POLITECNICO DI TORINO
Repository ISTITUZIONALE

A spatial composite index for strategic landscape assessment: the Piedmont case study

Original
A spatial composite index for strategic landscape assessment: the Piedmont case study / Barbieri, S., Biondi, F., Bottero, M., Caprioli, C.. - In: VALORI E VALUTAZIONI. - ISSN 2036-2404. - ELETTRONICO. - 40:(2025), pp. 167-191. [10.48264/vvsiev-20264009]

Availability:
This version is available at: 11583/3009369 since: 2026-03-30T15:56:42Z

Publisher:
DEI Tipografia del Genio Civile

Published
DOI:10.48264/vvsiev-20264009

Terms of use:

This article is made available under terms and conditions as specified in the corresponding bibliographic description in the repository

Publisher copyright

(Article begins on next page)

25 November 2026

valori
e valutazioni
teorie ed esperienze

Società Italiana di Estimo e Valutazione

A spatial composite index for strategic landscape assessment: the Piedmont case study

Sebastiano Barbieri[1], Francesca Biondi[1,*], Marta Bottero[1], Caterina Caprioli[1]

[1] Interuniversity Department of Regional and Urban Studies and Planning (DIST), Politecnico di Torino, Viale Mattioli 39, 10125 Turin (TO), Italy; sebastiano.barbieri@polito.it; francesca.biondi@polito.it; marta.bottero@polito.it; caterina.caprioli@polito.it

* corresponding author

Keywords

Strategic Environmental Assessment, Landscape Regional Plan, Indicators and Indexes, AHP, GIS, andscape

Abstract

Landscape is a complex and multidimensional entity. It is characterized by ecological, environmental, social, economic, perceptual, historical, and cultural dimensions, each of which involves several actors in decision-making processes. Within this context, this research proposes the integration of strategic assessment into landscape planning, taking into account the different values involved and their spatial distribution. To this end, the study presents the use of an integrated methodological approach combining Multi-Criteria Analysis - specifically the Analytic Hierarchy Process (AHP) - and the Geographic Information Systems (GIS) to assess landscape quality through multidimensional indicators. The methodology makes it possible to weigh and integrate various indicators, such as land consumption, hydrogeological risk, and naturalness, in order to construct a composite spatial index. This approach is applied to the case study of the Piedmont Region, in Italy, where the Regional Territorial Plan and the Regional Landscape Plan serve as the main planning frameworks. The research aims to develop landscape quality maps to monitor territorial changes and to support strategic landscape planning. The results show that the integration of MCA and GIS provides substantial support to decision-making processes, particularly by facilitating dialogue between decision-makers and the various stakeholders involved, as well as by enhancing the transparency of planning choices.

1. Introduction

The European Landscape Convention defines landscape as “a specific part of the territory, as perceived by the population, whose character is the result of the action of natural and/or human factors and their interrelationships” (CEP, 2000). This definition goes beyond the common understanding of the landscape, incorporating both tangible and intangible components, and underlining the role played by the perception of the people who live in it. The landscape therefore represents a complex system, characterized by environmental, ecological, economic, and social aspects. Furthermore, the territorial context is characterized by a plurality of actors that increase its overall complexity. The growing complexity of this system risks hindering landscape and environmental management and territorial governance by decision-makers, who increasingly

need assessment tools to support their choices (Bottero et al., 2014). Furthermore, in order to investigate the spatial relationships between phenomena and represent their distribution across the territory, there is a need to integrate geographical models with evaluative approaches in the analysis of landscape systems.

In this context, the literature on environmental and strategic landscape assessment proposes approaches and methodologies aimed at understanding and managing the complexity of landscape systems. Some research addresses this topic from a purely theoretical and methodological perspective (e.g. Gutierrez et al., 2025), while others use questionnaires and interviews (e.g. Nakarmi et al., 2023; Santoro et al., 2021). Other contributions experiment with quantitative, qualitative, or mixed methods (e.g. Cai et al., 2025; Cassatella & Peano, 2011; Josimović et al., 2021; Pomatto et al., 2023).

In this group, several studies measure and map elements and components of the landscape, providing useful strategic guidance. Some of these works measure the ecological value or environmental quality of rural, agricultural, or forest areas using spatial indicators and multi-criteria analysis (MCA). A pivotal reference in this field is the article by Cassatella & Peano (2011), which defines the role of landscape indicators in assessing and monitoring landscape quality and land-use planning processes.

Other significant contributions include the use of ecological indicators and spatial MCA to map the conservation value of agricultural landscapes (Geneletti, 2007). Additionally, synthetic indices based on MCA are used to assess the environmental condition of large areas and estimate the environmental footprint in rural areas by aggregating different criteria into indices that are useful for policymaking (Hajkowicz & Collins, 2009; Louwagie et al., 2012; Singer et al., 2012).

Another line of research focuses on physical changes of the landscape, assessing its quality, fragmentation, and vulnerability. In this group, the analysis by Cervelli et al. (2020) shows how the integrated use of landscape metrics and GIS can identify marginal areas that can be strategically developed, rather than being merely considered as the result of territorial disparities.

Similarly, De Montis et al. (2020, 2021) propose a composite index based on the aggregation of three elements considered crucial for landscape fragmentation. The first uses an unweighted version of the index, while the second introduces a weighted version to make the decision-making process politically acceptable. Ronchi et al. (2018) Introduces the Urban Morphology Indicator to classify urbanization and sprawl patterns in the Lombardy Region through spatial analysis.

The literature review also highlighted the use of qualitative-quantitative, perceptual, and participatory techniques for governance-related aspects of the landscape. Some integrate contingency methods and MCA are applied in order to involve stakeholders in the choice of a shared landscape plan or the definition of territorial development strategies (Bottero et al., 2019; Zoppi & Lai, 2014, 2010). This points out how decision-making processes influence plans to protect and enhance the landscape. Considering the cultural aspect of the landscape, Bottero et al. (2018) apply the PROMETHEE method in a delicate landscape context to compare alternatives for the reuse of cultural heritage, taking into account values, impacts on the context, and consistency with local identities.

In relation to the specific context of analysis, some recent studies have developed integrated methodologies for landscape assessment using a multidimensional approach. Assumma et al. (2019) developed a methodology capable of measuring the economic condition of the landscape when territorial transformations occur, while Assumma et al. (2019) introduced the Landscape Economic Attractiveness (LEA) to analyze the economic attractiveness of rural landscapes in Piedmont, aggregating Indicators from four categories - agriculture, tourism, real estate, and forestry.

Although the topic is not completely new to literature, there is a discontinuity between the scales of application of the assessments and those used by regional landscape plans in Italy. In fact, the studies mainly refer to political boundaries, such as administrative limits at different scales or arbitrary and non-objective grids, without any real connection to the regulatory level used to understand and evaluate the landscape. On the contrary, the landscape units defined by the Piedmont Regional Landscape Plan may be suitable for understanding the complexity of these

landscapes, as they underlie reflections on the morphological, perceptual, and historical-cultural nature of the places.

