Alla luce di tali considerazioni, il modello può essere interpretato come uno strumento di supporto all'analisi e alla prioritizzazione, utile nelle fasi preliminari di valutazione, ma non sostitutivo di approfondimenti specifici nelle successive fasi decisionali.

Infine, i risultati suggeriscono possibili sviluppi del modello, in particolare in relazione all'integrazione di ulteriori indicatori, anche di natura qualitativa, e alla sperimentazione di approcci alternativi nella definizione dei pesi. Tali integrazioni potrebbero contribuire a migliorare la capacità del modello di rappresentare la complessità dei processi di riconversione industriale e ad ampliarne l'ambito applicativo.

CONCLUSIONI

La crescente pressione esercitata dai sistemi produttivi sulle risorse naturali e sull'ambiente rappresenta una delle principali sfide per la sostenibilità dei sistemi economici contemporanei. In un contesto caratterizzato da crescente scarsità delle risorse e necessità di riduzione degli impatti ambientali, la transizione verso modelli di economia circolare emerge come elemento chiave per garantire uno sviluppo sostenibile. In tale prospettiva, gli eco-parchi industriali e i processi di rigenerazione delle aree industriali dismesse assumono un ruolo strategico, consentendo di coniugare efficienza produttiva, riduzione degli impatti ambientali e valorizzazione del territorio.

Per quanto riguarda il quadro teorico e applicativo degli eco-parchi industriali, analizzato nel Capitolo 1, emerge come tali sistemi rappresentino una delle più avanzate applicazioni dei principi dell'ecologia industriale a scala territoriale. La simbiosi industriale, la condivisione di infrastrutture e l'ottimizzazione dei flussi di materia ed energia consentono di ottenere benefici ambientali, economici e sociali rilevanti. Tuttavia, vi sono criticità legate alla complessità gestionale, alla necessità di coordinamento tra attori e alla difficoltà di implementazione in contesti caratterizzati da elevata frammentazione produttiva, come quello italiano.

Il quadro normativo relativo alla circolarità nei sistemi produttivi territoriali evidenzia una crescente attenzione, sia a livello europeo che nazionale, verso la promozione di modelli produttivi sostenibili. L'analisi comparativa delle principali norme mostra, tuttavia, una certa eterogeneità negli approcci e nei criteri di misurazione della circolarità, nonché una limitata applicabilità diretta a scala territoriale. Ciò evidenzia la necessità di sviluppare strumenti metodologici più coerenti con la complessità dei sistemi industriali.

La letteratura scientifica in tema di brownfield mostra chiaramente che la rigenerazione delle aree dismesse rappresenta una leva fondamentale per la riduzione del consumo di suolo e per la transizione verso modelli produttivi circolari. Tuttavia, si evidenzia una significativa carenza di dati sistematici e strumenti operativi per la mappatura e la valutazione di tali aree, rendendo complessa la definizione di strategie di intervento efficaci.

Il modello di valutazione del potenziale di riutilizzo delle aree industriali dismesse a fini industriali sviluppato in questa ricerca consente di integrare in modo strutturato indicatori ambientali, industriali e territoriali, offrendo una rappresentazione sintetica del potenziale di riconversione delle aree. L'approccio adottato, inoltre, permette di costruire ranking comparativi, utili per l'individuazione delle priorità di intervento e per il supporto ai processi decisionali.

L'applicazione del modello al caso studio della provincia di Brescia evidenzia la capacità del modello di discriminare tra aree con diverso livello di idoneità alla riconversione in eco-parchi industriali. La flessibilità del modello, peraltro, consente l'adattamento a diversi contesti territoriali, attraverso la modifica dei pesi e degli indicatori in funzione degli obiettivi delle politiche pubbliche.

Nel complesso, questo studio evidenzia come la valutazione della circolarità e del potenziale di rigenerazione dei sistemi produttivi territoriali richieda un approccio integrato, capace di combinare strumenti quantitativi e qualitativi. Gli strumenti analizzati – Material Flow Analysis (MFA), Life Cycle Assessment (LCA) e criteri ESG – forniscono contributi rilevanti, ma presentano limiti quando applicati singolarmente a sistemi complessi, rendendo necessaria la loro integrazione in modelli più articolati.

Appare quindi essenziale lo sviluppo di strumenti operativi a supporto delle politiche di pianificazione territoriale e industriale, in grado di orientare la rigenerazione delle aree dismesse e la diffusione degli eco-parchi industriali. In questa prospettiva, il modello proposto rappresenta un primo contributo verso la definizione di metodologie integrate per la valutazione e la promozione di sistemi produttivi sostenibili, in linea con gli obiettivi della transizione ecologica.

POSSIBILI SVILUPPI FUTURI

Il presente lavoro di ricerca ha evidenziato come la transizione verso modelli produttivi circolari richieda un approccio sistemico, capace di integrare in modo coerente le dimensioni ambientale, industriale e territoriale. Un elemento centrale emerso dalla ricerca riguarda la difficoltà di valutare in modo oggettivo e comparabile le prestazioni dei sistemi produttivi complessi. Gli strumenti analizzati, quali Material Flow Analysis (MFA), Life Cycle Assessment (LCA) e criteri ESG, offrono contributi rilevanti, ma risultano spesso limitati a un'applicazione a scala micro, rendendone complessa l'estensione a contesti territoriali. In questo senso, la necessità di approcci integrati rappresenta uno dei principali risultati del lavoro. Un ulteriore aspetto rilevante riguarda il ruolo dei *brownfield* come risorsa strategica per la transizione ecologica, in quanto la loro rigenerazione consente di ridurre il consumo di suolo e di ripensare i sistemi produttivi secondo logiche di maggiore efficienza e circolarità. In tale prospettiva, il modello di valutazione sviluppato costituisce un tentativo di superare tali limiti, adottando un approccio multicriterio in grado di integrare informazioni eterogenee e di restituire una valutazione sintetica del potenziale di riutilizzo delle aree industriali dismesse.

Al fine di valutare gli strumenti attualmente utilizzati per il calcolo della circolarità e di consolidare l'applicazione del modello in contesti reali, appare opportuno l'avvio di ulteriori approfondimenti:

(i) l'applicazione di metodologie di calcolo della circolarità a casi studio reali di eco-parchi industriali, al fine di validare operativamente gli strumenti analitici e valutarne l'efficacia a scala territoriale;

(ii) lo sviluppo di un censimento sistematico e aggiornato delle aree industriali dismesse a livello nazionale, finalizzato a colmare le attuali lacune conoscitive e a supportare la pianificazione di interventi di rigenerazione;

(iii) l'integrazione nel modello di ulteriori basi dati, in particolare di natura ambientale, sfruttando strumenti avanzati in fase di sviluppo, quali il

software ROCKS promosso da ISPRA, al fine di ampliare le valutazioni legate alla contaminazione del sito;

(iv) l'individuazione e la caratterizzazione di un insieme di aree pilota da assumere come casi studio, sulle quali condurre analisi applicative di dettaglio. L'obiettivo è quello di verificare in condizioni reali le prestazioni del modello e fornire elementi a supporto della pianificazione di interventi di riconversione industriale verso modelli di eco-parco.

Tali sviluppi potranno definire più dettagliatamente i parametri che rientrano nel calcolo della circolarità in un eco parco industriale e contribuire al consolidamento del modello come strumento operativo a supporto della pianificazione, in ottica di una transizione verso sistemi produttivi sempre più sostenibili e circolari, favorendo la riconversione di aree dismesse.

BIBLIOGRAFIA

1. Frosch, R.A.; Gallopoulos, N.E. *Strategies for Manufacturing 1 Waste from One Industrial Process Can Serve as the Raw Materials for Another, Thereby Reducing the Impact of Industry on the Environment*; 1989;
2. Graedel, T.E.; Allenby, B.R. *Industrial Ecology*; Prentice Hall: Englewood Cliffs, NJ, 1995; ISBN 9780133378167.
3. Lowe, E.A. *Eco-Industrial Park Handbook for Asian Developing Countries Report to Asian Development Bank*; 2001;
4. Chertow, M.R. "*Uncovering" Industrial Symbiosis*; 2007; Vol. 11;.
5. Ehrenfeld, J.; Gertler, N.; Business, T. *The Evolution of Interdependence at Kalundborg*; 1997; Vol. 1;.
6. Boons, F.; Howard-Grenville, J. *The Social Embeddedness of Industrial Ecology*; Edward Elgar Publishing, 2009;
7. Lombardi, D.R.; Laybourn, P. Redefining Industrial Symbiosis: Crossing Academic-Practitioner Boundaries. *J. Ind. Ecol.* **2012**, *16*, 28–37, doi:10.1111/j.1530-9290.2011.00444.x.
8. Commission, E. *Closing the Loop – An EU Action Plan for the Circular Economy*; European Commission, 2015;
9. OECD *Industrial Symbiosis: Accelerating the Circular Economy Transition*; OECD Publishing: Paris, 2019;
10. Ministero della Transizione Ecologica *Strategia Nazionale per l'Economia Circolare*; Ministero della Transizione Ecologica, 2022;
11. Isard, W. *Location and Space-Economy: A General Theory Relating to Industrial Location, Market Areas, Land Use, Trade, and Urban Structure*; MIT Press: Cambridge, MA, 1956;
12. Scott, A.J. *Metropolis: From the Division of Labor to Urban Form*; University of California Press: Berkeley, 1988;
13. (UNIDO), U.N.I.D.O. *An International Framework for Eco-Industrial Parks*; UNIDO, World Bank Group, GIZ, 2016;
14. Chertow, M.R. *INDUSTRIAL SYMBIOSIS: Literature and Taxonomy*; 2000;
15. (UNIDO), U.N.I.D.O. *Eco-Industrial Parks: A Handbook for Implementation*; UNIDO, World Bank Group, GIZ, 2017;
16. Chertow, M.R.; Lombardi, D.R. Policy Analysis Quantifying Economic and Environmental Benefits of Co-Located Firms. **2005**, doi:10.1021/es050050.

17. Rohde-Lütje, A.; Wohlgemuth, V. Recurring Patterns and Blueprints of Industrial Symbioses as Structural Units for an It Tool. *Sustainability (Switzerland)* **2020**, *12*, doi:10.3390/su12198280.
18. Vahidzadeh, R.; Bertanza, G.; Sbaffoni, S.; Vaccari, M. Regional Industrial Symbiosis: A Review Based on Social Network Analysis. *J. Clean. Prod.* 2021, *280*.
19. Domini, M.; Vahidzadeh, R.; Vaccari, M.; Sbaffoni, S.; De Marco, E.; Beltrani, T.; Bertanza, G. Regional Industrial Symbiosis Networks for Waste Minimisation: A Case Study from Italy. *J. Environ. Manage.* **2025**, *394*, doi:10.1016/j.jenvman.2025.127376.
20. Jacobsen, N.B. *A P P L I C A T I O N S A N D I M P L E M E N T A T I O N Industrial Symbiosis in Kalundborg, Denmark A Quantitative Assessment of Economic and Environmental Aspects*; 2006;
21. Boons, F.; Spekkink, W.; Mouzakitis, Y. The Dynamics of Industrial Symbiosis: A Proposal for a Conceptual Framework Based upon a Comprehensive Literature Review. *J. Clean. Prod.* **2011**, *19*, 905–911, doi:10.1016/j.jclepro.2011.01.003.
22. Henriques, J.; Ferrão, P.; Castro, R.; Azevedo, J. Industrial Symbiosis: A Sectoral Analysis on Enablers and Barriers. *Sustainability (Switzerland)* **2021**, *13*, 1–22, doi:10.3390/su13041723.
23. Parlamento italiano *DECRETO LEGISLATIVO 31 Marzo 1998, n. 112 Conferimento Di Funzioni e Compiti Amministrativi Dello Stato Alle Regioni Ed Agli Enti Locali, in Attuazione Del Capo I Della Legge 15 Marzo 1997, n. 59.*; 1998;
24. Ayres, R.U.; Norberg-Bohm, V.; Princet, J.; Stigliani, W.M.; Yanowitz, J. *INDUSTRIAL METABOLISM, THE ENVIRONMENT, AND APPLICATION OF MATERIALS-BALANCE PRINCIPLES FOR SELECTED CHEMICALS*; 1989;
25. Baccini, P.; Brunner, P.H. *Metabolism of the Anthroposphere*; Springer, 1991;
26. Brunner, P.H.; Rechberger, H. *Practical Handbook of Material Flow Analysis*; CRC Press, 2004;
27. Wei, B.; Xie, X.; Hu, S. Industrial Metabolism Analysis Combined with Value Streams to Identify Potential Economic Risk Nodes. *ACS Sustain. Chem. Eng.* **2024**, *12*, 6969–6981, doi:10.1021/acssuschemeng.4c00020.
28. Lyu, Y.; Gao, Y.; Ye, H.; Liu, Y.; Han, S.; Tian, J.; Chen, L. Quantifying the Life Cycle Environmental Impacts of Water Pollution Control in a Typical Chemical Industrial Park in China. *J. Ind. Ecol.* **2021**, *25*, 1673–1687, doi:10.1111/jiec.13149.
29. Liu, Z.; Geng, Y.; Wang, F.; Liu, Z.; Ma, Z.; Yu, X.; Tian, X.; Sun, L.; He, Q.; Zhang, L. Emergy-Ecological Footprint Hybrid Method Analysis of Industrial Parks

Using a Geographical and Regional Perspective. *Environ. Eng. Sci.* **2015**, *32*, 193–202, doi:10.1089/ees.2014.0003.

30. Sun, L.; Li, H.; Dong, L.; Fang, K.; Ren, J.; Geng, Y.; Fujii, M.; Zhang, W.; Zhang, N.; Liu, Z. Eco-Benefits Assessment on Urban Industrial Symbiosis Based on Material Flows Analysis and Emergy Evaluation Approach: A Case of Liuzhou City, China. *Resour. Conserv. Recycl.* **2017**, *119*, 78–88, doi:10.1016/j.resconrec.2016.06.007.
31. Piemonti, A.; Conforti, A.; Cominoli, L.; Luciano, A.; Plizzari, G.; Sorlini, S. Exploring the Potential for Steel Slags Valorisation in an Industrial Symbiosis Perspective at Meso-Scale Level. *Waste Biomass Valorization* **2023**, *14*, 3355–3375, doi:10.1007/s12649-022-01940-5.
32. International Organization for Standardization *Environmental Management — Life Cycle Assessment — Principles and Framework*; Ginevra, 2006;
33. International Organization for Standardization *Environmental Management — Life Cycle Assessment — Requirements and Guidelines*; Ginevra, 2006;
34. Kao, L.L. ESG-Based Performance Assessment of the Operation and Management of Industrial Parks in Taiwan. *Sustainability (Switzerland)* **2023**, *15*, doi:10.3390/su15021424.
35. UNIDO, W.B.G.& G. *An International Framework For Eco-Industrial Parks, V02*; 2021;
36. van Beers, D.; Tyrkko, K.; Flammini, A.; Barahona, C.; Susan, C. Results and Lessons Learned from Assessing 50 Industrial Parks in Eight Countries against the International Framework for Eco-industrial Parks. *Sustainability (Switzerland)* **2020**, *12*, 1–33, doi:10.3390/su122410611.
37. Ghisellini, P.; Cialani, C.; Ulgiati, S. A Review on Circular Economy: The Expected Transition to a Balanced Interplay of Environmental and Economic Systems. *J. Clean. Prod.* **2016**, *114*, 11–32, doi:10.1016/j.jclepro.2015.09.007.
38. Geissdoerfer, M.; Savaget, P.; Bocken, N.M.P.; Hultink, E.J. The Circular Economy – A New Sustainability Paradigm? *J. Clean. Prod.* 2017, *143*, 757–768.
39. Commission, E. *Closing the Loop – An EU Action Plan for the Circular Economy*; European Commission, 2015;
40. Commission, E. *Circular Economy Action Plan: For a Cleaner and More Competitive Europe (COM(2020)98 Final)*; European Commission: Brussels, 2020;
41. Ministero della Transizione Ecologica *Strategia Nazionale per l'Economia Circolare*; Ministero della Transizione Ecologica, 2022;

42. Pauliuk, S. Critical Appraisal of the Circular Economy Standard BS 8001:2017 and a Dashboard of Quantitative System Indicators for Its Implementation in Organizations. *Resour. Conserv. Recycl.* **2018**, *129*, 81–92, doi:10.1016/j.resconrec.2017.10.019.
43. International Organization for Standardization *Environmental Management — Circular Economy — Vocabulary, Principles and Guidance for Implementation (ISO 59004:2023)*; Ginevra, 2023;
44. Institution, B.S. *BS 8001:2017 Framework for Implementing the Principles of the Circular Economy in Organizations – Guide*; British Standards Institution: London, 2017;
45. Ellen MacArthur Foundation Towards a Circular Economy - Business Rationale for an Accelerated Transition. **2013**.
46. (AFNOR), A.F. de N. *XP X30-901:2018 Circular Economy – Circular Economy Project Management System – Requirements and Guidelines*; AFNOR: La Plaine Saint-Denis, 2018;
47. (UNI), E.I. di N. *UNI/TS 11820:2024 Misurazione Della Circolarità – Metodi Ed Indicatori per La Misurazione Dei Processi Circolari Nelle Organizzazioni*; UNI: Milano, 2024;
48. Standardization, I.O. for *Circular Economy — Vocabulary, Principles and Guidance for Implementation (ISO 59004:2024)*; International Organization for Standardization: Geneva, 2024;
49. Standardization, I.O. for *Circular Economy — Measuring and Assessing Circularity Performance (ISO 59020:2024)*; International Organization for Standardization: Geneva, 2024;
50. Standardization, I.O. for *Circular Economy — Guidance on the Transition of Business Models and Value Networks (ISO 59010:2024)*; International Organization for Standardization: Geneva, 2024;
51. De Sousa, C.A. Brownfield Redevelopment versus Greenfield Development: A Private Sector Perspective on the Costs and Risks Associated with Brownfield Redevelopment in the Greater Toronto Area. *Journal of Environmental Planning and Management* **2000**, *43*, 831–853, doi:10.1080/09640560020001763.
52. Wernstedt, K.; Meyer, P.B.; Alberini, A. Attracting Private Investment to Contaminated Properties: The Value of Public Interventions. *Journal of Policy Analysis and Management* **2006**, *25*, 347–369, doi:10.1002/pam.20178.

53. Environmental Protection Agency (EPA) Small Business Liability Relief and Brownfields Revitalization Act (Public Law 107–118) Available online: https://www.epa.gov/brownfields/environmental-contamination-brownfield-sites (accessed on 14 October 2025).
54. Bartsch, C.; Collaton, E. *Brownfields: Cleaning and Reusing Contaminated Properties*; Praeger Publishers: Westport, CT, 1997;
55. Environmental Law Institute (ELI) Brownfields Basics Available online: https://www.eli.org/brownfields-program/brownfields-basics (accessed on 14 October 2025).
56. Greenberg, M.; Lowrie, K.; Mayer, H.; Miller, K.T.; Solitare, L. Brownfield Redevelopment as a Smart Growth Option in the United States. *Environmentalist* **2001**, *21*, 129–143, doi:10.1023/A:1010676315103.
57. Merriam-Webster Brownfield Available online: https://www.merriam-webster.com/dictionary/brownfield (accessed on 14 October 2025).
58. Cambridge Dictionary Brownfield Available online: https://dictionary.cambridge.org/us/dictionary/english/brownfield (accessed on 14 October 2025).
59. Lin, H.; Tan, Y.; Huang, Z. Beyond Brownfields: Rethinking Urban Redevelopment Typologies. *Cities* **2019**, *85*, 172–183, doi:10.1016/j.cities.2018.09.017.
60. Adams, D.; De Sousa, C.; Tiesdell, S. *Brownfield Development: A Sustainable Approach to Urban Regeneration*; Routledge: London, 2022;
61. De Sousa, C.A. Turning Brownfields into Green Space in the City of Toronto. *Landsc. Urban Plan.* **2003**, *62*, 181–198, doi:10.1016/S0169-2046(02)00149-8.
62. Academy for Territorial Development in the Leibniz Association (ARL) Brownfield Site / Derelict Vacant Site Available online: https://www.arl-international.com/sites/default/files/dictionary/2021-08/brownfield_site_derelict_vacant_site.pdf (accessed on 14 October 2025).
63. Thornton, G.; Franz, M.; Edwards, D.; Pahlen, G.; Nathanail, P. *Land Reuse and Sustainability: Reconsidering the Brownfield Concept in the 21st Century*; Springer: Berlin, 2023;
64. Couch, C.; Sykes, O.; Börstinghaus, W. Thirty Years of Urban Regeneration in Britain, Germany and France: The Importance of Context and Path Dependency. *Prog. Plann.* **2011**, *75*, 1–52, doi:10.1016/j.progress.2010.12.001.