The research, therefore, aims to measure and describe the quality of the regional landscape of Piedmont. To do this, it uses a mixed approach based on the integration of AMC and GIS, which is considered particularly effective in the current scientific debate on the resolution of complex and semi-structured spatial problems — such as those related to land management and planning. These methods, known as Multicriteria Spatial Decision Support Systems (MC-SDSS) (Malczewski, 1999), are playing an increasingly important role in this field, combining the ability of GIS to represent, organize, and analyze geospatial data with the effectiveness of MCA in breaking down complex problems into more manageable sub-problems (Comino et al., 2014). MC-SDSS, therefore, allows multiple factors defining the same spatial problem to be identified, weighted, compared, and finally aggregated into thematic or suitability maps that summarize the assessment results (Malczewski, 2006). In this context, the study proposes using a composite spatial index to assess and visually represent the overall environmental quality of the Piedmont region's landscape. Specifically, the composite index uses indicators from the Piedmont Regional Landscape Plan (hereafter PPR) Monitoring Plan to create the composite spatial index.

Following this introduction, the paper is divided into five sections. Section 2 provides a detailed description of the methodology adopted for the analysis and processing of thematic maps describing the main characteristics relating to landscape quality. Section 3 then presents the case study, providing a description of the territory analyzed and its geographical and planning context. The application and results of the analysis are described in section 4, while section 5 presents some concluding considerations, with particular attention to the implications for landscape quality assessment and possible future developments in research.

2. Methodology

This paper uses MCA to evaluate multiple solutions based on multidimensional criteria (Datola et al., 2021), specifically using the MC-SDSS method, which allows the spatial component to be integrated with the preferences of decision makers, providing a comprehensive overview and evaluation of the alternatives (Caprioli & Bottero, 2021). The use of MCA allows complex problems to be broken down into simpler units, enabling qualitative and quantitative assessments to be evaluated simultaneously, thereby supporting decision makers (DMs) (Bernard Roy, 1996). In addition, MC-SDSS also integrates spatial dimension through the use of GIS (Comino et al., 2014). These analyses require a structured process that can integrate the spatial component, represented by the criteria maps, and the qualitative component, represented by the DM' value judgments.

The first step in the analysis is to structure the problem and define the objective of the analysis (Caprioli & Bottero, 2021; Malczewski, 1999). In the context of this study, the aim was to assess the Piedmont landscape quality. Specifically, the Analytic Hierarchy Process (AHP) (Pecchia et al., 2011; Saaty, 1987, 1990) was used to represent hierarchical relationships between elements in the decision-making model. The process involves breaking down the problem into several hierarchically organized levels: objective, criteria, and sub-criteria.

The next step involves defining the set of criteria and sub-criteria and then collecting the necessary data. Unlike traditional MCA, MC-SDSS requires this phase to take into account the spatial component, leading to the identification of sub-criteria whose information varies spatially. The criteria and sub-criteria selected for the case study were those considered most appropriate for describing the characteristics and quality of the landscape, based on the indicators included in the PPR Monitoring Plan. Several Open Data portals were used to collect the data, including the Piedmont Region Geoportal, which facilitated the acquisition of the information required for each sub-criterion.

Once the data had been collected, it was processed in a GIS environment, specifically using QGIS 3.22 software, allowing for both the spatialization and processing of the information and the normalization of the mapped data. The normalization process ensured the homogeneity of the values, making them comparable despite the different nature of the information considered. The

output of this phase consists of a series of thematic maps representing the regional distribution of each criterion (the specific processing of each sub-criterion is explained in detail in section 4).

After normalization, when the maps were consistent with a single measurement scale, relative weights were assigned to each criterion and sub-criterion. These different priority levels are the result of the weighting process. The weights are assigned by the analysts and reflect technical-methodological perspectives based on the criteria's relevance to the research objectives and the territorial context's specific characteristics. In particular, the weighting process was carried out with the support of SuperDecisions 2.10 software, which automatically calculates local priorities derived from pairwise comparisons between all elements of the hierarchy using Saaty's 1 to 9 scale (Saaty, 1980). This scale facilitates the transformation of qualitative judgements into numerical values, making it easier to compare different criteria.

The final step of the analysis is to produce two aggregate landscape quality maps, a weighted and an unweighted one, by constructing a composite index that integrates all the criteria and sub-criteria. In the final maps, represented on a color-coded scale (red, yellow, green), the values corresponding to the red classes indicate areas with poorer landscape quality based on the criteria considered. Mitigation or compensation measures may be necessary in these areas. The values corresponding to the green classes indicate areas with better landscape quality in the Piedmont Region.

3. Case study

The case study under investigation is the landscape of the Piedmont Region, located in northwestern Italy (Figure 1). With an area of 25,392 km², it is one of the largest regions, second only to Sicily (ISTAT, 2025). The choice of this case study is motivated by the real need to assess and monitor the environmental aspects identified by the PPR, as well as to monitor their evolution over time.

Piedmont is one of six Italian regions with a PPR approved under the Cultural and Environmental Heritage Code (Art. 135, Legislative Decree 42/2004) (Fondazione Scuola dei beni e delle attività culturali, 2024).

The PPR is the main regulatory tool used by the Piedmont Region to manage territorial development in terms of environmental and landscape quality. Its main objective is to protect and enhance the landscape and natural and cultural heritage (Regione Piemonte, 2017c). Given its advanced planning framework and the strategic role attributed to landscape in regional development policies, this region is a particularly relevant context for testing integrated assessment tools.

Consequently, the analysis takes into account the entire regional territory, dividing it into 76 portions defined by the Regional Territorial Plan (hereafter PTR) as landscape areas (Figure 1). This subdivision is the result of an in-depth territorial analysis aimed at ensuring internal homogeneity within each area. In particular, the subdivision is based on (a) geomorphological aspects, (b) the presence of natural ecosystems, (c) the presence of coherent historical settlement systems, and (d) the consolidated distribution of cultural and agricultural models (Regione Piemonte, 2017c).

The Monitoring Plan (Regione Piemonte, 2017b) is a tool that supports the implementation of the PPR. It aims to verify the effectiveness of landscape policy over time and monitor changes in the territory. The Piedmont PPR uses a set of indicators to monitor the implementation of strategic guidelines in relation to the set objectives. These indicators are divided into two categories: context and implementation. Context indicators describe the environmental and landscape framework of the Plan in qualitative and quantitative terms, while implementation indicators assess its efficiency and effectiveness. For the purposes of this research application, only context indicators are used, as they are more closely linked to the territorial and environmental aspects.