65. Gallagher, J. *Reimagining Detroit: Opportunities for Redefining an American City*; Wayne State University Press: Detroit, MI, 2010;
66. Raco, M.; Henderson, S. Sustainable Urban Planning and the Brownfield Development Process in the UK: Lessons from the Thames Gateway. *Local Environ.* **2006**, *11*, 499–513, doi:10.1080/13549830600853131.
67. Bernt, M.; Haase, A.; Großmann, K. How Urban Shrinkage Impacts on Patterns of Socio-Spatial Segregation: The Case of Leipzig, Germany. *Urban Geogr.* **2016**, *37*, 278–299, doi:10.1080/02723638.2015.1076902.
68. Martinat, S.; Frantál, B.; Navratil, J. Brownfields as Opportunities for Sustainable Urban Futures: New Perspectives on Reuse and Resilience. *J. Urban Plan. Dev.* **2023**, *149*, doi:10.1061/(ASCE)UP.1943-5444.0000823.
69. (EEA), E.E.A. *Climate Change, Impacts and Vulnerability in Europe 2020*; Publications Office of the European Union: Luxembourg, 2020;
70. Hollander, J.B.; Pallagst, K.; Popper, F.J. Planning Shrinking Cities. *Prog. Plann.* **2009**, *72*, 223–232, doi:10.1016/j.progress.2009.09.001.
71. Frantál, B.; Martinát, S.; Klusáček, P.; Kunc, J. Spatial Patterns of Brownfields Regeneration: From Individual Projects to Metropolitan-Level Trends. *Urban Studies* **2020**, *57*, 2041–2061, doi:10.1177/0042098019872898.
72. GmbH, H.H. *Sustainability and Urban Development Report*; City of Hamburg: Hamburg, 2022;
73. Lin, H.; Tan, Y.; Huang, Z. Beyond Brownfields: Rethinking Urban Redevelopment Typologies. *Cities* **2019**, *85*, 172–183, doi:10.1016/j.cities.2018.09.017.
74. Rey, E.; Lufkin, S.; Laprise, M. *Neighbourhoods in Transition: Brownfield Regeneration in European Metropolitan Areas*; Springer: Cham, 2022;
75. Lusso, B. *Les Friches Industrielles En France: Définition, Enjeux et Perspectives*; Université Lumière Lyon II: Lyon, 2013;
76. Güthling, H. *Abandoned Industrial Spaces in Germany*; Springer: Berlin, 2009;
77. Rey, E.; Lufkin, S. *Railway and Port Brownfields in Europe: Reuse and Urban Transformation*; EPFL Press: Lausanne, 2015;
78. Bagaeen, S.; Celia, C. *Sustainable Regeneration of Former Military Sites*; Routledge: London, 2018;
79. Capucin, M. Le Désastre Annoncé Des Friches Commerciales En France. In *Paysages de l'après-pétrole?*; COREDEM: Paris, 2013.
80. de Graffenried, V. Aux États-Unis, Les "Malls" Se Vident. *Le Temps* 2017.

81. Association), A.R.L. (Academy for T.D. in the L. *Brownfield Site / Derelict Vacant Site*; ARL International Glossary: Hannover, 2021;
82. Yung, E.H.K.; Chan, E.H.W.; Xu, Y. Sustainable Redevelopment of Brownfield Sites in Asian Cities: The Role of Soft Brownfields. *Habitat Int.* **2021**, *115*, doi:10.1016/j.habitatint.2021.102393.
83. Couch, C.; Sykes, O.; Börstinghaus, W. Thirty Years of Urban Regeneration in Britain, Germany and France: The Importance of Context and Path Dependency. *Prog. Plann.* **2011**, *75*, 1–52, doi:10.1016/j.progress.2010.12.001.
84. Frantál, B.; Martinát, S.; Klusáček, P.; Kunc, J. Spatial Patterns of Brownfields Regeneration: From Individual Projects to Metropolitan-Level Trends. *Urban Studies* **2020**, *57*, 2041–2061, doi:10.1177/0042098019872898.
85. Gallagher, J. *Reimagining Detroit: Opportunities for Redefining an American City*; Wayne State University Press: Detroit, MI, 2010;
86. Thornton, G.; Franz, M.; Edwards, D.; Pahlen, G.; Nathanail, P. *Land Reuse and Sustainability: Reconsidering the Brownfield Concept in the 21st Century*; Springer: Berlin, 2023;
87. Rey, E.; Lufkin, S.; Laprise, M. *Neighbourhoods in Transition: Brownfield Regeneration in European Metropolitan Areas*; Springer: Cham, 2022;
88. Bernt, M.; Haase, A.; Großmann, K. How Urban Shrinkage Impacts on Patterns of Socio-Spatial Segregation: The Case of Leipzig, Germany. *Urban Geogr.* **2016**, *37*, 278–299, doi:10.1080/02723638.2015.1076902.
89. Martinat, S.; Frantál, B.; Navratil, J. Brownfields as Opportunities for Sustainable Urban Futures: New Perspectives on Reuse and Resilience. *J. Urban Plan. Dev.* **2023**, *149*, doi:10.1061/(ASCE)UP.1943-5444.0000823.
90. Haase, A.; Rink, D.; Grossmann, K.; Bernt, M.; Mykhnenko, V. Varieties of Shrinkage in European Cities. *Eur. Urban Reg. Stud.* **2016**, *23*, 86–102, doi:10.1177/0969776413481985.
91. (MASE), M. dell'Ambiente e della S.E. *Decreto Legislativo 152/2006: Norme in Materia Ambientale*; Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana: Roma, 2006;
92. ISPRA *Lo Stato Delle Bonifiche Dei Siti Contaminati in Italia: Terzo Rapporto Sui Dati Regionali*; Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale: Roma, 2025;
93. (SNPA), S.N. per la P. dell'Ambiente *Consumo Di Suolo, Dinamiche Territoriali e Servizi Ecosistemici. Edizione 2024*; SNPA: Roma, 2024;

94. Mehdipour, A.; Kellett, J.; Palazzo, E.; Larbi, M. Policy Integration for Brownfield Regeneration: An Analytical Tool. *Sustainable Horizons* **2024**, *10*, doi:10.1016/j.horiz.2023.100085.
95. Alker, S.; Joy, V.; Roberts, P.; Smith, N. The Definition of Brownfield. *Journal of Environmental Planning and Management* **2000**, *43*, 49–69, doi:10.1080/09640560010766.
96. De Sousa, C.; Carroll, A.M.M.; Whitehead, S.; Coffin, S.; Heberle, L.; Hettiarachchi, G.; Martin, S.; Sullivan, K.; Van Der Kloot, J. A Review of Brownfields Revitalisation and Reuse Research in the US over Three Decades. *Local Environ.* **2023**, *28*, 1629–1654, doi:10.1080/13549839.2023.2248625.
97. Agency, E.E. *Land Recycling in Europe: Approaches to Redevelopment of Contaminated Sites in Europe*; EEA Report No 31/2016: Copenhagen, 2016;
98. Frantál, B.; Kunc, J.; Klusáček, P.; Martinát, S. Brownfields: A Geographical Perspective. *Moravian Geographical Reports* **2013**, *21*, 15–26, doi:10.2478/mgr-2013-0008.
99. Commission, E. *EU Soil Strategy for 2030*; European Commission, Directorate-General for Environment: Brussels, 2021;
100. Commission, E. *Directive 2004/35/EC on Environmental Liability with Regard to the Prevention and Remedying of Environmental Damage*; 2004; Vol. L143;.
101. Commission, E. *Directive 2010/75/EU on Industrial Emissions (Integrated Pollution Prevention and Control)*; 2010; Vol. L334;.
102. Commission, E. *Circular Economy Action Plan: For a Cleaner and More Competitive Europe (COM(2020)98 Final)*; European Commission: Brussels, 2020;
103. Unione europea *Direttiva (UE) 2025/2360 Del Parlamento Europeo e Del Consiglio Sul Monitoraggio e La Resilienza Del Suolo*; 2025;
104. ISPRA *Rapporto Rifiuti Speciali – Capitolo Bonifiche e Siti Contaminati*; Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale: Roma, 2023;
105. Commission, E. *Directive 2004/35/EC on Environmental Liability with Regard to the Prevention and Remedying of Environmental Damage*; 2004; Vol. L143;.
106. Commission, E. *Directive 2010/75/EU on Industrial Emissions (Integrated Pollution Prevention and Control)*; 2010; Vol. L334;.
107. Commission, E. *Thematic Strategy for Soil Protection (COM(2006)231)*; European Commission: Brussels, 2006;
108. Commission, E. *EU Soil Strategy for 2030 (COM(2021)699 Final)*; European Commission, Directorate-General for Environment: Brussels, 2021;

109. Commission E *Soil Monitoring Law* ; Brussels, 2025;
110. Commission, E. *The European Green Deal (COM(2019)640 Final)*; European Commission: Brussels, 2019;
111. Commission, E. *Circular Economy Action Plan: For a Cleaner and More Competitive Europe (COM(2020)98 Final)*; European Commission: Brussels, 2020;
112. MASE *Strategia Nazionale per Lo Sviluppo Sostenibile (SNSvS)*; Rome, 2022;
113. Hipel, K.W.; Hegazy, T.; Yousefi, S. COMBINED STRATEGIC AND TACTICAL NEGOTIATION METHODOLOGY FOR RESOLVING COMPLEX BROWNFIELD CONFLICTS. **2010**, *30*, 281–304.
114. BenDor, T.K.; Metcalf, S.S.; Paich, M. The Dynamics of Brownfield Redevelopment. *Sustainability* **2011**, *3*, 914–936, doi:10.3390/su3060914.
115. Aguilar, S.Č.; Černíková, M. Economics and Remedial Processes during Brownfield Redevelopment from Theory to Practice: Examples from the Czech Republic. *International Journal of Sustainable Development and Planning* **2012**, *7*, 159–172, doi:10.2495/SDP-V7-N2-159-172.
116. Schädler, S.; Finkel, M.; Bleicher, A.; Morio, M.; Gross, M. Spatially Explicit Computation of Sustainability Indicator Values for the Automated Assessment of Land-Use Options. *Landsc. Urban Plan.* **2013**, *111*, 34–45, doi:10.1016/j.landurbplan.2012.12.002.
117. Morio, M.; Schädler, S.; Finkel, M. Applying a Multi-Criteria Genetic Algorithm Framework for Brownfield Reuse Optimization: Improving Redevelopment Options Based on Stakeholder Preferences. *J. Environ. Manage.* **2013**, *130*, 331–346, doi:10.1016/j.jenvman.2013.09.002.
118. Brecheisen, T.; Theis, T. The Chicago Center for Green Technology: Life-Cycle Assessment of a Brownfield Redevelopment Project. *Environmental Research Letters* **2013**, *8*, doi:10.1088/1748-9326/8/1/015038.
119. Doleželová, L.; Hadlač, M.; Kadlecová, M.; Martinát, S.; Polednik, M. Rozvojový Potenciál Brownfieldů: A-B-C Model a Jeho Praktická Aplikace. *E a M: Ekonomie a Management* **2014**, *17*, 34–44, doi:10.15240/tul/001/2014-2-003.
120. Klusáček, P.; Havlíček, M.; Dvořák, P.; Kunc, J.; Martinát, S.; Tonev, P. From Wasted Land to Megawatts: How to Convert Brownfields into Solar Power Plants (the Case of the Czech Republic). *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* **2014**, *62*, 517–528, doi:10.11118/actaun201462030517.
121. Pizzol, L.; Zabeo, A.; Klusáček, P.; Giubilato, E.; Critto, A.; Frantál, B.; Martinát, S.; Kunc, J.; Osman, R.; Bartke, S. Timbre Brownfield Prioritization Tool to Support

Effective Brownfield Regeneration. *J. Environ. Manage.* **2016**, *166*, 178–192, doi:10.1016/j.jenvman.2015.09.030.

122. Chen, I.C.; Lau, C.C.; Yen, C.C.; Ma, H.W. A Streamlined Risk Screening Method for Managing Reutilization of Abandoned Factories in Taiwan. *Sustainable Environment Research* **2017**, *27*, 125–134, doi:10.1016/j.serj.2017.03.002.
123. Mateus, R.J.G.; Bana e Costa, J.C.; Matos, P.V. Supporting Multicriteria Group Decisions with MACBETH Tools: Selection of Sustainable Brownfield Redevelopment Actions. *Group Decis. Negot.* **2017**, *26*, 495–521, doi:10.1007/s10726-016-9501-y.
124. Burinskiene, M.; Bielinskas, V.; Podviezko, A.; Gurskiene, V.; Maliene, V. Evaluating the Significance of Criteria Contributing to Decision-Making on Brownfield Land Redevelopment Strategies in Urban Areas. *Sustainability (Switzerland)* **2017**, *9*, doi:10.3390/su9050759.
125. Limasset, E.; Pizzol, L.; Merly, C.; Gatchett, A.M.; Le Guern, C.; Martinát, S.; Klusáček, P.; Bartke, S. Points of Attention in Designing Tools for Regional Brownfield Prioritization. *Science of the Total Environment* **2018**, *622–623*, 997–1008, doi:10.1016/j.scitotenv.2017.11.168.
126. Kolosz, B.W.; Athanasiadis, I.N.; Cadisch, G.; Dawson, T.P.; Giupponi, C.; Honzák, M.; Martinez-Lopez, J.; Marvuglia, A.; Mojtahed, V.; Ogutu, K.B.Z.; et al. Conceptual Advancement of Socio-Ecological Modelling of Ecosystem Services for Re-Evaluating Brownfield Land. *Ecosyst. Serv.* **2018**, *33*, 29–39, doi:10.1016/j.ecoser.2018.08.003.
127. Feng, S.; Hou, W.; Chang, J. Changing Coal Mining Brownfields into Green Infrastructure Based on Ecological Potential Assessment in Xuzhou, Eastern China. *Sustainability (Switzerland)* **2019**, *11*, doi:10.3390/su11082252.
128. Chen, I.C.; Yang, B.C. Developing Decision Model and Sustainable Mapping to Screen the Efficiency of Brownfield Redevelopment Based on Socioeconomic Open Data. *Sustainable Environment Research* **2022**, *32*, doi:10.1186/s42834-022-00139-6.
129. Hammond, E.B.; Coulon, F.; Hallett, S.H.; Thomas, R.; Dick, A.; Hardy, D.; Dickens, M.; Washbourn, E.; Beriro, D.J. The Development of a Novel Decision Support System for Regional Land Use Planning for Brownfield Land. *J. Environ. Manage.* **2024**, *349*, doi:10.1016/j.jenvman.2023.119466.

130. Zibaei, H.; Mesgari, M.S.; El-Kenawy, E.S.M.; Khodadadi, N. A Spatial Agent-Based Modeling to Allocate Land Use for Brownfield Sites on an Urban Scale. *Landsc. Urban Plan.* **2026**, *269*, doi:10.1016/j.landurbplan.2026.105595.
131. ISPRA Siti Di Interesse Nazionale (SIN).
132. Hammond, E.B.; Coulon, F.; Hallett, S.H.; Thomas, R.; Hardy, D.; Kingdon, A.; Beriro, D.J. A Critical Review of Decision Support Systems for Brownfield Redevelopment. *Science of the Total Environment* 2021, *785*.
133. Hammond, E.B.; Coulon, F.; Hallett, S.H.; Thomas, R.; Dick, A.; Hardy, D.; Dickens, M.; Washbourn, E.; Beriro, D.J. From Data to Decisions: Empowering Brownfield Redevelopment with a Novel Decision Support System. *J. Environ. Manage.* **2023**, *347*, doi:10.1016/j.jenvman.2023.119145.
134. Bielinskas, V.; Burinskienė, M.; Podviezko, A. Choice of Abandoned Territories Conversion Scenario According to MCDA Methods. *Journal of Civil Engineering and Management* **2018**, *24*, 79–92, doi:10.3846/jcem.2018.303.
135. Pizzol, L.; Zabeo, A.; Klusáček, P.; Giubilato, E.; Critto, A.; Frantál, B.; Martinát, S.; Kunc, J.; Osman, R.; Bartke, S. Timbre Brownfield Prioritization Tool to Support Effective Brownfield Regeneration. *J. Environ. Manage.* **2016**, *166*, 178–192, doi:10.1016/j.jenvman.2015.09.030.
136. Alker, S.; Joy, V.; Roberts, P.; Smith, N. The Definition of Brownfield. *Journal of Environmental Planning and Management* **2000**, *43*, 49–69, doi:10.1080/09640560010766.
137. Wedding, G.C.; Crawford-Brown, D. Measuring Site-Level Success in Brownfield Redevelopments: A Focus on Sustainability and Green Building. *J. Environ. Manage.* **2007**, *85*, 483–495, doi:10.1016/j.jenvman.2006.10.018.
138. 'Malczewski, J. *GIS and Multicriteria Decision Analysis*; John Wiley & Sons, 1999;
139. 'Malczewski, J. 'Rinner, C. *Multicriteria Decision Analysis in Geographic Information Science*; Springer, 2015;
140. Wedding, G.C.; Crawford-Brown, D. Measuring Site-Level Success in Brownfield Redevelopments: A Focus on Sustainability and Green Building. *J. Environ. Manage.* **2007**, *85*, 483–495, doi:10.1016/j.jenvman.2006.10.018.
141. Hammond, E.B.; Coulon, F.; Hallett, S.H.; Thomas, R.; Dick, A.; Hardy, D.; Dickens, M.; Washbourn, E.; Beriro, D.J. The Development of a Novel Decision Support System for Regional Land Use Planning for Brownfield Land. *J. Environ. Manage.* **2024**, *349*, doi:10.1016/j.jenvman.2023.119466.

142. Danilina, N.; Korobeinikova, A.; Teplova, I. Decision-Making Approach for Land Use in Urban Industrial Area Redevelopment Projects. *Sustainability (Switzerland)* **2024**, *16*, doi:10.3390/su16229827.
143. Malczewski, J. *GIS and Multicriteria Decision Analysis*; John Wiley & Sons: New York, 1999; ISBN 9780471329442.
144. Yong, B.Y.S.; Pang, J.; Kastner, C.A.; Kraft, M.; Lau, R. Towards the Development of Carbon Dioxide Emission Landscape in Singapore. In Proceedings of the Energy Procedia; Elsevier Ltd, 2015; Vol. 75, pp. 2898–2903.
145. Marinelli, S.; Butturi, M.A.; Rimini, B.; Gamberini, R.; Marinello, S. Evaluating the Environmental Benefit of Energy Symbiosis Networks in Eco-Industrial Parks. In Proceedings of the IFAC-PapersOnLine; Elsevier B.V., 2020; Vol. 53, pp. 13082–13087.
146. Ravikumar, D.; Keoleian, G.A.; Walzberg, J.; Heath, G.; Heller, M.C. Advancing Environmental Assessment of the Circular Economy: Challenges and Opportunities. *Resources, Conservation and Recycling Advances* **2024**, *21*, doi:10.1016/j.rcradv.2024.200203.
147. Dong, H.; Geng, Y.; Xi, F.; Fujita, T. Carbon Footprint Evaluation at Industrial Park Level: A Hybrid Life Cycle Assessment Approach. *Energy Policy* **2013**, *57*, 298–307, doi:10.1016/j.enpol.2013.01.057.
148. Lopes Silva, D.A.; De Oliveira, J.A.; Saavedra, Y.M.B.; Ometto, A.R.; Rieradevall I Pons, J.; Gabarrell Durany, X. Combined MFA and LCA Approach to Evaluate the Metabolism of Service Polygons: A Case Study on a University Campus. *Resour. Conserv. Recycl.* **2015**, *94*, 157–168, doi:10.1016/j.resconrec.2014.11.001.
149. Ullah, N.; Bano, S.A.; Habiba, U.; Sabir, M.; Akhtar, A.; Ramzan, S.; Shoukat, A.; Israr, M.; Shah, S.; Nizami, S.M.; et al. Environmental Impacts, Water Footprint and Cumulative Energy Demand of Match Industry in Pakistan. *PLoS One* **2021**, *16*, doi:10.1371/journal.pone.0251928.
150. Zhang, Y.; Duan, S.; Li, J.; Shao, S.; Wang, W.; Zhang, S. Life Cycle Assessment of Industrial Symbiosis in Songmudao Chemical Industrial Park, Dalian, China. *J. Clean. Prod.* **2017**, *158*, 192–199, doi:10.1016/j.jclepro.2017.04.119.
151. Wang, S.; Lu, C.; Gao, Y.; Wang, K.; Zhang, R. Life Cycle Assessment of Reduction of Environmental Impacts via Industrial Symbiosis in an Energy-Intensive Industrial Park in China. *J. Clean. Prod.* **2019**, *241*, doi:10.1016/j.jclepro.2019.118358.

152. Tarantini, M.; Loprieno, A.D.; Cucchi, E.; Frenquellucci, F. Life Cycle Assessment of Waste Management Systems in Italian Industrial Areas: Case Study of 1st Macrolotto of Prato. *Energy* **2009**, *34*, 613–622, doi:10.1016/j.energy.2008.12.004.

153. Eckelman, M.J.; Chertow, M.R. Life Cycle Energy and Environmental Benefits of a US Industrial Symbiosis. *International Journal of Life Cycle Assessment* **2013**, *18*, 1524–1532, doi:10.1007/s11367-013-0601-5.

154. Abu-Qdais, H.A.; Kurbatova, A.I. The Role of Eco-Industrial Parks in Promoting Circular Economy in Russia: A Life Cycle Approach. *Sustainability (Switzerland)* **2022**, *14*, doi:10.3390/su14073893.

155. Kerdlap, P.; Low, J.S.C.; Tan, D.Z.L.; Yeo, Z.; Ramakrishna, S. M3-IS-LCA: A Methodology for Multi-Level Life Cycle Environmental Performance Evaluation of Industrial Symbiosis Networks. *Resour. Conserv. Recycl.* **2020**, *161*, doi:10.1016/j.resconrec.2020.104963.

156. Boix, M.; Montastruc, L.; Ramos, M.; Gentilhomme, O.; Domenech, S.; Domenech Benefits, S. Benefits Analysis of Optimal Design of Eco-Industrial Parks through Life Cycle Indicators. In Proceedings of the 27th European Symposium on Computer Aided Process Engineering; Vol. 40, pp. 1951–1956.

APPENDICE I: ASPETTI AMBIENTALI INDAGATI NEGLI STUDI DI LCA NEGLI EIP

	PAPER	ASPETTI AMBIENTALI INDAGATI NEGLI STUDI DI LCA APPLICATA AGLI EIP										
	TITOLO	SCAMBI SIMBIOTICI DI ENERGIA	SCAMBI SIMBIOTICI DI MATERIALI	SCAMBI SIMBIOTICI DI ACQUA	ENERGIA	MATERIALI	RIFIUTI	ACQUA	EMISSIONI CO_2	CARBON FOOTPRINT	WATER FOOTPRINT	ENVIRONMENTAL FOOTPRINT
1	Towards the Development of Carbon Dioxide Emission Landscape in Singapore [144]								X			
2	Evaluating the environmental benefit of energy symbiosis networks in eco-industrial parks [145]	X			X							
3	Advancing environmental assessment of the circular economy: challenges and opportunities [146]		X									
4	Carbon footprint evaluation at industrial park level: A hybrid life cycle assessment approach [147]								X	X		
5	Combined MFA and LCA approach to evaluate the metabolism of service polygons: A case study on a university campus [148]				X	X		X				

6	Environmental impacts, water footprint and cumulative energy demand of match industry in Pakistan [149]				**X**			**X**			**X**	**X**
7	Life cycle assessment of industrial symbiosis in Songmudao chemical industrial park, Dalian, China [150]	**X**	**X**	**X**								
8	Life cycle assessment of reduction of environmental impacts via industrial symbiosis in an energy-intensive industrial park in China [151]	**X**	**X**	**X**								
9	Life Cycle Assessment of waste management systems in Italian industrial areas: Case study of 1st Macrolotto of Prato [152]						**X**					
10	Emergy-ecological footprint hybrid method analysis of industrial parks using a geographical and regional perspective [29]				**X**	**X**						**X**
11	Life cycle energy and environmental benefits of a US industrial symbiosis [153]	**X**	**X**	**X**								

12	The Role of Eco-Industrial Parks in Promoting Circular Economy in Russia: A Life Cycle Approach [154]						**X**					
13	UM3-LCE3-ISN: a methodology for multi-level life cycle environmental and economic evaluation of industrial symbiosis networks [155]	**X**										
14	Benefits analysis of optimal design of eco-industrial parks through life cycle indicators [156]				**X**			**X**				

APPENDICE II: ELENCO DEGLI INDICATORI E FONTI

Macrocategoria	Categoria	Indicatore	Descrizione sintetica
Ambiente e Rischio	Contaminazione	Stato della contaminazione	Presenza e stato di contaminazione del sito
Ambiente e Rischio	Contaminazione	SIN	Inserimento del sito in area SIN / SIR / CAF
Ambiente e Rischio	Rischi ambientali	Fasce PAI	Presenza in aree a pericolosità idraulica (PAI)
Ambiente e Rischio	Rischi ambientali	Fasce rischio PGRA	Presenza in aree a rischio alluvione (PGRA)
Ambiente e Rischio	Rischi per la risorsa idrica	Pozzi (captazioni)	Prossimità a pozzi di captazione idrica
Ambiente e Rischio	Rischi per la risorsa idrica	Sorgenti (captazioni)	Prossimità a sorgenti di captazione idrica
Ecosistema produttivo e Sinergie	Impianti di trattamento	Impianti di trattamento acque	Presenza di impianti di trattamento acque reflue
Ecosistema produttivo e Sinergie	Impianti di trattamento	Impianti di trattamento/smaltimento rifiuti	Presenza di impianti di trattamento/smaltimento rifiuti
Ecosistema produttivo e Sinergie	Ecosistema produttivo	Ambiti produttivi	Distanza dagli ambiti produttivi nel contesto territoriale
Ecosistema produttivo e Sinergie	Sinergia	Fonte di energia/calore	Presenza di potenziali fornitori di energia/calore
Ecosistema produttivo e Sinergie	Sinergia	Fonte di sottoprodotti	Presenza di potenziali fornitori di sottoprodotti
Ecosistema produttivo e Sinergie	Sinergia	Utilizzatori di energia/calore	Presenza di potenziali utilizzatori di energia/calore

Macrocategoria	**Categoria**	**Indicatore**	**Descrizione sintetica**
Ecosistema produttivo e Sinergie	Sinergia	Utilizzatori di acqua	Presenza di potenziali utilizzatori di acqua
Accessibilità e Infrastrutture	Accessibilità e collegamenti	Aeroporti	Distanza dai principali aeroporti
Accessibilità e Infrastrutture	Accessibilità e collegamenti	Ferro	Distanza dalla rete ferroviaria
Accessibilità e Infrastrutture	Accessibilità e collegamenti	Casello	Distanza dai caselli autostradali
Accessibilità e Infrastrutture	Accessibilità e collegamenti	Viabilità	Accessibilità alla viabilità principale
Accessibilità e Infrastrutture	Infrastrutture tecnologiche	Elettrica	Distanza dai nodi della rete elettrica
Accessibilità e Infrastrutture	Infrastrutture tecnologiche	Fogne	Distanza dalla rete fognaria
Accessibilità e Infrastrutture	Infrastrutture tecnologiche	Acquedotto	Distanza dalla rete idrica
Contesto territoriale	Contesto urbano	Centri storici	Distanza da centri storici
Contesto territoriale	Contesto urbano	Urbano residenziale	Prossimità ad aree residenziali
Contesto territoriale	Vincoli del paesaggio	Vincoli paesaggistici	Presenza di vincoli paesaggistici
Contesto territoriale	Area	Area	Estensione areale del sito

APPENDICE III: QUESTIONARIO PER LA DEFINIZIONE DEI PESI

Valutazione del potenziale di riutilizzo industriale dei Brownfield

Il seguente questionario si inserisce all'interno di un progetto di ricerca condotto dal Centro di Ricerca CeRAR dell'Università di Brescia (https://cerar.unibs.it).
Lo scopo della ricerca è definire una procedura di valutazione del potenziale di riqualificazione di aree dismesse e potenzialmente contaminate (definite come brownfield) a fini industriali.
La procedura si fonda su un modello multilivello, che comprende 4 diversi ambiti di valutazione, ciascuno suddiviso in alcune categorie.
L'obbiettivo del seguente questionario è quello di acquisire indicazioni da esperti del settore al fine di definire i pesi da assegnare a ciascun ambito e a ciascuna categoria.
Il questionario può essere compilato anche online inquadrando il QR code

SCAN ME

Anagrafica

Nome _____

Cognome _____

Occupazione _____

1. Ambiti di valutazione

Nella seguente sezione sono elencati i 4 ambiti di valutazione che vengono valutati.
Per ognuno di essi, le chiediamo di assegnare un valore compreso tra **0 e 100** sulla base dell'importanza che, a suo parere, ciascun ambito ricopre nel processo di riqualificazione di un'area a fini industriali.
N.B. la somma dei valori DEVE ESSERE PARI A 100

1. Ambiente & Rischio (contaminazione, rischio ambientale) * _____
2. Ecosistema Produttivo & Sinergie (aree industriali, impianti, simbiosi) * _____
3. Accessibilità & Infrastrutture (trasporto, infrastrutture tecnologiche) * _____
4. Contesto Territoriale (area, vincoli, contesto residenziale) * _____

2. Categorie dell'Ambito "Ambiente & Rischio"

Nella seguente sezione sono elencate le categorie che rientrano nell'ambito "Ambiente & Rischio".
Per ognuna categoria, le chiediamo di assegnare un valore compreso tra **0 e 100** sulla base dell'importanza che, a suo parere, ciascun ambito ricopre nel processo di riqualificazione di un'area a fini industriali.
N.B. la somma dei valori DEVE ESSERE PARI A 100

Contaminazione del sito (stato del procedimento, SIN) * _____

Rischi Ambientali (rischio idrogeologico) * _____

Rischi per la risorsa idrica* _____

3. Categorie dell'Ambito "Ecosistema Produttivo"

Nella seguente sezione sono elencate le categorie che rientrano nell'ambito "Ecosistema produttivo". Per ognuna categoria, le chiediamo di assegnare un valore compreso tra **0 e 100** sulla base dell'importanza che, a suo parere, ciascun ambito ricopre nel processo di riqualificazione di un'area a fini industriali.
N.B. la somma dei valori DEVE ESSERE PARI A 100

Vicinanza ad impianti di trattamento (acque e rifiuti) * _____

Vicinanza ad aree industriali* _____

Facilità ad instaurare processi di Simbiosi Industriale* _____

---

4. Categorie dell'Ambito "Accessibilità & Infrastrutture"

Nella seguente sezione sono elencate le categorie che rientrano nell'ambito "Accessibilità & Infrastrutture".
Per ognuna categoria, le chiediamo di assegnare un valore compreso tra **0 e 100** sulla base dell'importanza che, a suo parere, ciascun ambito ricopre nel processo di riqualificazione di un'area a fini industriali.
N.B. la somma dei valori DEVE ESSERE PARI A 100

Vicinanza a nodi di scambio e facilità di accesso* _____

Presenza di reti tecnologiche attrezzate* _____

---

5. Categorie dell'Ambito "Contesto Territoriale"

Nella seguente sezione sono elencate le categorie che rientrano nell'ambito "Contesto Territoriale". Per ognuna categoria, le chiediamo di assegnare un valore compreso tra **0 e 100** sulla base dell'importanza che, a suo parere, ciascun ambito ricopre nel processo di riqualificazione di un'area a fini industriali.
N.B. la somma dei valori DEVE ESSERE PARI A 100

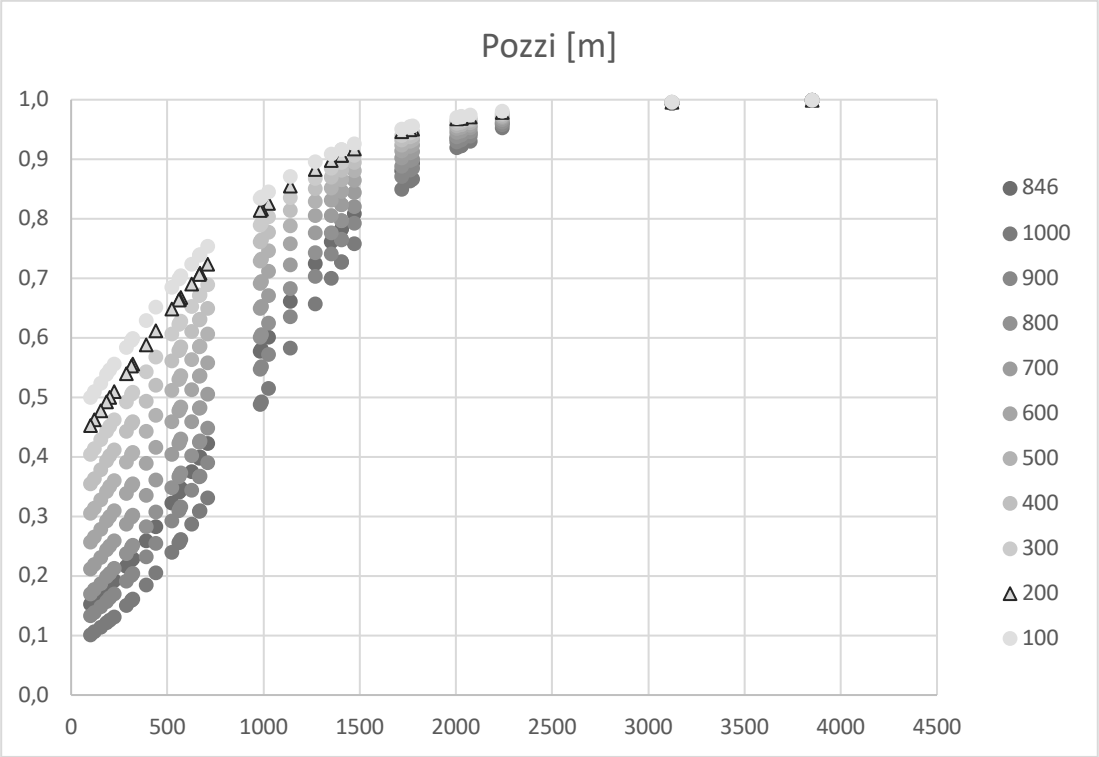
Lontananza dal contesto urbano residenziale* _____

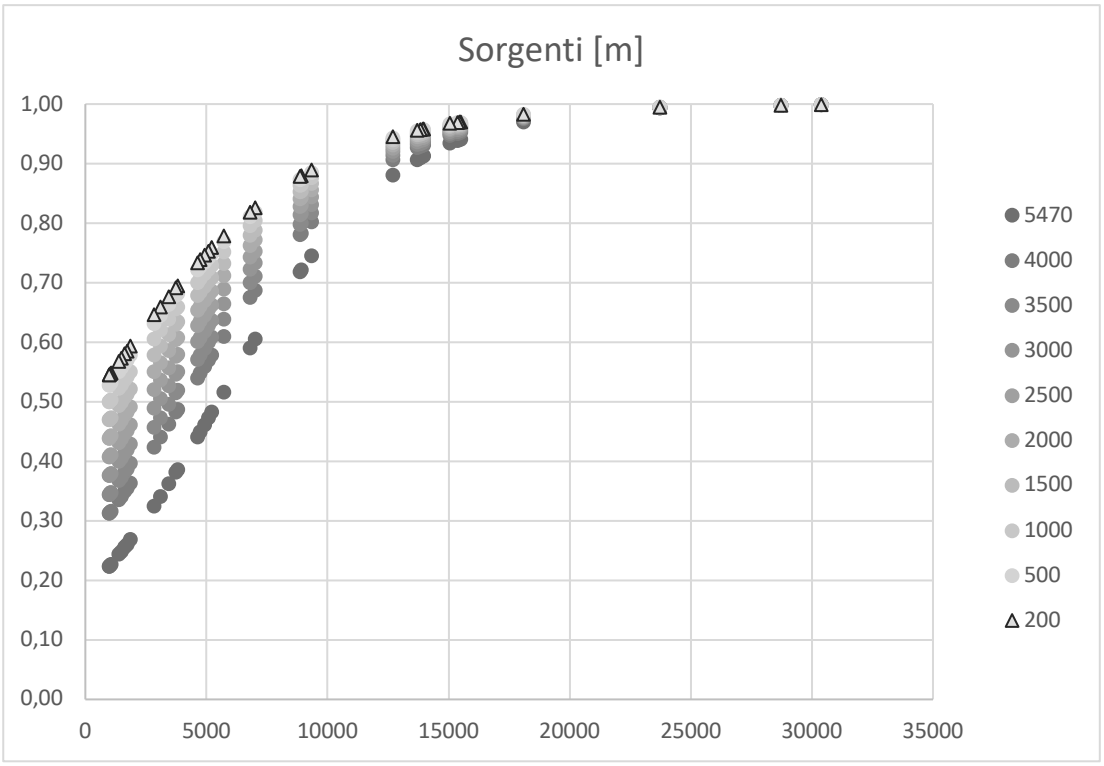
Assenza di vincoli paesaggistici* _____

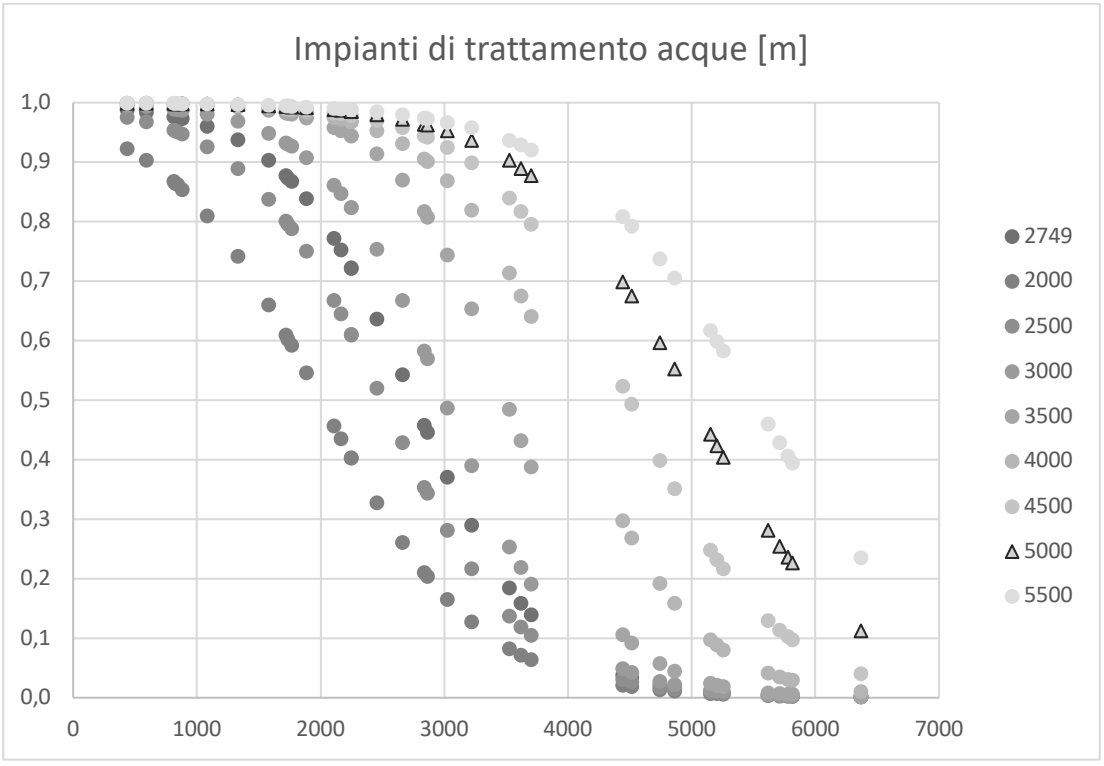
Grandezza del sito* _____

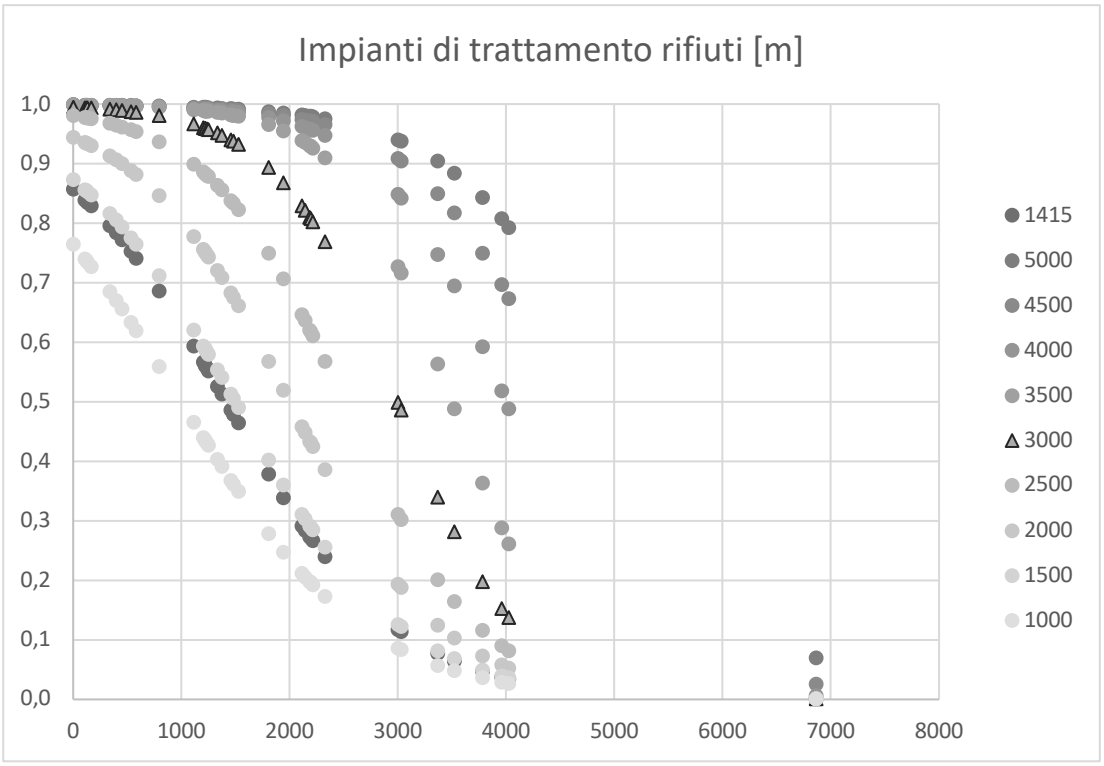
APPENDICE IV: ANALISI DI SENSITIVITÀ: DEFINIZIONE DEL PUNTO DI FLESSO DELLA FUNZIONE LOGISTICA