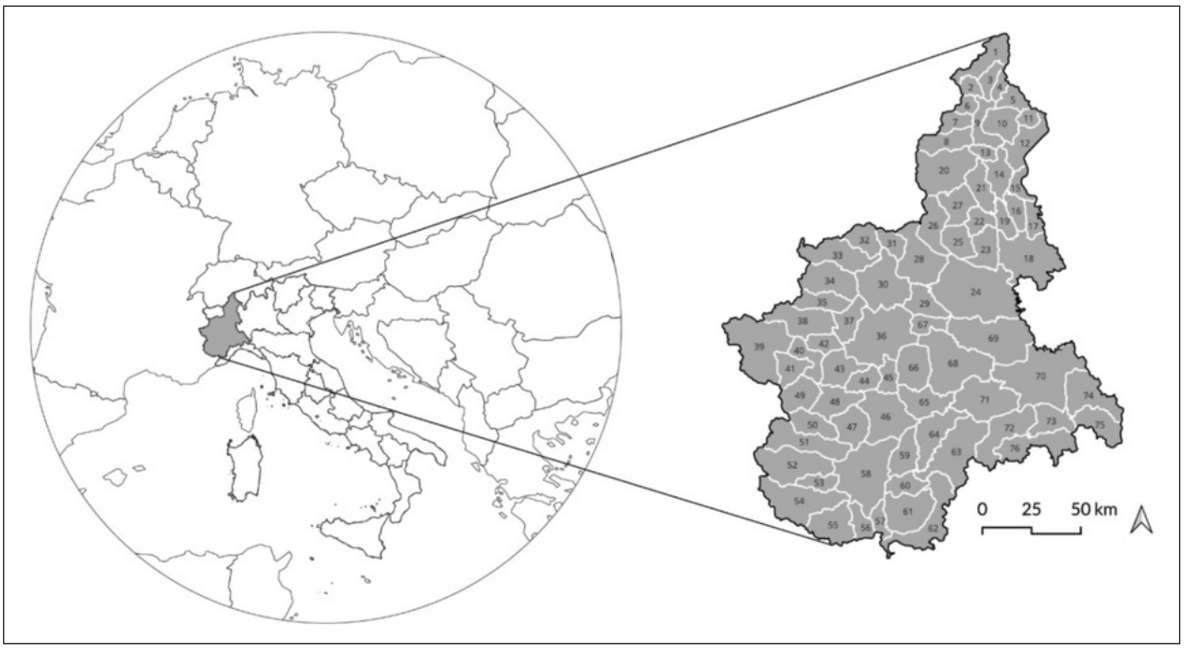


Figure 1. Piedmont Region, Italy (left) and the subdivision into 76 landscape areas of the PTR (right) (source: authors' elaboration based on Piedmont Region Geoportal).

4. Application

4.1 Problem structuring and identification of criteria and sub-criteria

As previously stated, the objective of this study is to define the quality of the landscape in the Piedmont region, in accordance with the provisions of the PPR, which puts the landscape at the center of policy and aims to promote awareness, enhance, and protect the Piedmont region.

Consequently, following a thorough analysis of the PPR, eight indicators were identified (thereafter referred to as sub-criteria in accordance with the AMC approach used, i.e., AHP). The sub-criteria have been identified based on the indicators monitored within the PPR Monitoring Plan (Regione Piemonte, 2017d) they have been appropriately simplified or reorganized, where necessary, in order to ensure consistency with the structure of the assessment model that has been adopted. The definition was further supported by the extant scientific literature (Finotto, 2011). The sub-criteria considered are: Evenness, Vulnerability, Degraded areas, Patches shape, Landscape fragmentation, Land consumption, Forest resources, Forest quality.

In particular, Evenness assesses ecological diversity, defined as the variety of landscape elements (biotopes) that define the environmental mosaic. This index is obtained from Shannon's biological diversity index; however, it is applied to ecosystem units by considering the area they occupy rather than the number of individuals that populate them.

The Vulnerability sub-criterion is intended to assess the level of territorial vulnerability based on the presence of both natural factors and anthropogenic factors driven by human activity. The purpose of this assessment is to evaluate the vulnerability of primary resources due to known or imminent actions or disturbances that could also compromise human health.

The sub-criterion Degraded areas is intended to evaluate the extent of degradation caused by both human activities and natural events within the designated area. The objective is to identify areas where degradation levels could potentially have an impact on the landscape.

The sub-criterion Patches shape is used to determine the complexity of the territorial patches based on the ratio between perimeter and area. The aim of this measurement is to ascertain the morphological complexity and irregularity of the patches, in addition to determining their naturalness.

The sub-criterion Landscape fragmentation measures the direct impacts and disturbances to biodiversity caused by linear infrastructure, which reduces the continuity of ecosystems and habitats and leads to their isolation.

The sub-criterion Land consumption measures the amount of land consumed by urbanized areas and areas affected by reversible activities (Regione Piemonte, 2015), and it distinguishes qualitatively between irreversible and reversible forms of consumption, aiming to determine the extent to which the soil resource has been compromised.

The sub-criterion Forest resources is defined as the percentage of wooded areas divided into categories, with the aim of determining the extent of regional forest resources.

The sub-criterion Forest quality assesses the degree to which wooded areas have been altered by humans, which affects the quality of the region's forest resources according to the forest types identified for the region into 16 quality values, grouped into 6 classes.

The sub-criteria were subsequently clustered into five criteria: Ecological diversity, Hydrogeological risk, Naturalness, Land consumption, and Forestry (Figure 2).

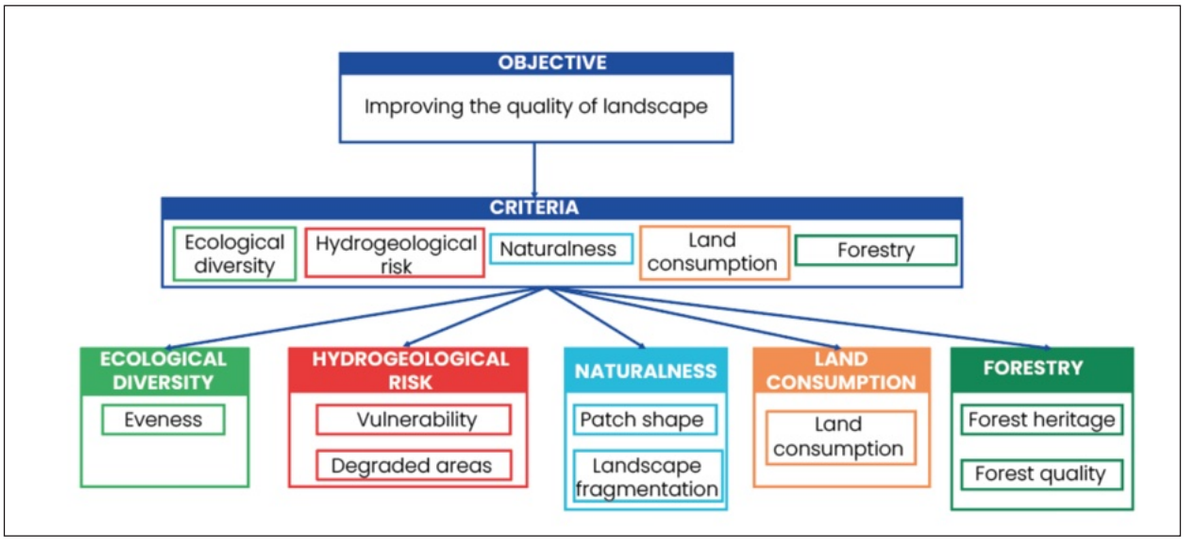


Figure 2. AHP Value tree.