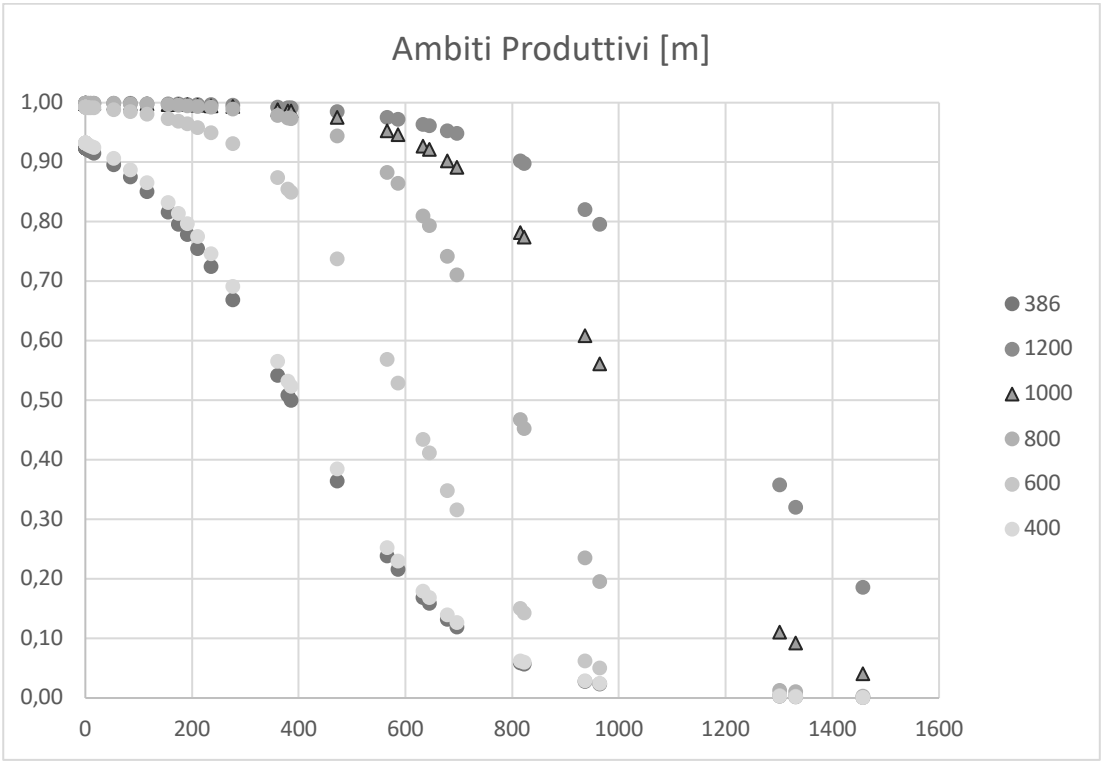
Di seguito sono riportate le analisi di sensitività condotte per ogni indicatore al fine di determinare il punto di flesso della funzione logistica applicata.

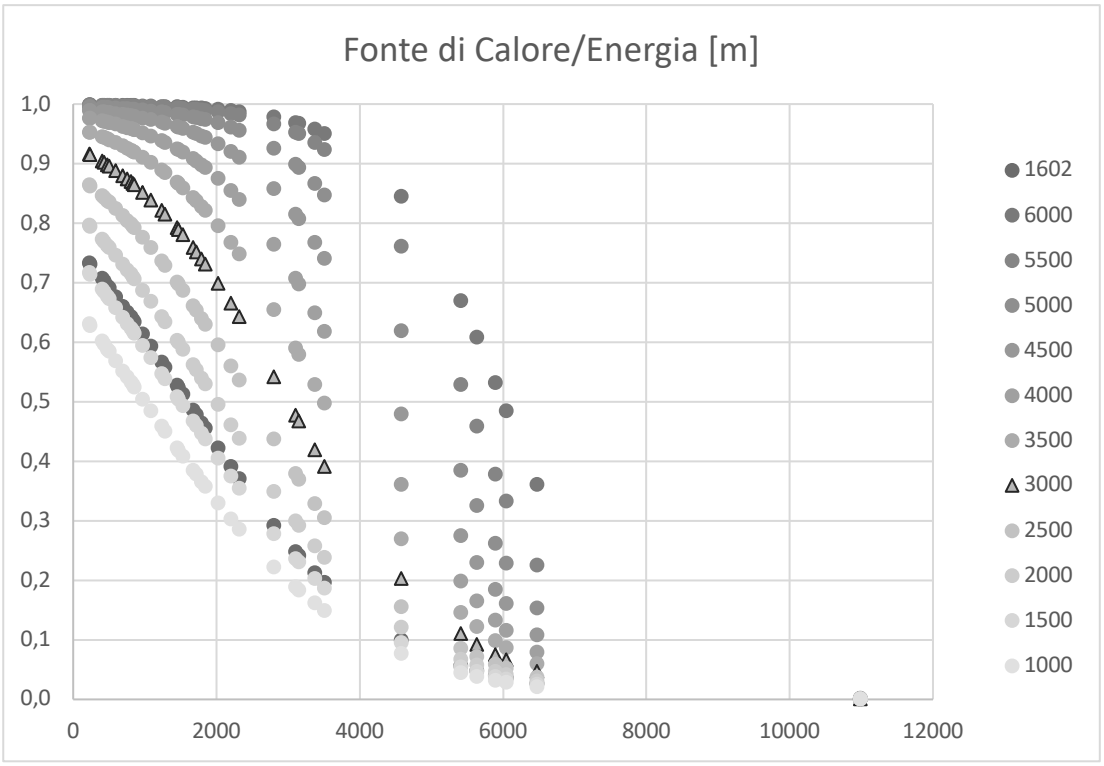


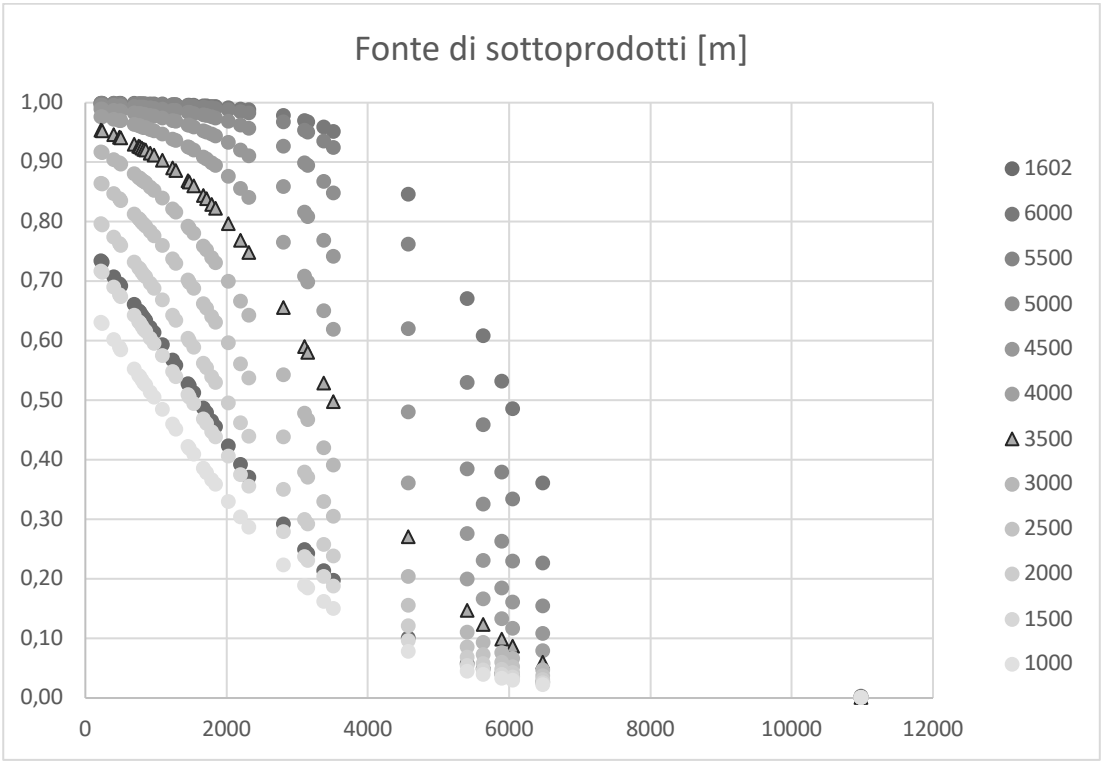

Sorgenti [m]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
5000
10000
15000
20000
25000
30000
35000
5470
4000
3500
3000
2500
2000
1500
1000
500
200

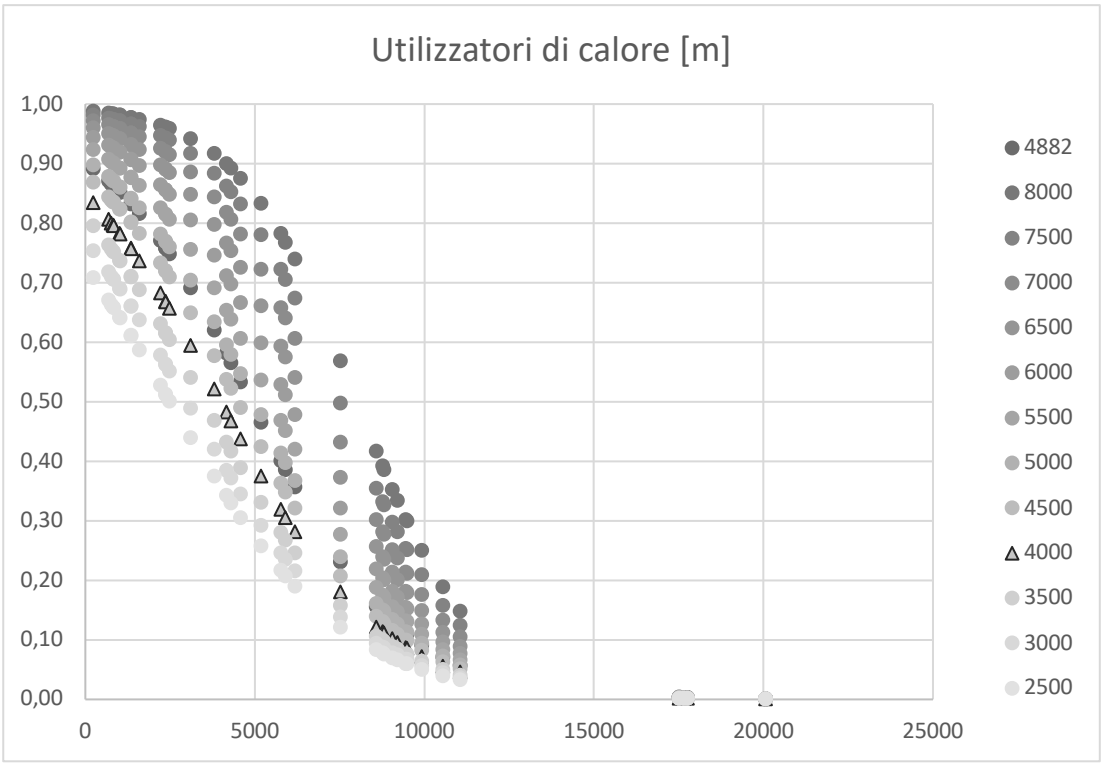

Impianti di trattamento acque [m]
1,0
0,9
0,8
0,7
0,6
0,5
0,4
0,3
0,2
0,1
0,0
0
1000
2000
3000
4000
5000
6000
7000
2749
2000
2500
3000
3500
4000
4500
5000
5500

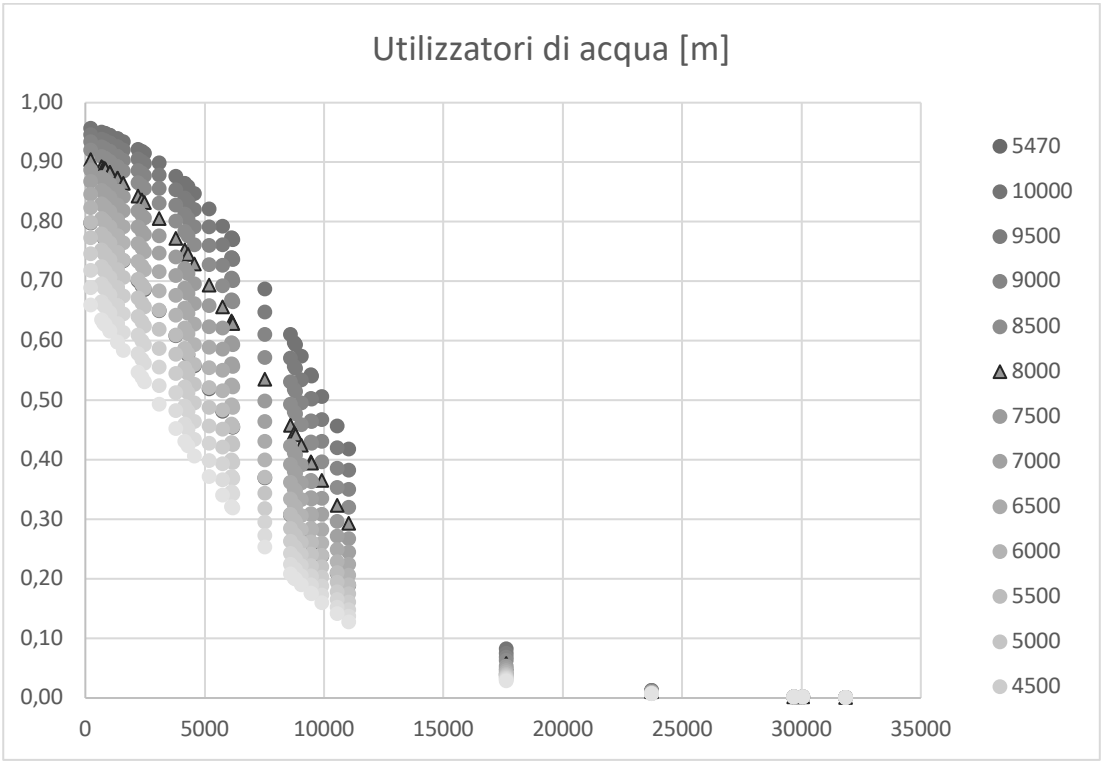

Impianti di trattamento rifiuti [m]
1,0
0,9
0,8
0,7
0,6
0,5
0,4
0,3
0,2
0,1
0,0
0
1000
2000
3000
4000
5000
6000
7000
8000
1415
5000
4500
4000
3500
3000
2500
2000
1500
1000

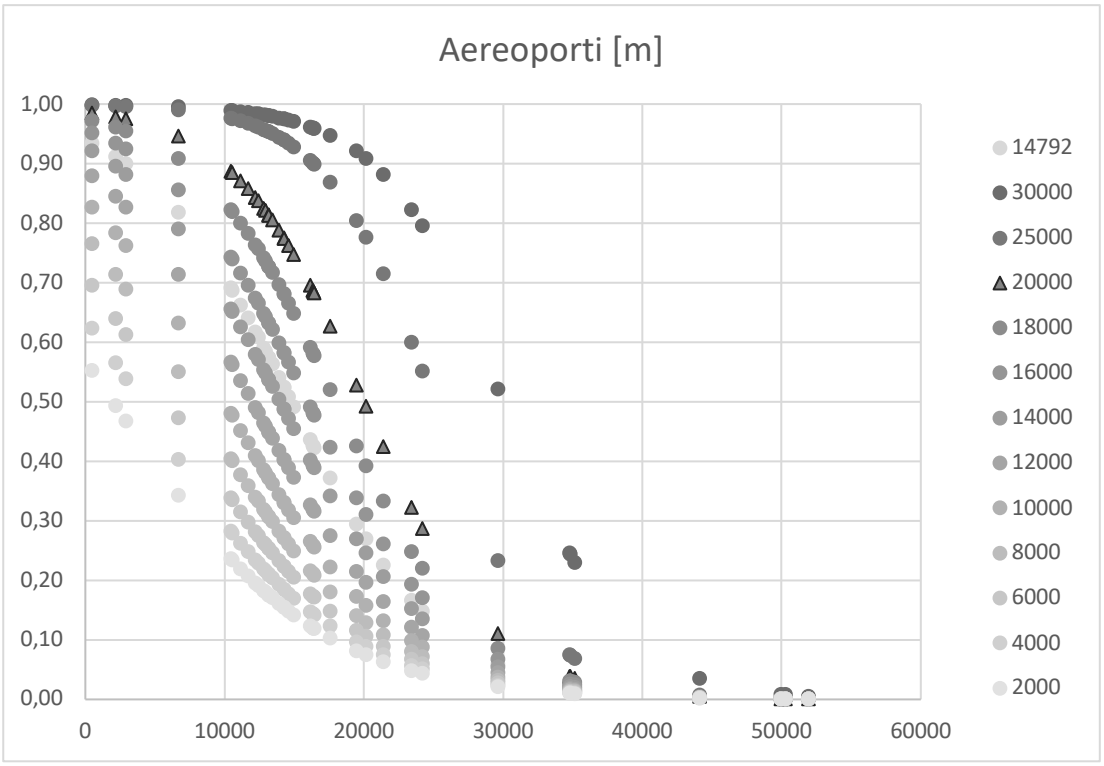

Ambiti Produttivi [m]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
200
400
600
800
1000
1200
1400
1600
386
1200
1000
800
600
400

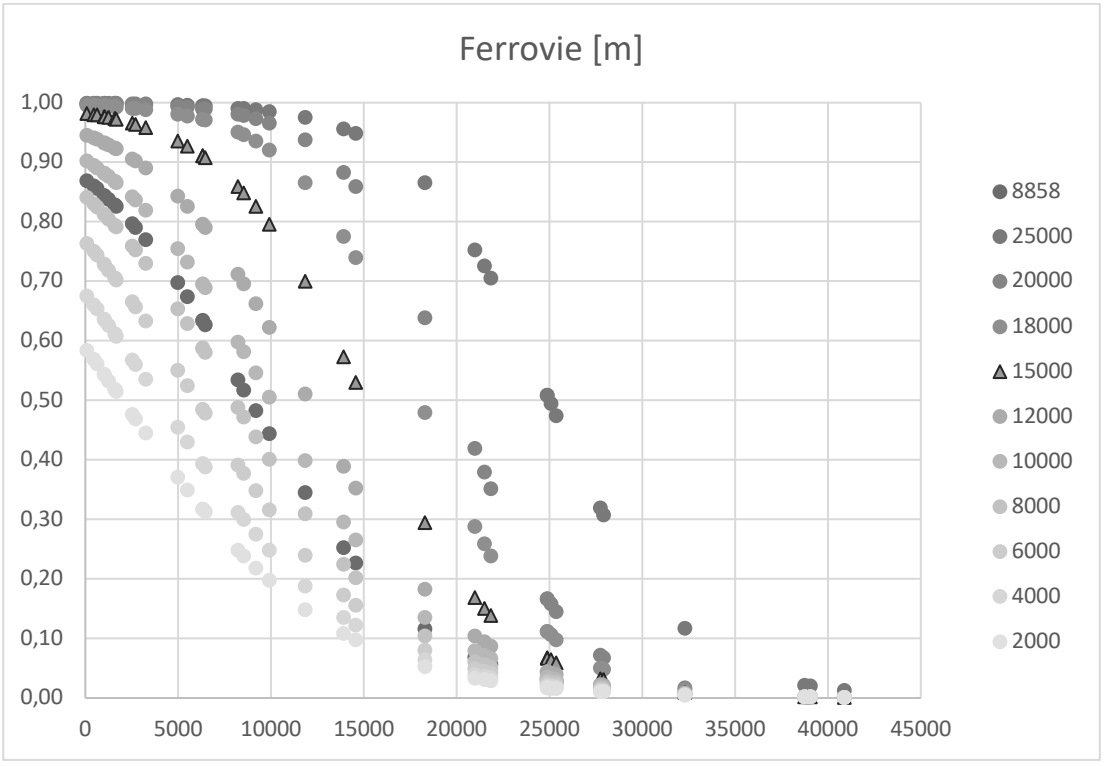

Fonte di Calore/Energia [m]
1,0
0,9
0,8
0,7
0,6
0,5
0,4
0,3
0,2
0,1
0,0
0
2000
4000
6000
8000
10000
12000
1602
6000
5500
5000
4500
4000
3500
3000
2500
2000
1500
1000

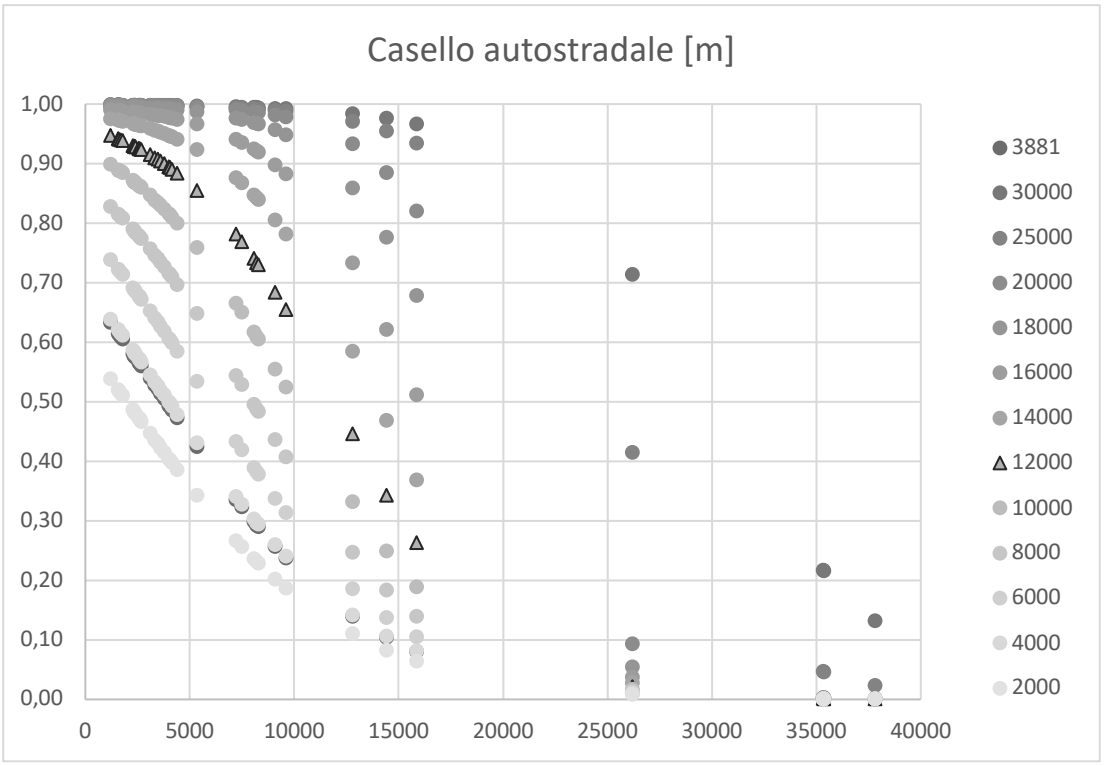

Fonte di sottoprodotti [m]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
2000
4000
6000
8000
10000
12000
1602
6000
5500
5000
4500
4000
3500
3000
2500
2000
1500
1000

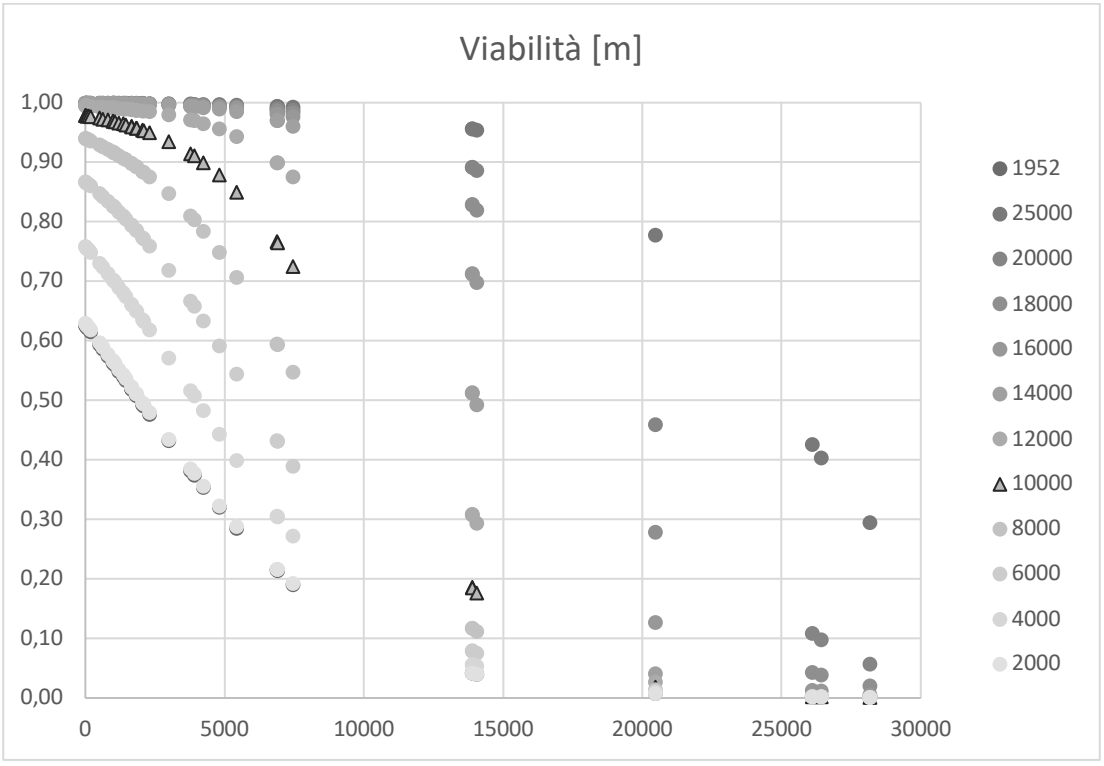

Utilizzatori di calore [m]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
5000
10000
15000
20000
25000
4882
8000
7500
7000
6500
6000
5500
5000
4500
4000
3500
3000
2500

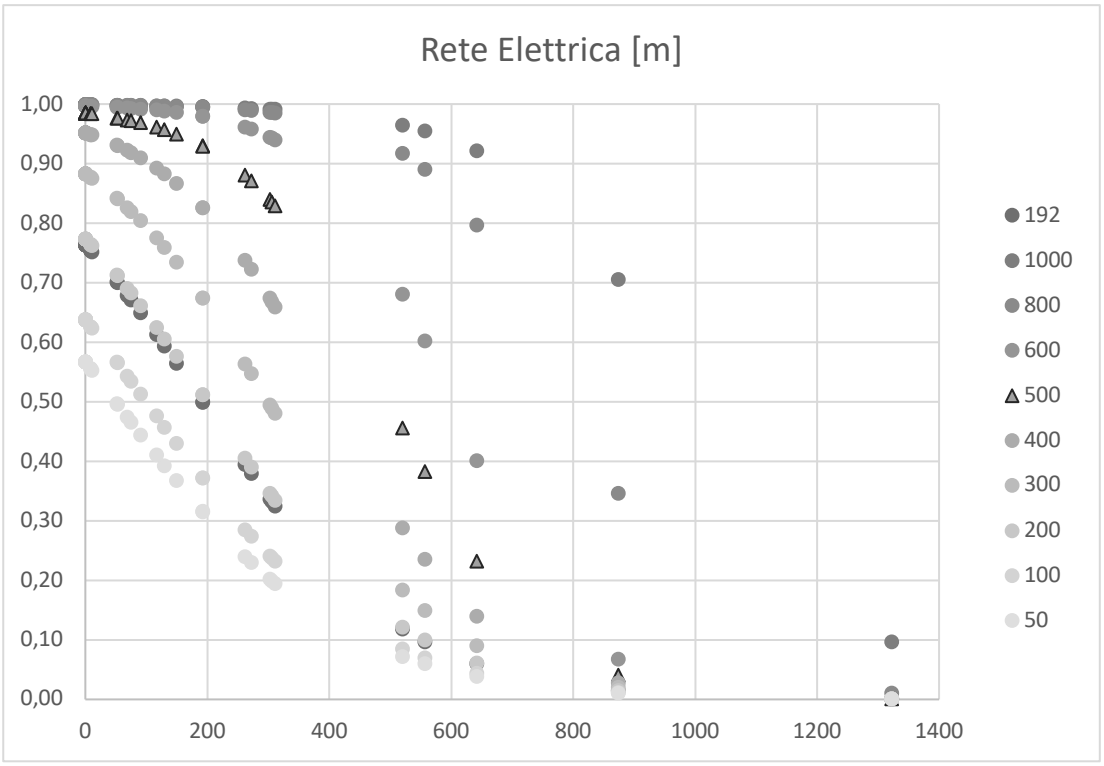

Utilizzatori di acqua [m]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
5000
10000
15000
20000
25000
30000
35000
5470
10000
9500
9000
8500
8000
7500
7000
6500
6000
5500
5000
4500

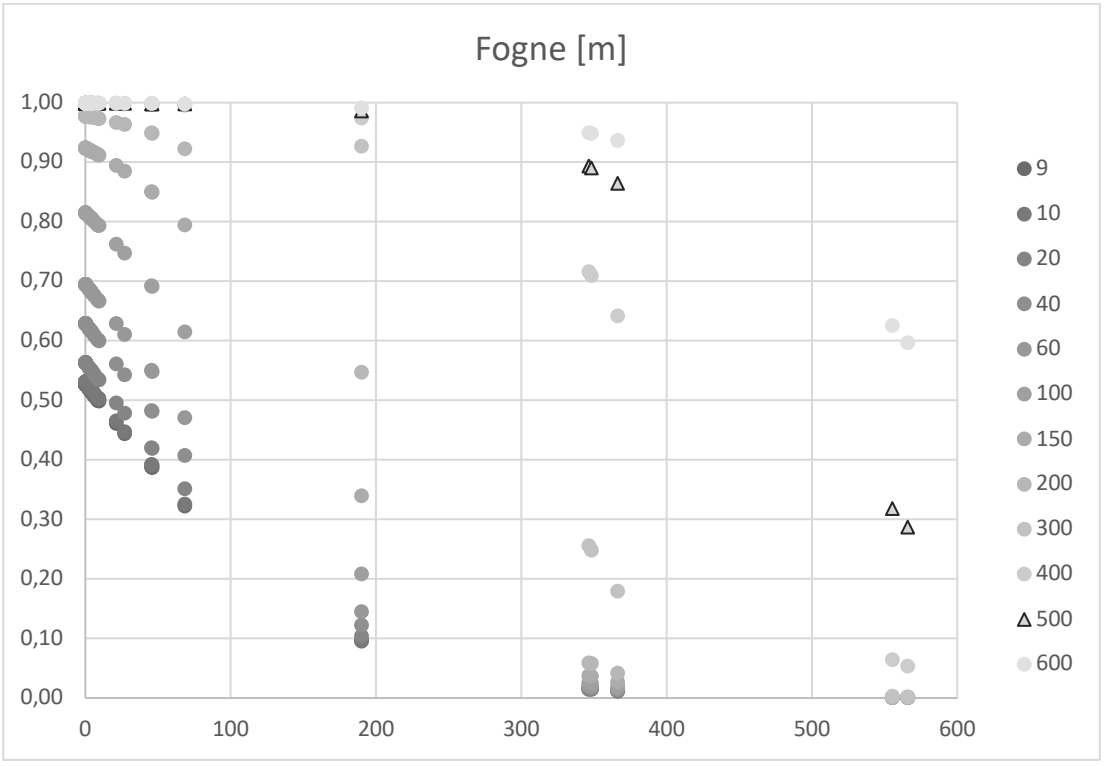

Aereoporti [m]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
10000
20000
30000
40000
50000
60000
14792
30000
25000
20000
18000
16000
14000
12000
10000
8000
6000
4000
2000

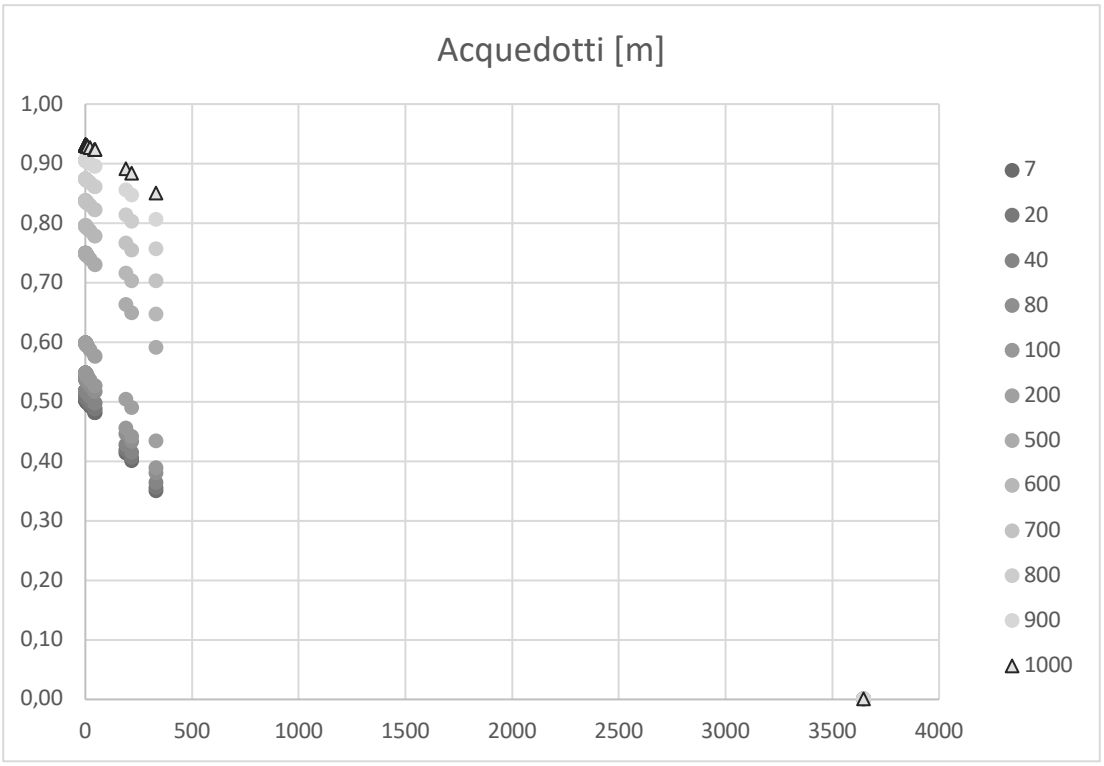

Ferrovie [m]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
5000
10000
15000
20000
25000
30000
35000
40000
45000
8858
25000
20000
18000
15000
12000
10000
8000
6000
4000
2000

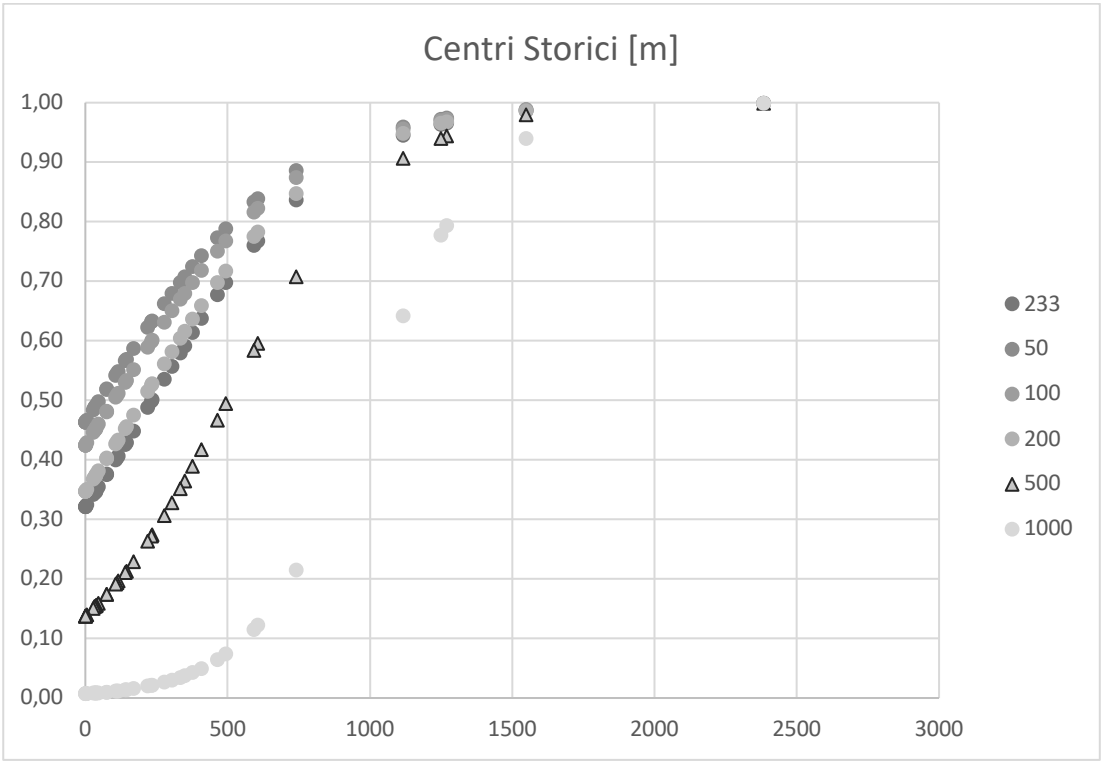

Casello autostradale [m]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
5000
10000
15000
20000
25000
30000
35000
40000
3881
30000
25000
20000
18000
16000
14000
12000
10000
8000
6000
4000
2000