Table 1 shows the set of criteria and sub-criteria, providing a brief description of the unit of measurement and the direction of preference (i.e., maximization or minimization). The relevant spatial data were collected and georeferenced for each of the identified sub-criteria and processed within QGIS. The main sources of the data are the Piedmont Region Geoportal and the Regional Agency for Environmental Protection (ARPA Piemonte) website, both of which provide information in shapefile format. This allows us to obtain both the geometric (spatial) component and the associated attributes, such as values and other descriptive parameters.

Table 1. List of sub-criteria considered for each criterion, with the relative description and details

Criteria	Sub-criterion	Description	U.M.	Max/Min	Source
Ecological diversity	*Evenness*[1]	Ecological diversity based on the surface area of ecosystem units	The relationship between Shannon's index and the natural logarithm of the number of categories present.	MAX	Map of forests and other land cover
Hydrogeological risk	Vulnerability[2]	Degree of territorial vulnerability based on various factors, both natural and human-induced factors.	%	MIN	- Existing riverbanks and flood zones- RME areas (areas at very high hydrogeological risk)-Arpa Piemonte (BDGeo100)
	Degraded areas[3]	Degradation caused by human activities – including urbanization, industrial, mining and agricultural activities, and improper management of municipal waste – and/or alterations caused by natural factors.	%	MIN	SIFOR and Piedmont Region Geoportal
Naturalness	Patches shape[4]	Measurement of the degree of complexity of patches shape based on the ratio of perimeter to area.	Dimensionless	MAX	Corinne Land Cover 2018 and ISPRA
	Landscape fragmentation[5]	Direct impacts and disturbances to biodiversity and habitats caused by infrastructure	Qualitative scale (Low, Medium-low, Medium, Medium-high, High)	MAX	Corinne Land Cover 2018 and ISPRA

[1] Carta forestale e delle altre coperture del territorio
https://www.geoportale.piemonte.it/geonetwork/srv/api/records/r_piemon:b0409b29-a511-4667-a4a4-3b15af266eae
[2] Fasce fluviali e aree inondabili vigenti
https://www.geoportale.piemonte.it/geonetwork/serv/api/records/r_piemon:tza75r3q-e895-ro47-8321-aee514ep931a
Aree RME - aree a rischio idrogeologico molto elevato
https://www.geoportale.piemonte.it/geonetwork/srv/ita/catalog.search#/metadata/r_piemon:9fbd0dba-9603-49ce-a290-da6612c92580
Arpa Piemonte - Banca Dati dei Processi Geologici (BDGeo100)
https://www.geoportale.piemonte.it/geonetwork/srv/ita/catalog.search#/metadata/arlpa_to:07-03-01_bdg-D_2025-04-10:16:20
[3] SIFOR e Geoportale Regione Piemonte
https://www.servizi.piemonte.it/srv/sifor/
https://www.geoportale.piemonte.it/geonetwork/srv/ita/catalog.search#/home
[4] Corinne Land Cover del 2018 e ISPRA
https://land.copernicus.eu/en/products/corine-land-cover/clc2018
https://www.isprambiente.gov.it/it/progetti/cartella-progetti-in-corso/suolo-e-territorio-1/cartografia-gravimetrica-digitale/i-prodotti
[5] Corinne Land Cover del 2018 e ISPRA
https://land.copernicus.eu/en/products/corine-land-cover/clc2018
https://www.isprambiente.gov.it/it/progetti/cartella-progetti-in-corso/suolo-e-territorio-1/cartografia-gravimetrica-digitale/i-prodotti

Follow Table 1. List of sub-criteria considered for each criterion, with the relative description and details

Criteria	Sub-criterion	Description	U.M.	Max/Min	Source
Land consumption[6]	Land consumption[6]	Urbanized and infrastructural areas	%	MIN	Corinne Land Cover 2018
Forest resources[7]	Forest resources[7]	Measurement of the percentage of wooded areas, categorized by type of forest.	%	MAX	SIFOR and Forest Map 2016
	Forest quality[8]	Anthropogenic alteration based on forest type	Sum of the products of the qualitative value of each forest type and its relative land area, divided by the total forest area	MAX	SIFOR and Forest Map 2016

[6] Corinne Land Cover del 2018
https://land.copernicus.eu/en/products/corine-land-cover/clc2018
[7] SIFOR e Carta Forestale 2016
https://www.servizi.piemonte.it/srv/sifor/
https://www.geoportale.piemonte.it/geonetwork/srv/api/records/r_piemon:812c28a8-763b-4c74-81a3-c5fe1ed99c68
[8] SIFOR e Carta Forestale 2016
https://www.servizi.piemonte.it/srv/sifor/

4.2. Data processing and normalization

After collecting the data needed to create maps for each sub-criterion for each landscape area, we processed them using QGIS software. The data imported into the GIS environment was processed according to the specified calculation methodology for each sub-criterion, and then it was integrated with the geometry of the different landscape areas.

Table 2 contains the specific description for the calculation of each sub-criterion, as well as the description of the normalization procedure. In order to standardize all data while taking into account their characteristics, each sub-criterion has been reclassified into quality classes: low, medium-low, medium, medium-high, and high.

Table 2. Calculation and reclassification of sub-criteria

Sub-criterion	Calculation	Reclassification
Evenness	$H' = \sum P_K * \ln(P_K)$ where: H'= Ecological diversity, Shannon Index. P_k = IRelative importance of element k, given by the ratio between the surface area of the patches and the surface area of all patches present in the area. $P_K = \frac{(Patches\ surface)}{(Tot.\ patches\ surface)}$ $Eveness = \frac{H'}{\ln(n.patches)}$	Low: 0.00 – 0.30 Medium-low: 0.31 – 0.42 Medium: 0.43 – 0.60 Medium-high: 0.61 – 0.76 High: 0.77 – 1.00

Follow Table 2. Calculation and reclassification of sub-criteria

Sub-criterion	Calculation	Reclassification
Vulnerability	$\%\ Vul. = \frac{(\text{Vulnerable } area\ surface)}{(Total\ area\ surface)} * 100$	Low: 0% - 25% Medium-low: 26% - 45% Medium: 46% - 57% Medium-high: 58% - 69% High: 71% - 100%
Degraded areas	$\%\ Deg. = \frac{(Degraded\ area\ surface)}{(Total\ area\ surface)} * 100$	Low: 0% - 2,6% Medium-low: 2.61% - 6.5% Medium: 6.51% - 11.8% Medium-high: 11.81% - 18.8% High: 18.81% - 26.1%
Shape of the patches	$CPA = 0.282 * P/A^{1/2}$ where: 0.282 k is an adjustment value	Low: 1.91 – 2.06 (lower degree of naturalness) Medium-low: 2.06 – 2.18 Medium: 2.18 – 2.37 Medium-high: 2.37 – 2.55 High: 2.55 – 2.82
Landscape fragmentation	1. Classification of land use categories according to the degree of anthropization 2. Classification of the road network in relation to the functional importance of infrastructure 3. Determination of the level of territorial fragmentation based on infrastructure network layout	Null: Area not crossed by transport infrastructure Low: Transport infrastructure that mainly crosses artificial surfaces Medium-low: Transport infrastructure that mainly crosses intensive agricultural surfaces Medium: Transport infrastructure that mainly crosses extensive agricultural surfaces Medium-high: Transport