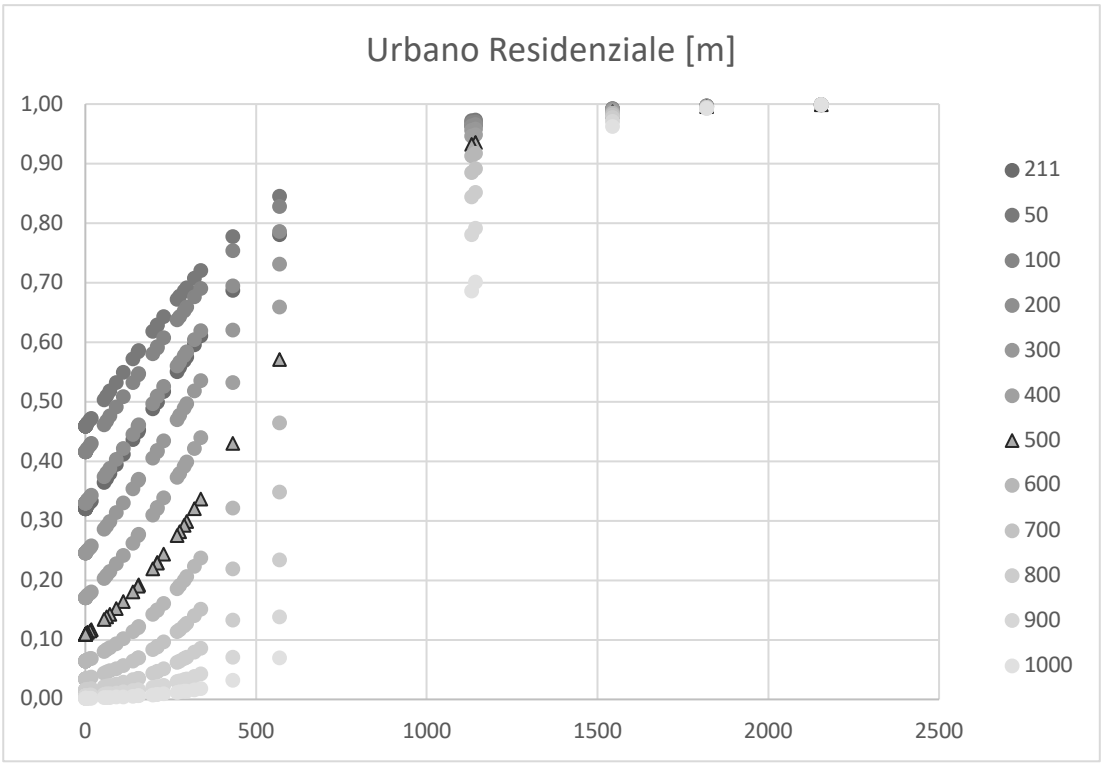

Viabilità [m]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
5000
10000
15000
20000
25000
30000
1952
25000
20000
18000
16000
14000
12000
10000
8000
6000
4000
2000

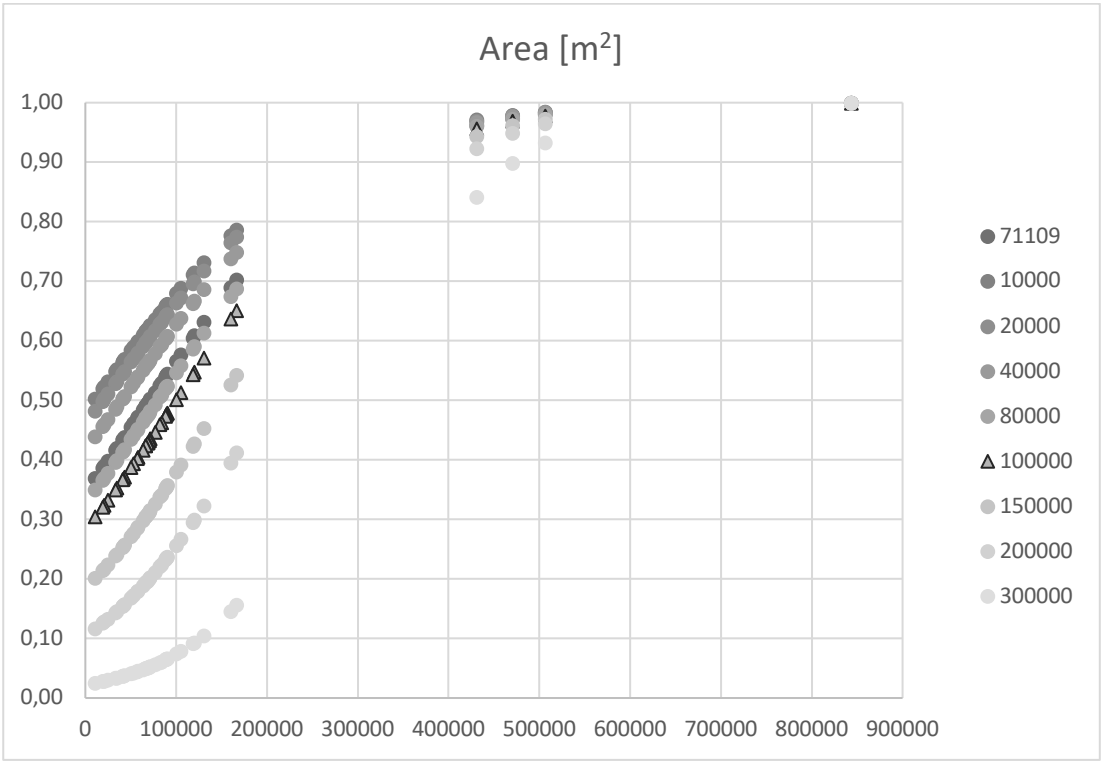

Rete Elettrica [m]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
200
400
600
800
1000
1200
1400
192
1000
800
600
500
400
300
200
100
50


Fogne [m]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
100
200
300
400
500
600
9
10
20
40
60
100
150
200
300
400
500
600


Acquedotti [m]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
500
1000
1500
2000
2500
3000
3500
4000
7
20
40
80
100
200
500
600
700
800
900
1000

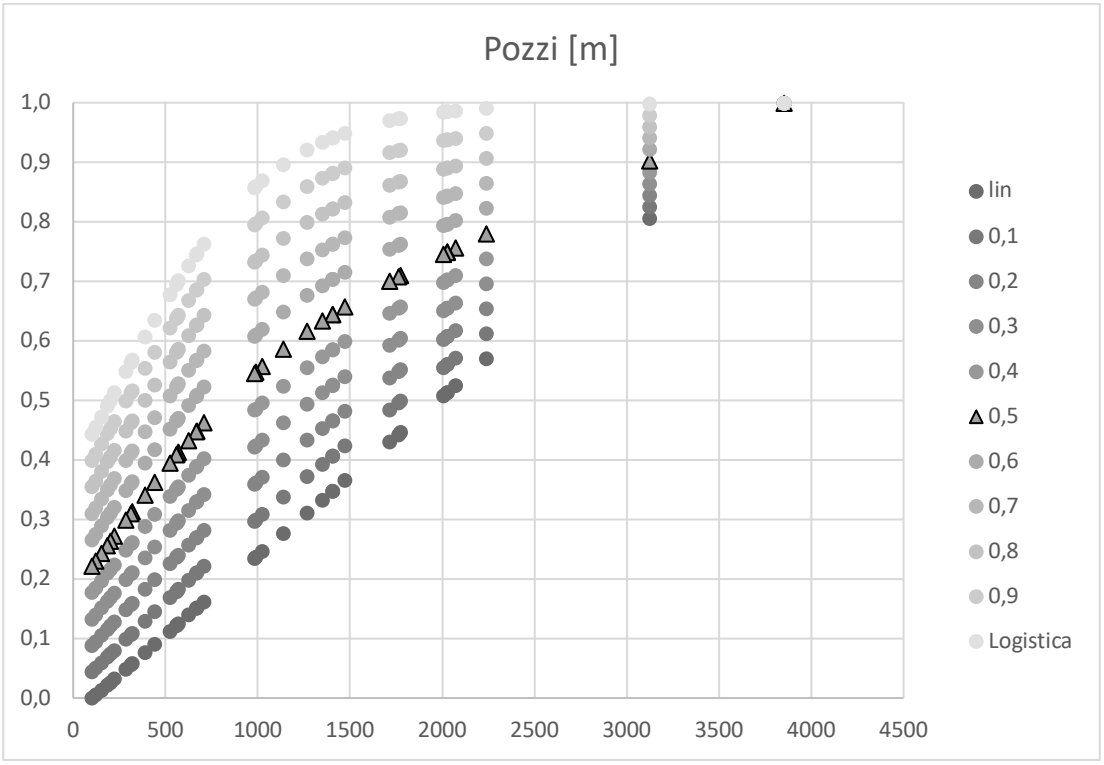

Centri Storici [m]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
500
1000
1500
2000
2500
3000
233
50
100
200
500
1000

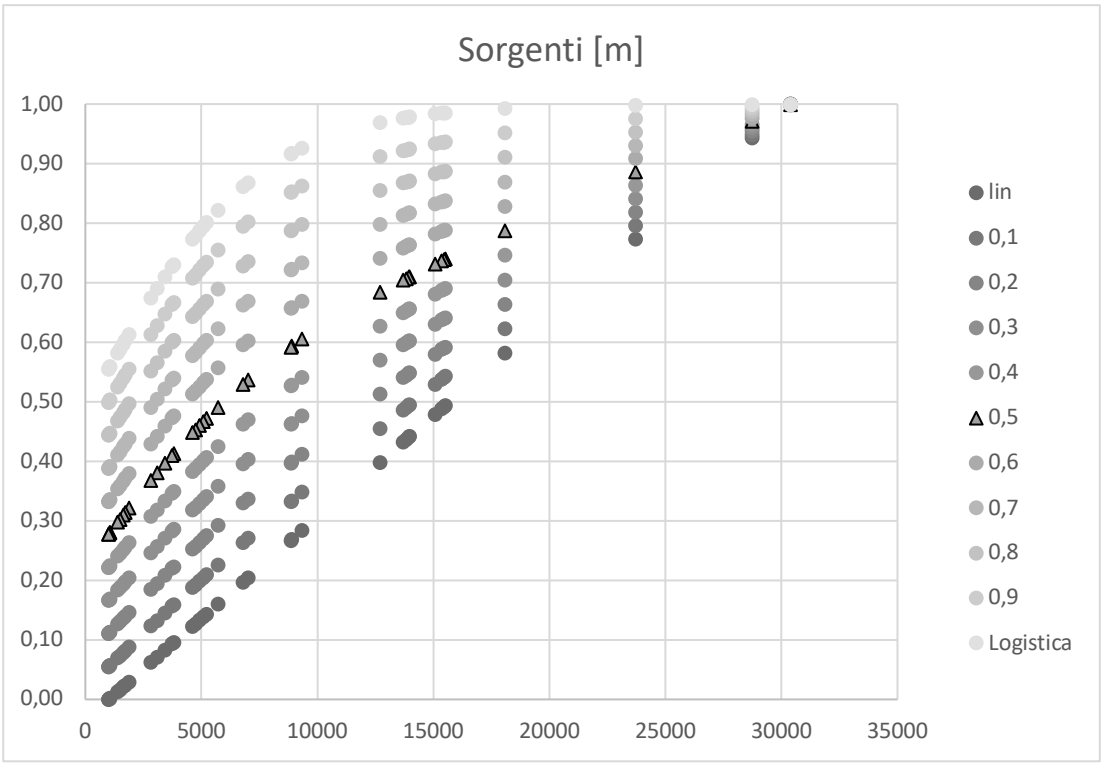

Urbano Residenziale [m]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
500
1000
1500
2000
2500
211
50
100
200
300
400
500
600
700
800
900
1000

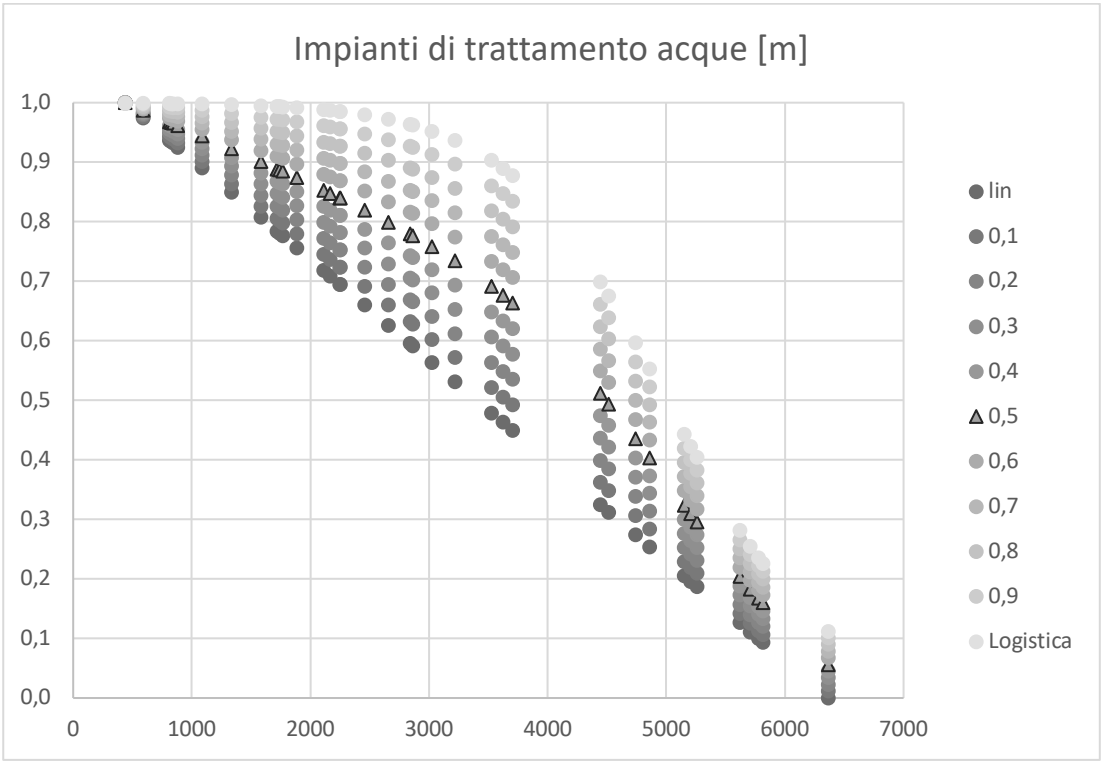

Area [m²]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
100000
200000
300000
400000
500000
600000
700000
800000
900000
71109
10000
20000
40000
80000
100000
150000
200000
300000

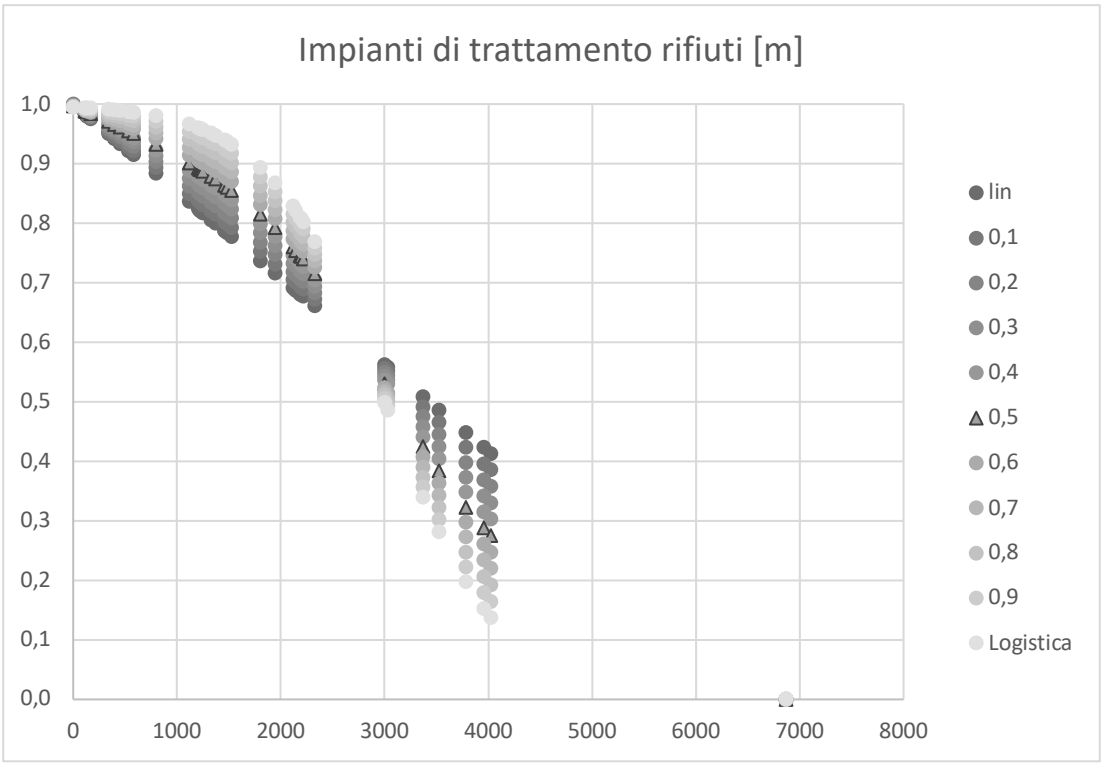
APPENDICE V: ANALISI DI SENSITIVITÀ: DETERMINAZIONE DELLA COMBINAZIONE LINEARE DELLE DISTRIBUZIONI

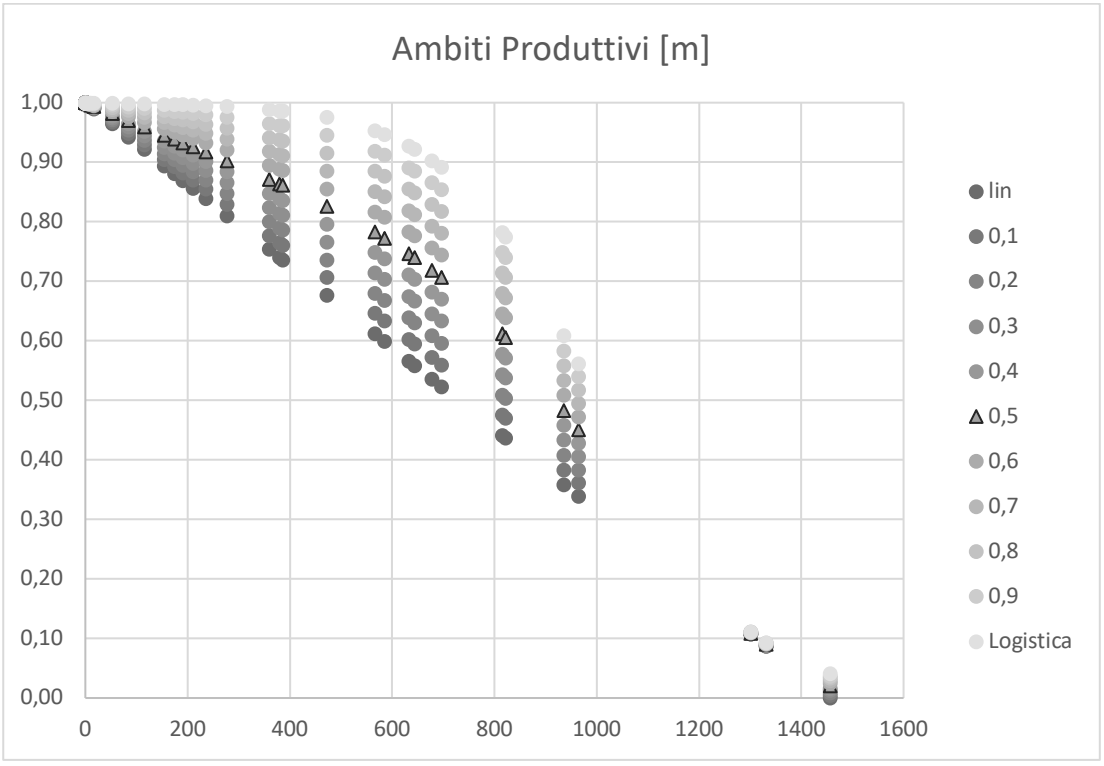
Di seguito sono riportati i risultati dell'analisi di sensitività effettuata per definire la combinazione tra le due distribuzioni.

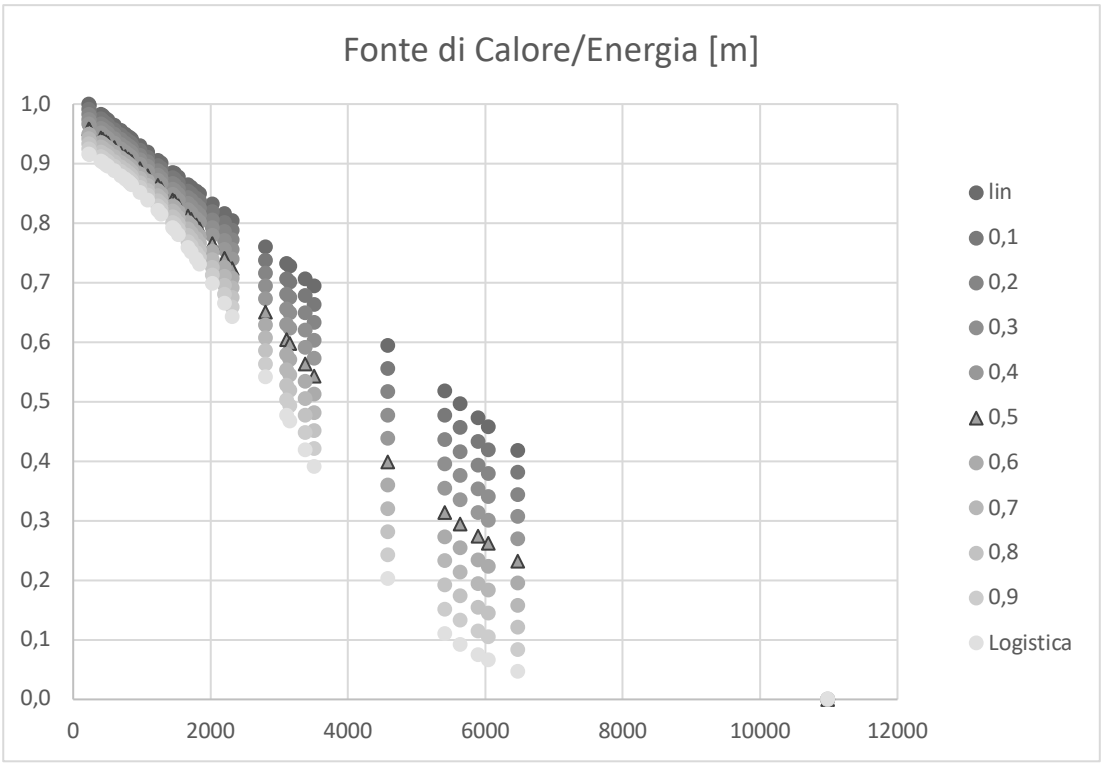


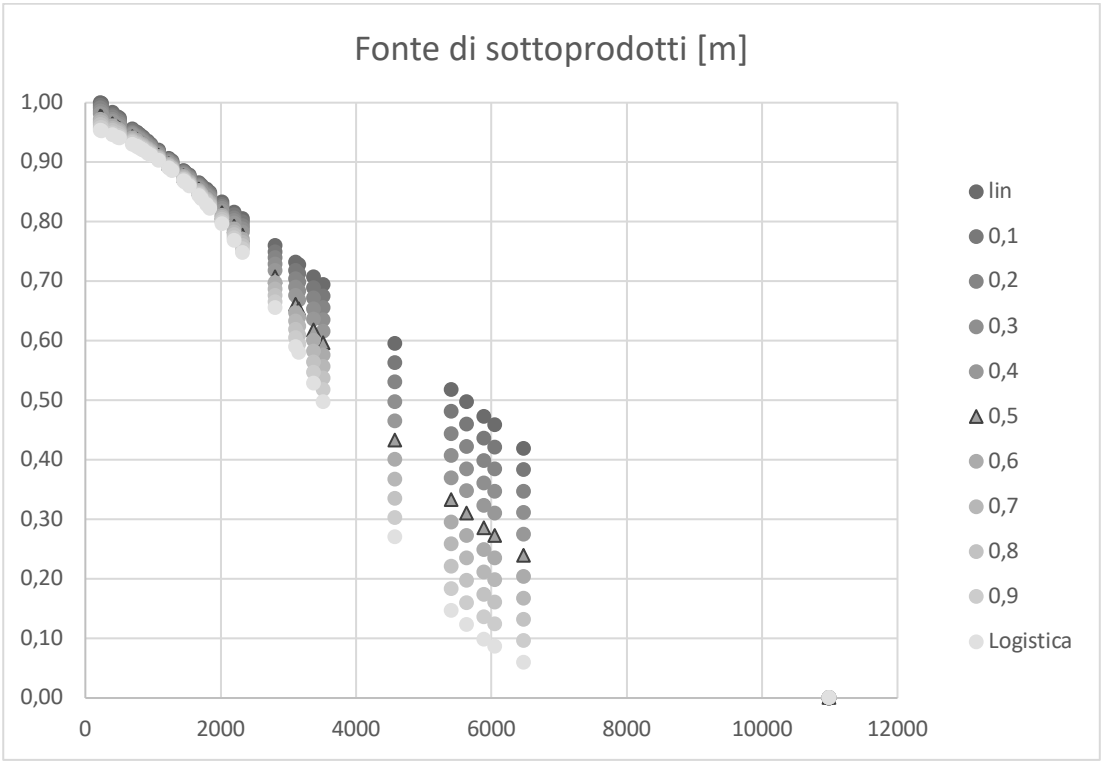

Sorgenti [m]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
5000
10000
15000
20000
25000
30000
35000
lin
0,1
0,2
0,3
0,4
0,5
0,6
0,7
0,8
0,9
Logistica

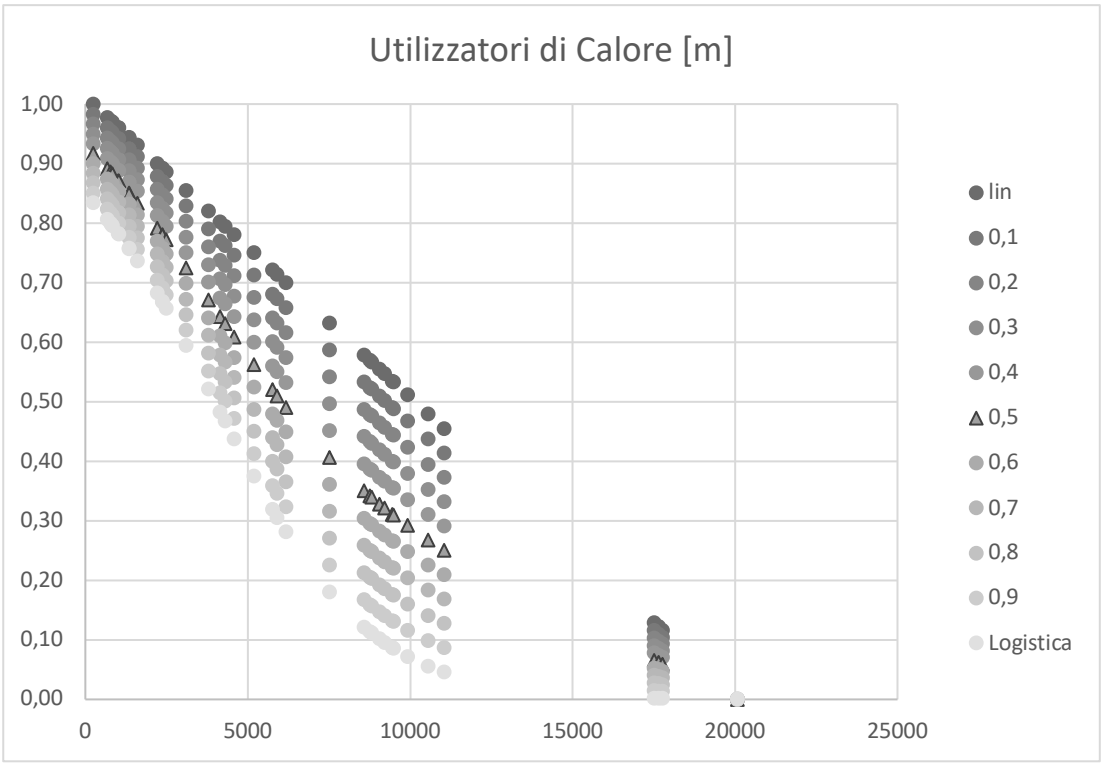

Impianti di trattamento acque [m]
1,0
0,9
0,8
0,7
0,6
0,5
0,4
0,3
0,2
0,1
0,0
0
1000
2000
3000
4000
5000
6000
7000
lin
0,1
0,2
0,3
0,4
0,5
0,6
0,7
0,8
0,9
Logistica

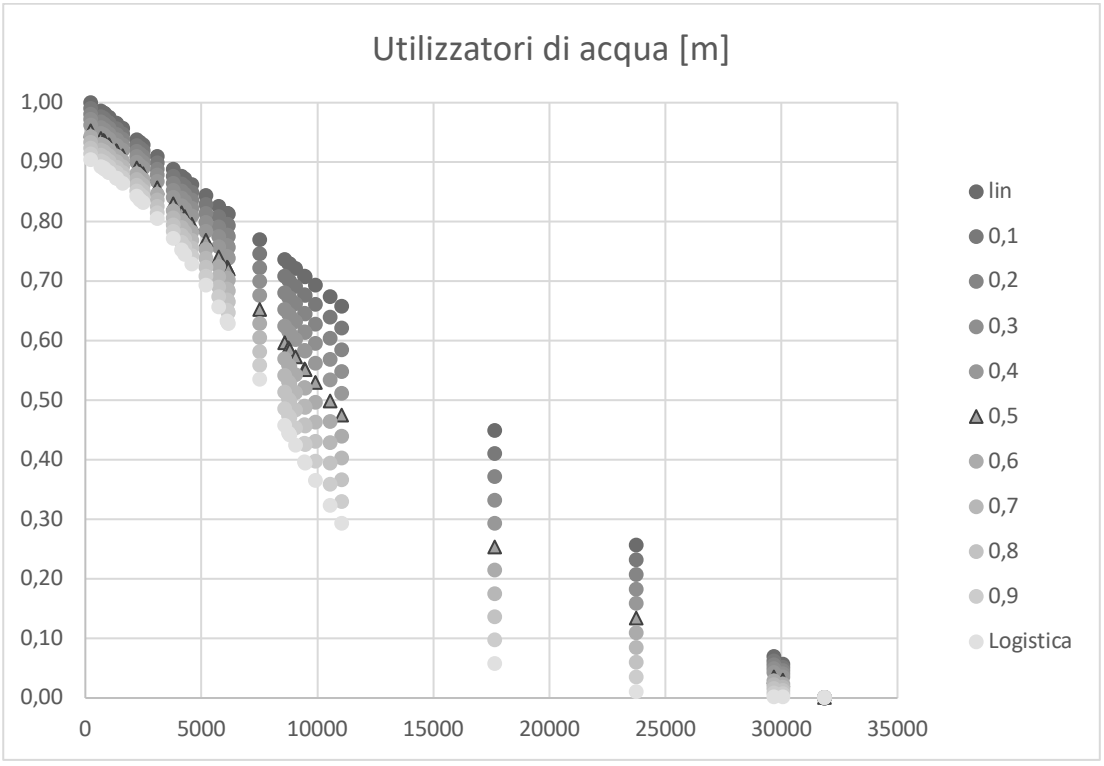

Impianti di trattamento rifiuti [m]
1,0
0,9
0,8
0,7
0,6
0,5
0,4
0,3
0,2
0,1
0,0
0
1000
2000
3000
4000
5000
6000
7000
8000
lin
0,1
0,2
0,3
0,4
0,5
0,6
0,7
0,8
0,9
Logistica

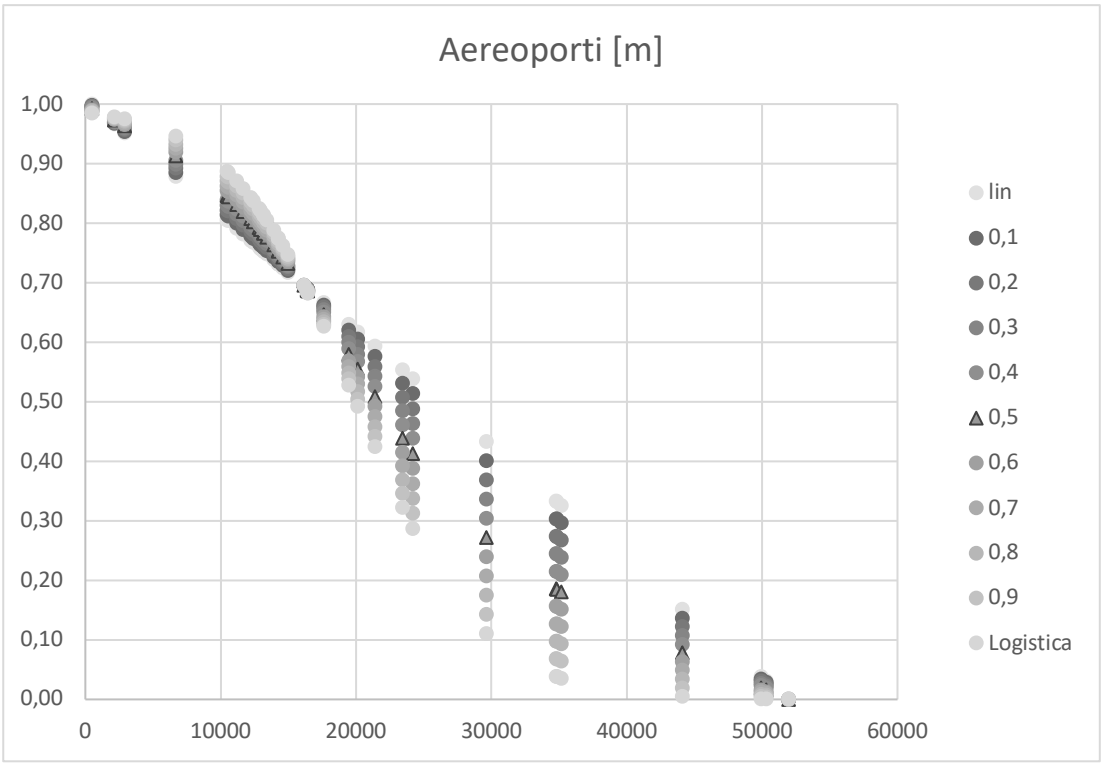

Ambiti Produttivi [m]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
200
400
600
800
1000
1200
1400
1600
lin
0,1
0,2
0,3
0,4
0,5
0,6
0,7
0,8
0,9
Logistica

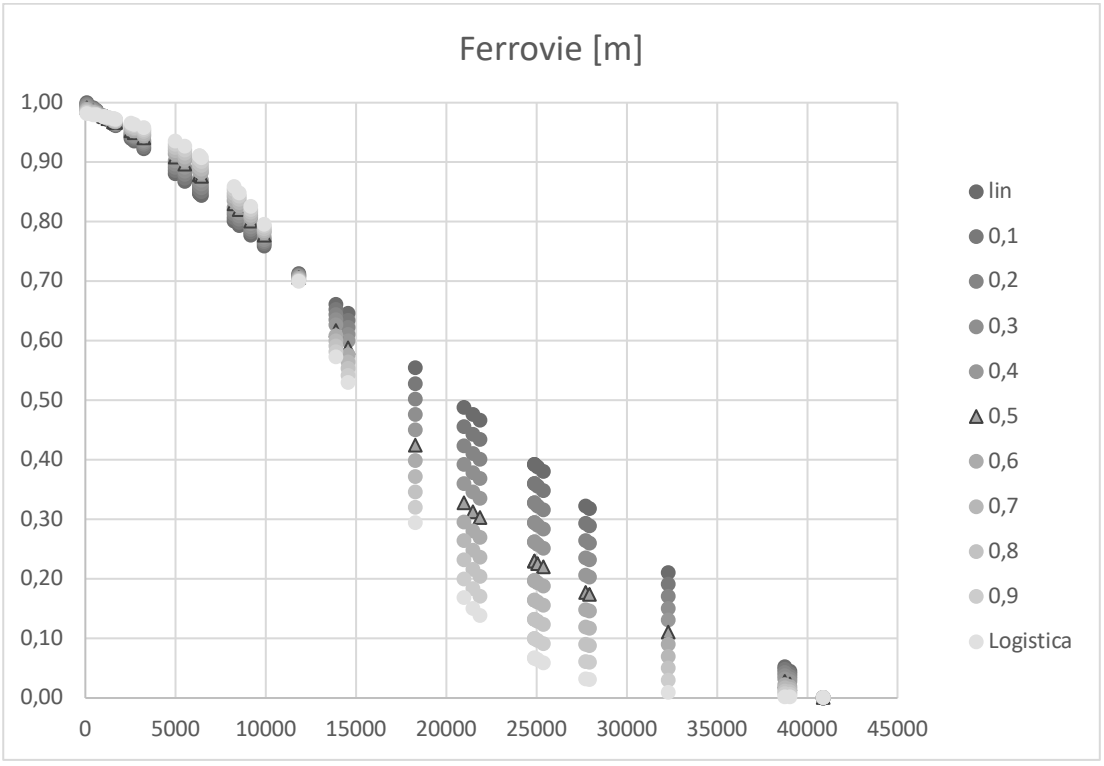

Fonte di Calore/Energia [m]
1,0
0,9
0,8
0,7
0,6
0,5
0,4
0,3
0,2
0,1
0,0
0
2000
4000
6000
8000
10000
12000
lin
0,1
0,2
0,3
0,4
0,5
0,6
0,7
0,8
0,9
Logistica

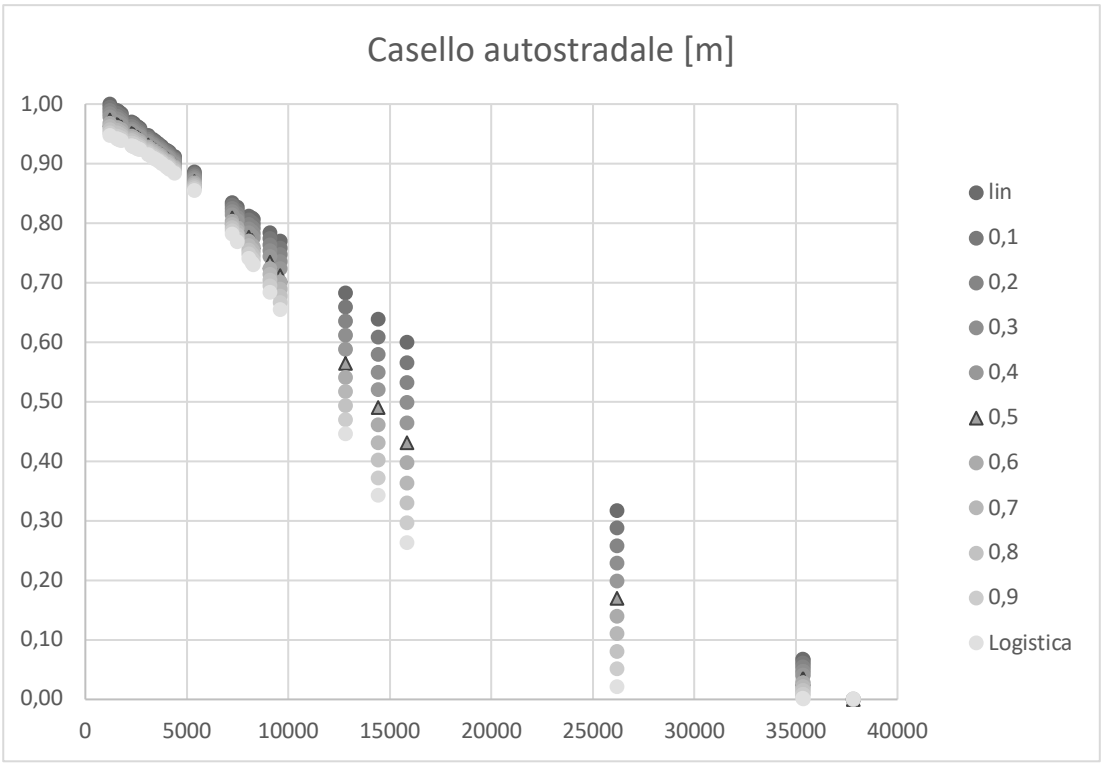

Fonte di sottoprodotti [m]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
2000
4000
6000
8000
10000
12000
lin
0,1
0,2
0,3
0,4
0,5
0,6
0,7
0,8
0,9
Logistica