Follow Table 2. Calculation and reclassification of sub-criteria

Sub-criterion	Calculation	Reclassification
		infrastructure that mainly crosses wooded and semi-natural surfaces High: Transport infrastructure that mainly crosses wetlands and water bodies
Land consumption	$Total\ land\ consump. = \frac{(CSR + CSCI)}{Total\ area\ surface}$	Low: 0% - 2,0% Medium-low: 2.1% - 5% Medium: 5.1% - 8% Medium-high: 8.1% - 20% High: > 20%
Forest resources	$For.res. = \frac{Forest\ surface}{Total\ area\ surface}$	Low: 0% - 10% Medium-low: 10.1% - 20% Medium: 20.1% - 35% Medium-high: 35.1% - 60% High: 60.1% - 100%
Forest resources	$Predominant\ type\ ratio\ = \frac{Total\ area\ surface}{Tot.\ forest\ surf.\ in\ area}$ Identification of naturalness classes, selected from those defined by the 2016 Forest Survey of Piedmont $Quality = naturality\ class * predominant\ type\ ratio$	Low: 0 - 0.022 Medium-low: 0.022 – 0.036 Medium: 0.036 – 0.047 Medium-high: 0.047 – 0.074 High: 0.074 – 0.335

To understand the steps followed in constructing the maps for each indicator, the entire procedure used to develop the sub-criterion "Land consumption" is provided as an example.

This indicator assesses the land consumption generated by human activities in the territory, with the aim of measuring the level of compromise of the soil resource and identifying the areas of the landscape most subject to pressure, for which specific protection and confinement measures are necessary. Piedmont Region distinguishes between different types of land consumption, namely land consumption from infrastructure (CSI), land consumption from urbanization (CSU), and other types of land consumption. The latter category includes soil that has been transformed from agricultural or natural use to activities that alter its characteristics, but do not cause impermeability Regione Piemonte (2015).

For the calculation of land consumption, the previous types are grouped as follows:

– Reversible land consumption (*Consumo di suolo reversibile*, CSR): sum of "Other types of land consumption";

– Irreversible land consumption (*Consumo di suolo irreversibile*, CSCI): includes consumption resulting from urbanized areas (CSU) and infrastructure areas (CSI);
– Total land consumption consists of the sum of "Land consumption from infrastructure areas," "Land consumption from urbanized areas," and "Other types of land consumption", providing an overall measure of the phenomenon (Figure 3).

For processing purposes, the areas corresponding to the Corine Land Cover 2018 categories related to urban transformation, infrastructure, or intensive land use were identified and summed, including both reversible and irreversible categories. Table 3 specifically shows which classes were selected for each type of soil consumption.

Table 3. Selected Corinne Land Cover 2018 classes

Code	Description	Land consumption
1.1.1	Continuous urban fabric	Irreversible
1.1.2	Discontinuous urban fabric	Irreversible
1.2.1	Industrial or commercial areas	Irreversible
1.2.2	Road and rail networks and related spaces	Irreversible
1.2.4	Airports	Irreversible
1.3.1	Extraction areas	Reversible
1.3.2	Landfills	Reversible
1.3.3	Mining sites	Reversible
1.4.1	Artificial, non-agricultural green areas(recreational	Reversible
1.4.2	Construction sites	Reversible

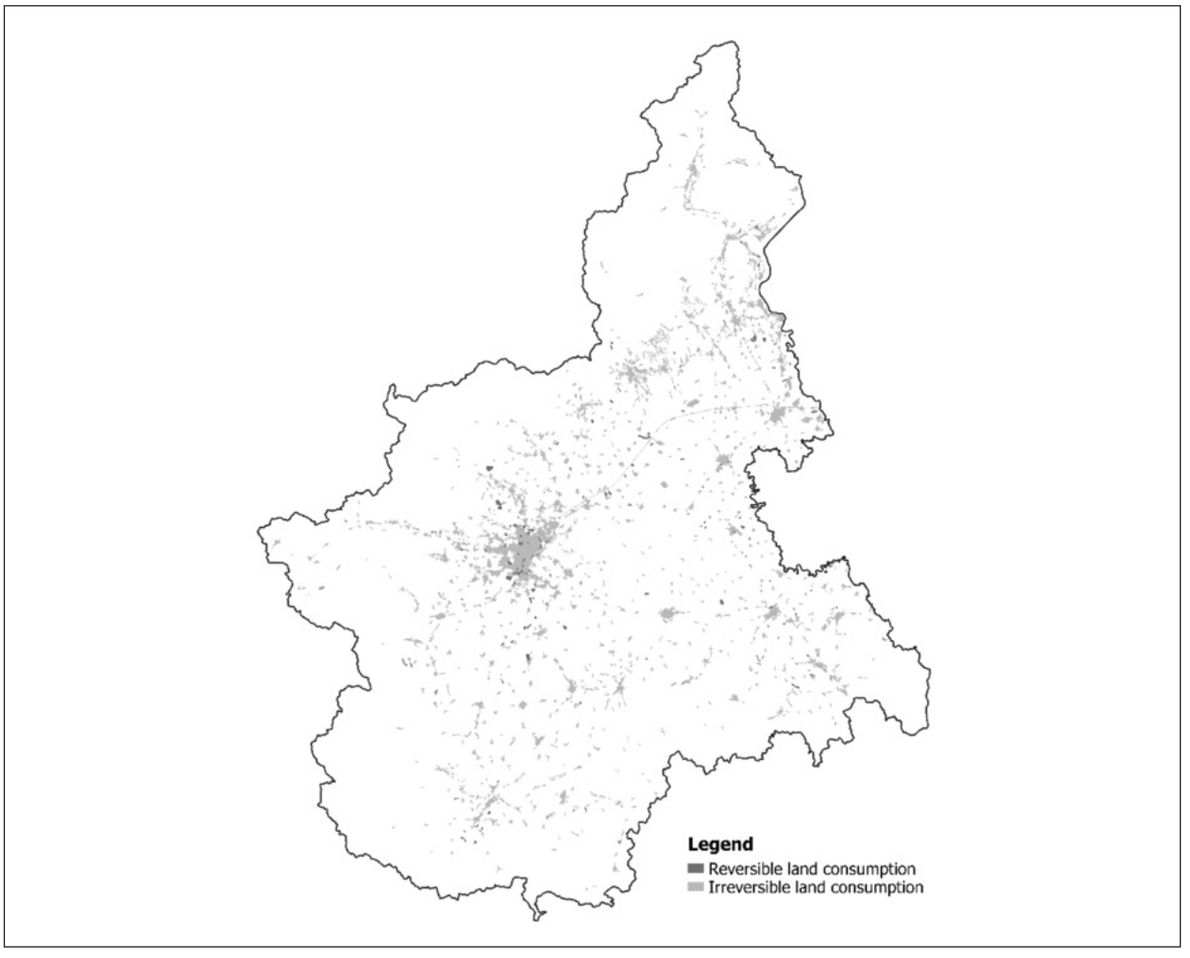


Figure 3. Reversible and irreversible land consumption (Authors' elaboration based on Corinne Land Cover data, 2018).