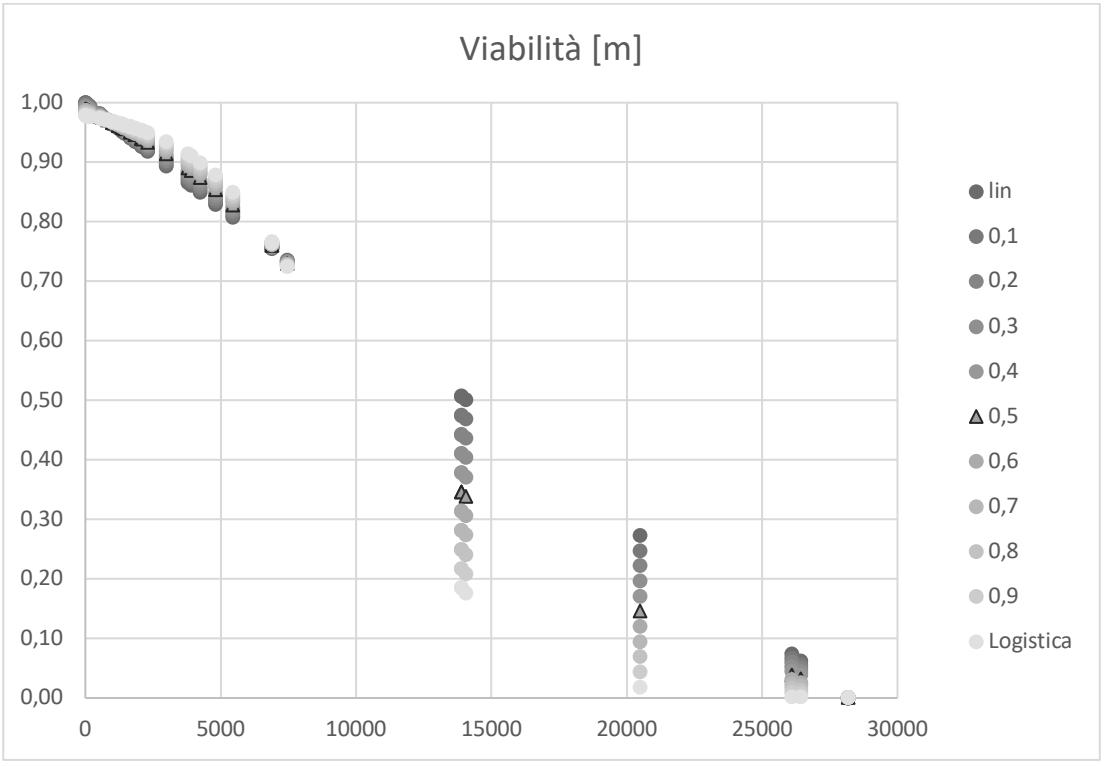

Utilizzatori di Calore [m]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
5000
10000
15000
20000
25000
lin
0,1
0,2
0,3
0,4
0,5
0,6
0,7
0,8
0,9
Logistica

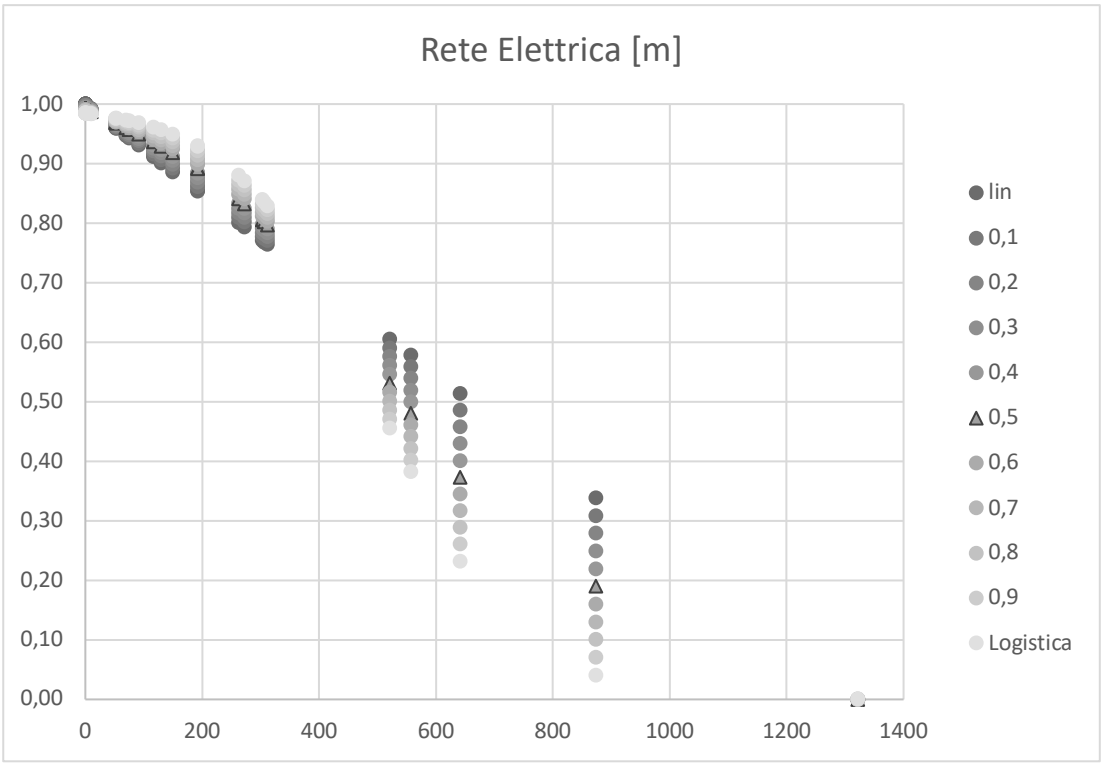

Utilizzatori di acqua [m]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
5000
10000
15000
20000
25000
30000
35000
lin
0,1
0,2
0,3
0,4
0,5
0,6
0,7
0,8
0,9
Logistica

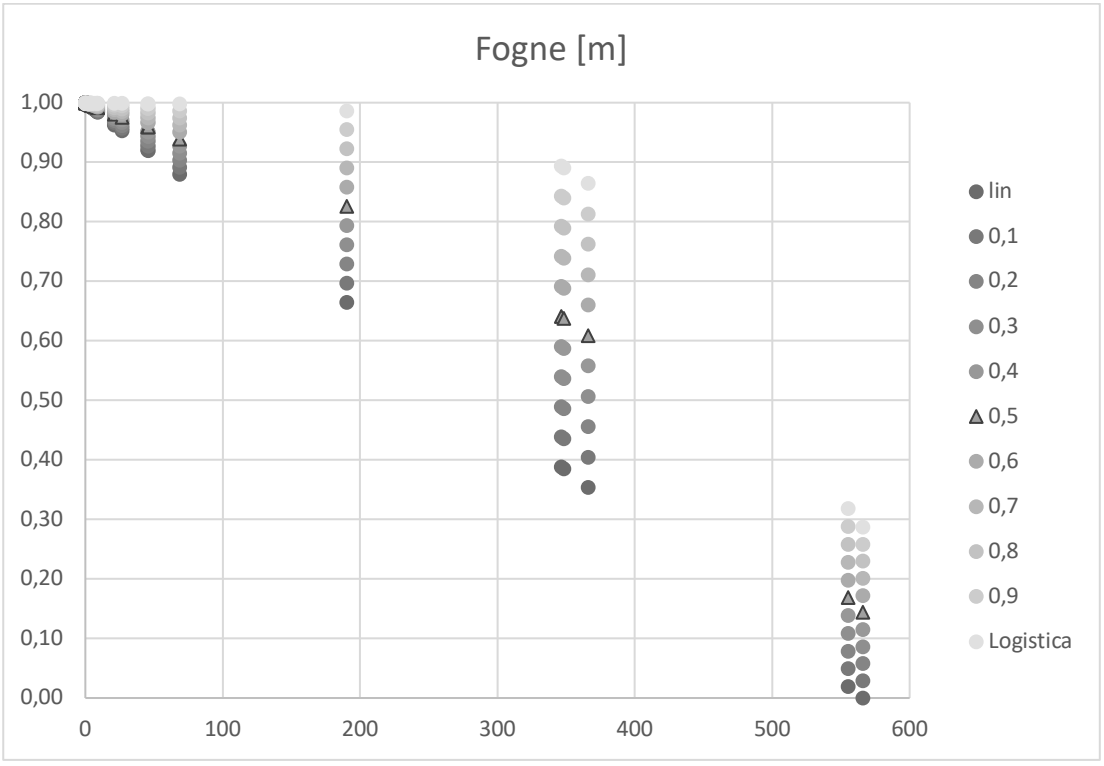

Aereoporti [m]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
10000
20000
30000
40000
50000
60000
lin
0,1
0,2
0,3
0,4
0,5
0,6
0,7
0,8
0,9
Logistica

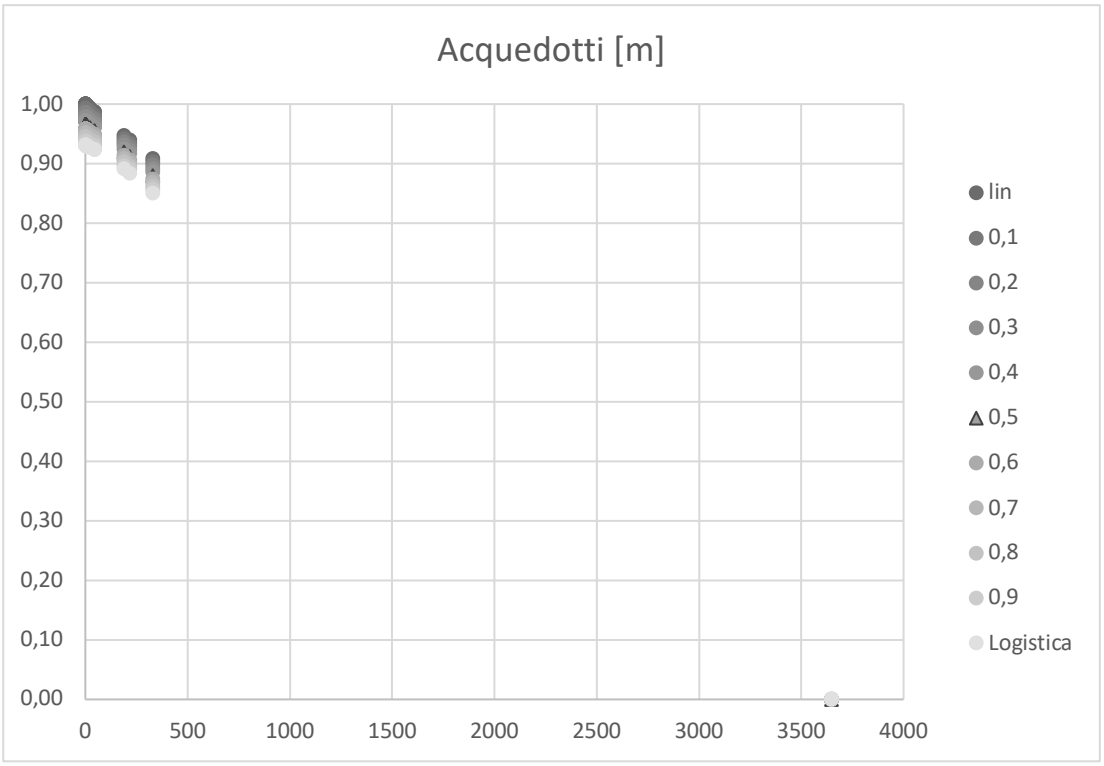

Ferrovie [m]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
5000
10000
15000
20000
25000
30000
35000
40000
45000
lin
0,1
0,2
0,3
0,4
0,5
0,6
0,7
0,8
0,9
Logistica

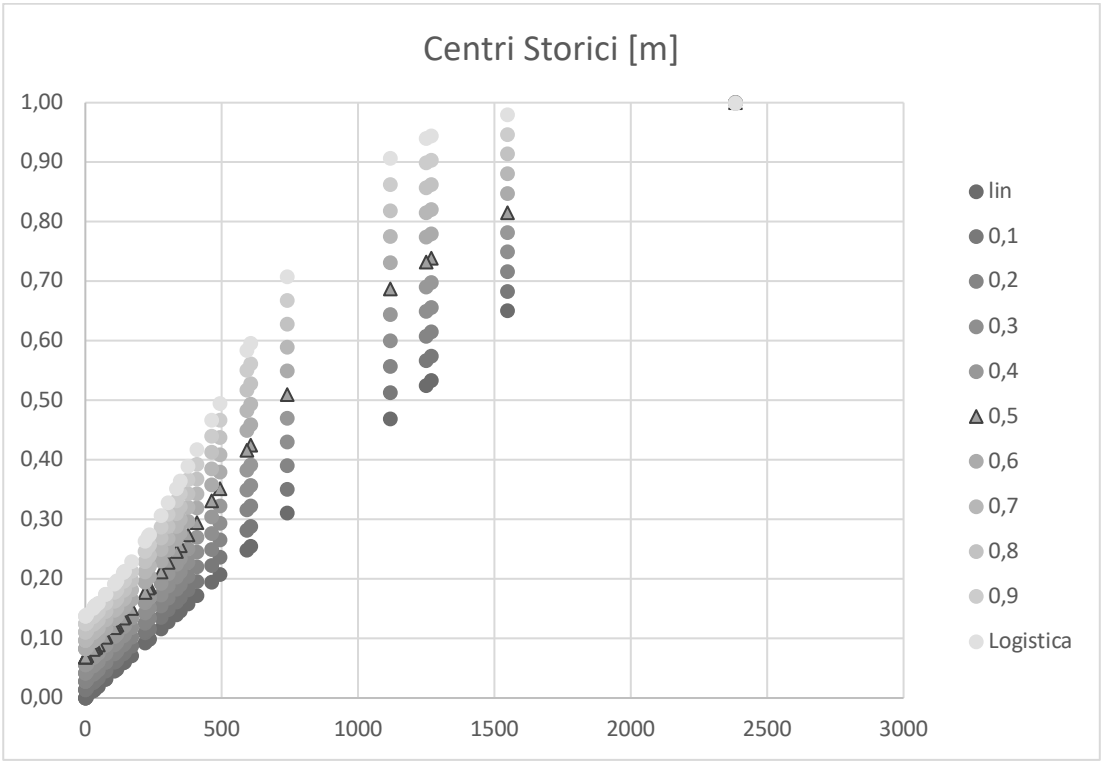

Casello autostradale [m]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
5000
10000
15000
20000
25000
30000
35000
40000
lin
0,1
0,2
0,3
0,4
0,5
0,6
0,7
0,8
0,9
Logistica

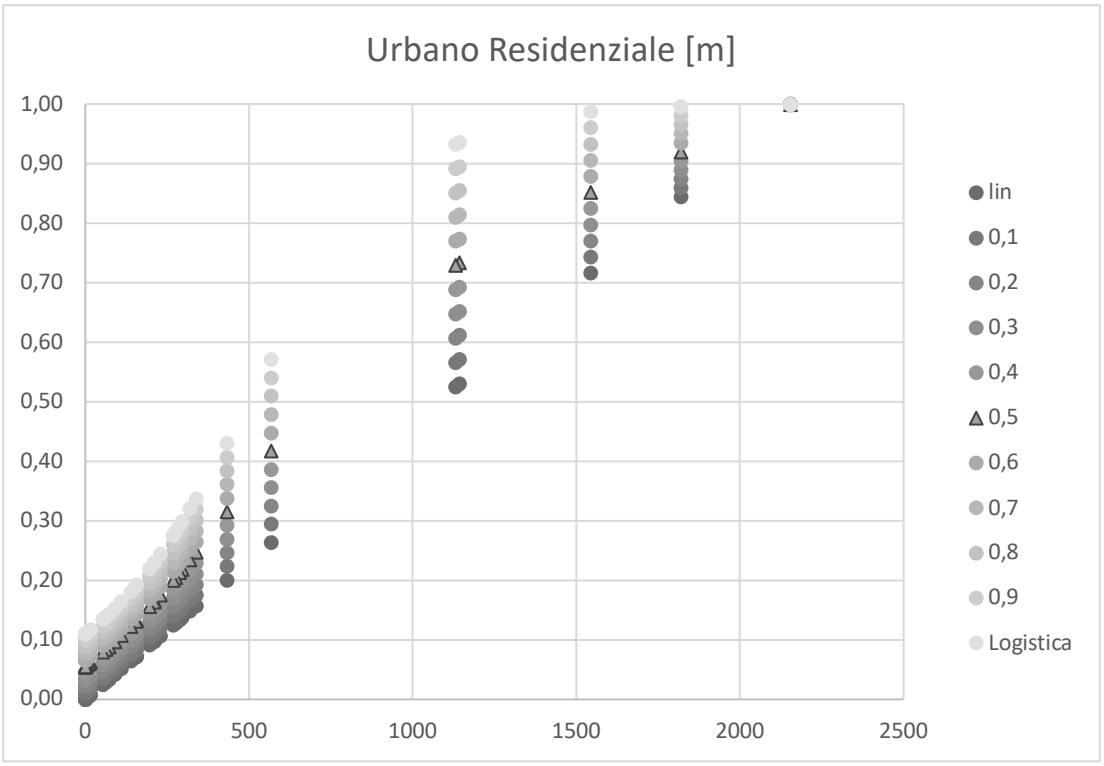

Viabilità [m]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
5000
10000
15000
20000
25000
30000
lin
0,1
0,2
0,3
0,4
0,5
0,6
0,7
0,8
0,9
Logistica

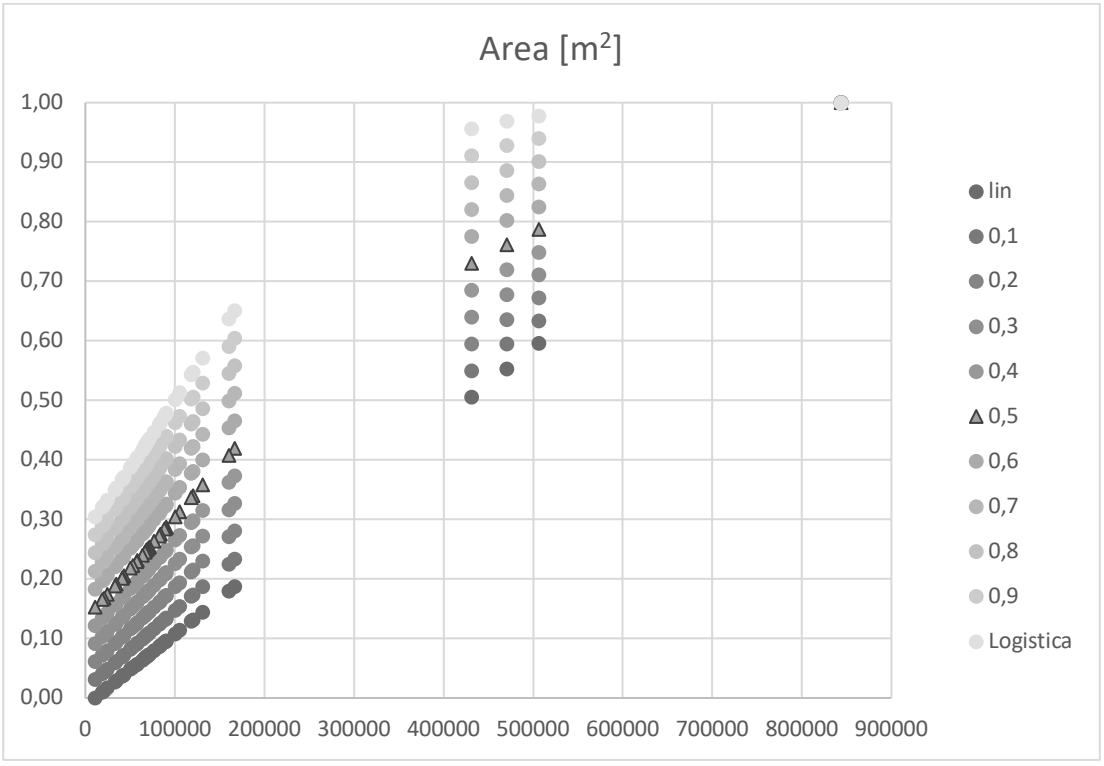

Rete Elettrica [m]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
200
400
600
800
1000
1200
1400
lin
0,1
0,2
0,3
0,4
0,5
0,6
0,7
0,8
0,9
Logistica


Fogne [m]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
100
200
300
400
500
600
lin
0,1
0,2
0,3
0,4
0,5
0,6
0,7
0,8
0,9
Logistica


Acquedotti [m]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
500
1000
1500
2000
2500
3000
3500
4000
lin
0,1
0,2
0,3
0,4
0,5
0,6
0,7
0,8
0,9
Logistica


Centri Storici [m]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
500
1000
1500
2000
2500
3000
lin
0,1
0,2
0,3
0,4
0,5
0,6
0,7
0,8
0,9
Logistica


Urbano Residenziale [m]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
500
1000
1500
2000
2500
lin
0,1
0,2
0,3
0,4
0,5
0,6
0,7
0,8
0,9
Logistica


Area [m²]
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
0
100000
200000
300000
400000
500000
600000
700000
800000
900000
lin
0,1
0,2
0,3
0,4
0,5
0,6
0,7
0,8
0,9
Logistica