Once the areas of interest had been identified, the ratio between them and the extent of each landscape area was calculated (Figure 4). This made it possible to compare different areas even though they had significantly different surface areas.

$$CSC = \frac{CSCI + CSR}{Sup.Ambito} \tag{1}$$

Subsequently, the percentage of land consumption in relation to the total area was calculated for each landscape area (Eq. 1). The values obtained were then classified according to the categories, allowing for a unique cartographic representation based on color-coded map (Figure 10): areas with the highest incidence of land consumption are shown in red, while those characterized by lower levels of impact are shown in green. Some numerical examples supporting the classification are shown in Table 4.

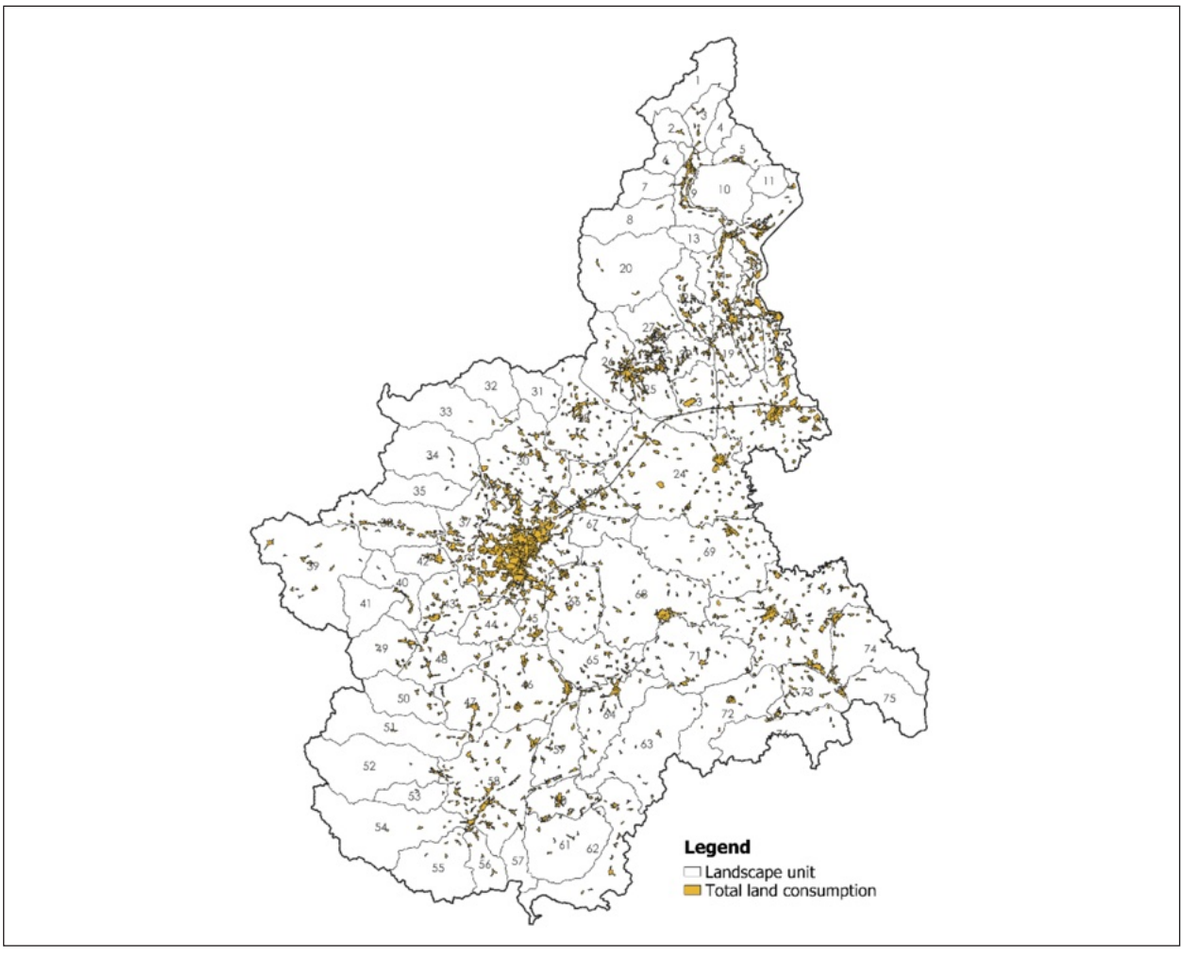


Figure 4. Total land consumption by landscape area (Authors' elaboration based on Corinne Land Cover data, 2018).

Table 4. Extract from "Land consumption values by area" (Authors' elaboration based on land consumption data)

AMBITO	NOME	Are_Ha_amb	Area_Ha_CS	CSC_tot_%
34	Val d'Ala e Val Grande di Lanzo	40,298.72	334.25	0.01
35	Val di Viu'	22,840.77	36.72	0.00
36	Torinese	77,094.32	31,855.67	0.41
37	Anfiteatro morenico di Rivoli e Avigliana	23,018.68	3,420.23	0.15
38	Bassa val Susa	41,560.33	1,656.51	0.04
39	Alte valli di Susa e Chisone	76,025.62	1,138.33	0.02
40	Val Chisone	20,198.76	519.64	0.03
41	Val Germanasca	20,347.21	447.81	0.02
42	Val Sangone	14,696.80	812.14	0.06
43	Pinerolese	28,660.02	2,207.28	0.08
44	Piana tra Carignano e Vigone	17,492.87	781.57	0.05
45	Po e Carmagnolese	14,925.87	3,365.56	0.23
46	Piana tra Po e Stura di Demonte	51,927.08	4,761.11	0.09
47	Saluzzese	29,069.68	1,416.93	0.05
48	Piana tra Barge, Bagnolo e Cavour	29,056.84	1,378.88	0.05
49	Val Pellice	27,217.89	695.49	0.03
50	Valle Po e Monte Bracco	24,135.32	447.53	0.02
51	Val Varaita	44,221.05	591.28	0.01
52	Val Maira	53,136.71	704.20	0.01
53	Val Grana	14,232.97	580.73	0.00
54	Valle Stura	59,140.29	844.65	0.01
55	Valle Gesso	35,985.99	520.80	0.01
56	Val Vermenagna	15,640.16	681.15	0.04
57	Val Pesio	11,790.93	246.93	0.02
58	Pianura e colli cuneesi	76,944.04	6,980.85	0.09
59	Pianalto della Stura di Demonte	26,047.85	1,212.30	0.05
60	Monregalese	18,599.23	1,673.49	0.09
61	Valli monregalesi	44,126.60	594.79	0.01
62	Alta valle Tanaro e Cebano	49,412.45	1,011.44	0.02
63	Alte Langhe	63,126.55	457.63	0.01
64	Basse Langhe	38,378.02	1,982.68	0.05
65	Roero	31,742.36	2,370.06	0.08
66	Chierese e altopiano di Poirino	34,255.04	4,235.66	0.12
67	Colline del Po	14,788.76	420.17	0.03
68	Astigiano	74,668.60	2,828.42	0.04

The process adopted for constructing the above maps for the sub-criterion 'land consumption' was developed for each identified sub-criterion. Generally speaking, this procedure involves collecting the data necessary to define the indicator, followed by their processing and spatialization. Based on the information thus obtained, the indicator is calculated and the corresponding map is then developed. The thematic maps developed for each indicator (sub-criterion) are presented below.

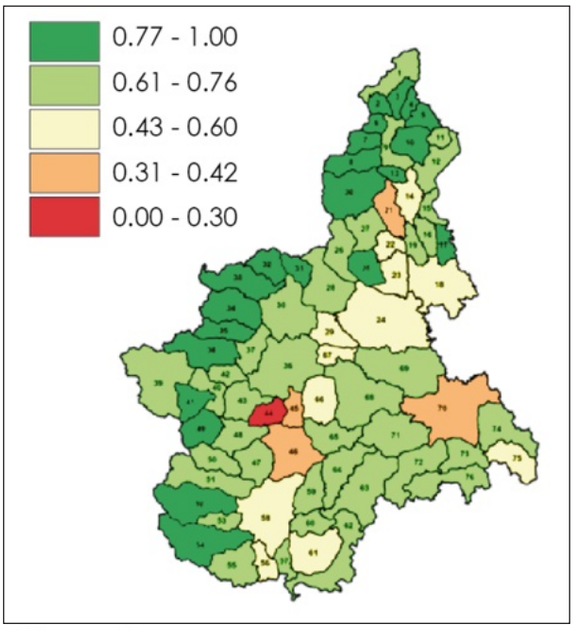


Figure 5. *Evenness.*

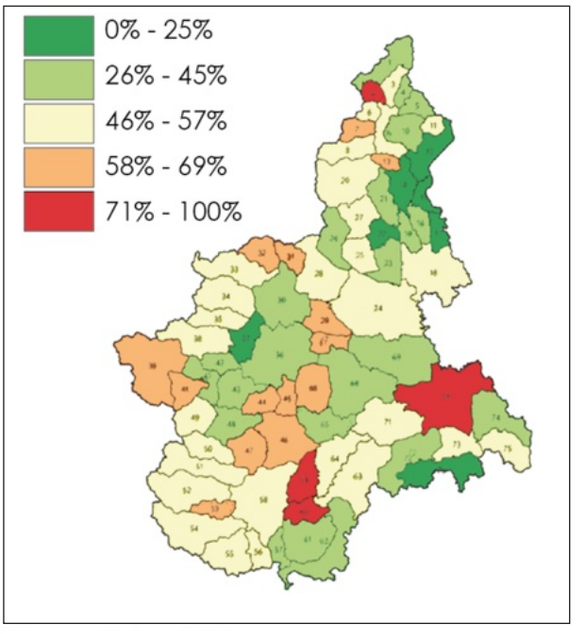


Figure 6. Vulnerability.

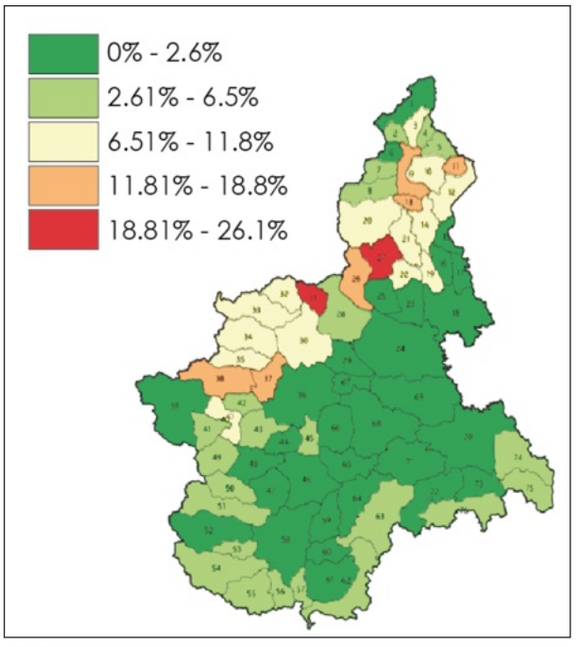


Figure 7. Degraded areas.

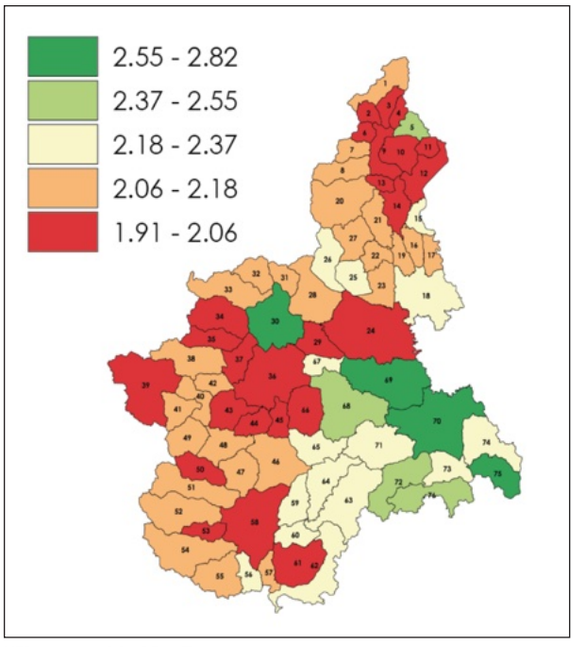


Figure 8. Patch shape.

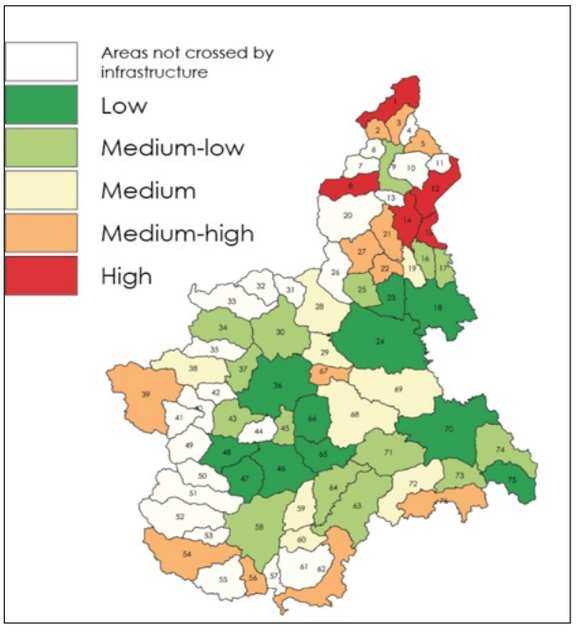


Figure 9. Landscape fragmentation.

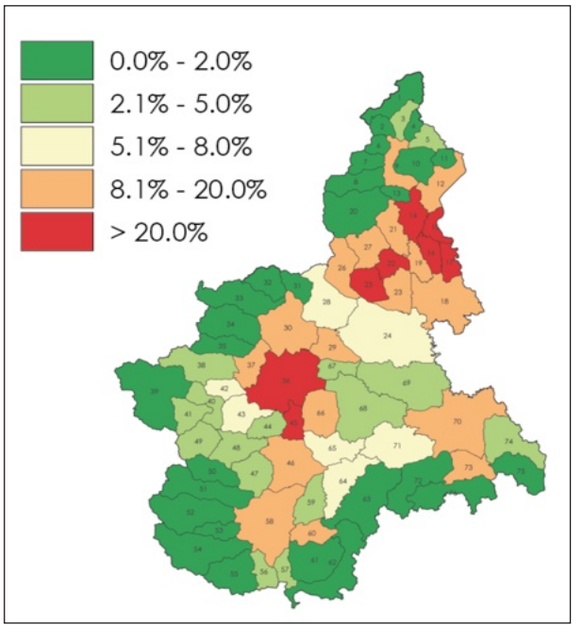


Figure 10. Land consumption.

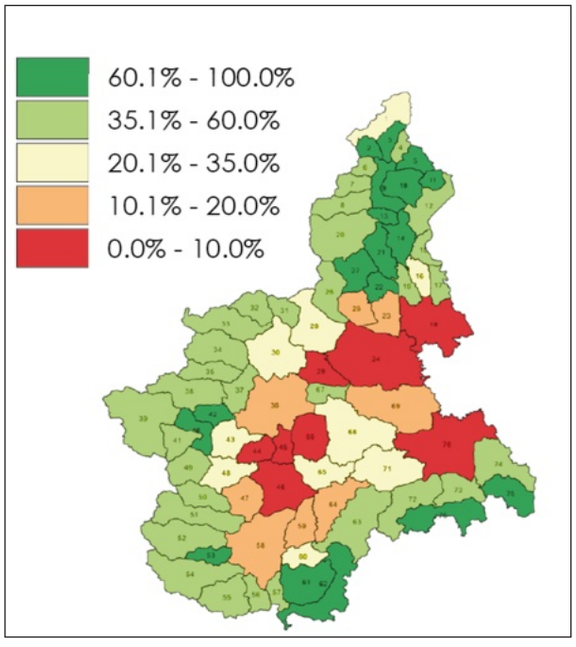


Figure 11. Forest resources.

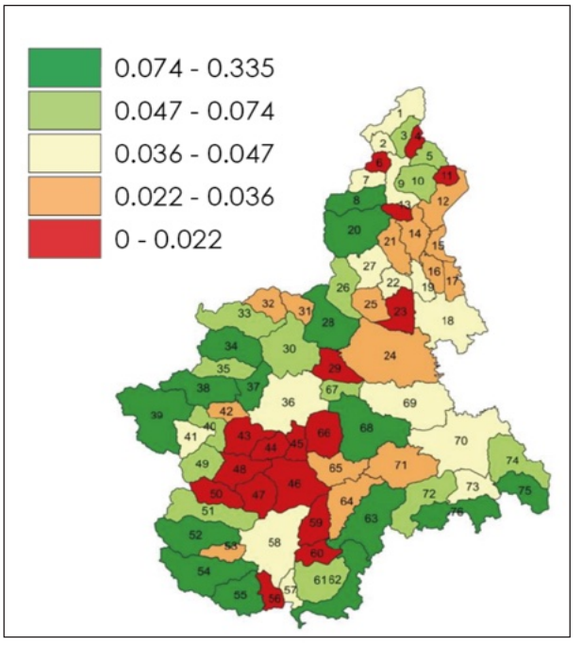


Figure 12. Forest quality.

Evenness map

As can be seen in Figure 5, the indicator measuring ecological diversity, described as the richness of biotopes in the landscape mosaic, is high in most landscape areas. This suggests good ecological complexity and significant habitat variety, which are fundamental elements for biodiversity and the ecological value of the territory.

However, in the landscape area no. 44 (plain between *Carignano* and *Vigone*), the indicator values are very low, indicating a lack of biotope diversity, probably due to the predominance of mainly rural (arable) land intensively exploited by humans (Regione Piemonte, 2017).

Vulnerability map

The map of the vulnerability sub-criterion, as shown in Figure 6, highlights a wide variability of values. In mountainous areas, the indicator assumes average values, reflecting a lower stability of the territory, typical of contexts subject to recurring natural events. On the contrary, in more urbanized areas, such as the Turin area, or in those bordering Lombardy, such as the Lake Orta area, higher values are observed, indicating lower overall vulnerability.

Degraded areas map

The indicator relating to degraded areas (Figure 7) generally shows positive values in most landscape areas. Similar to what was observed in the previous case, the least favorable performances are found in the areas closest to mountainous areas, particularly in Landscape area no. 31 (*Valchiusella*) and no. 27 (Biella Pre-Alps and upper *Sessera* Valley). This indicates the presence of degraded areas, which reflect, especially in Landscape area no. 31, not only anthropogenic pressures but also, given the presence of the *Chiusella* River, the variety of mining activities that have historically characterized the area.

Patch shape map

The indicator relating to the shape of the patches (Figure 8) shows generally low values, unlike the cases analyzed previously. This indicates a reduced Corrected Perimeter Area (CPA) value, corresponding to less natural and more linear shapes. Such low values reflect a lack of morphological naturalness in the territorial patches, probably due to marked anthropogenic pressure.

Not surprisingly, the most critical areas are those close to Turin or, more generally, to the most anthropized areas.

Landscape fragmentation map

The map resulting from the calculation of landscape fragmentation (Figure 9) shows positive results in most instances. It should first be noted that many areas were not included in the calculation; this can be interpreted as a favorable sign, since fragmentation refers to the presence of infrastructure that interrupts the continuity of habitats. In the areas considered, the values are generally good, with the exception of the northern part of the region, specifically landscape areas no. 1 (*Alpe Veglia – Devero - Formazza*), no. 8 (*Valle Anzasca*), no. 12 (northern coast of Lake Maggiore), no. 14 (Lake Orta), and no. 15 (southern coast of Lake Maggiore), suggesting a high degree of continuity between the different ecosystems, a factor that significantly contributes to the overall quality of the landscape. Conversely, in the five areas with very high values, the widespread presence of infrastructure causes marked fragmentation, reducing the continuity of habitats and ecosystems in these areas.

Land consumption map

The land consumption map (Figure 10) shows a distribution of values very similar to that of the sub-criteria related to naturalness. Although there are several areas with very low land consumption values, indicative of good landscape quality and often located in mountainous areas, most of the territory has medium to low values.

The most critical levels are found in the most urbanized areas, such as Turin and Novara, where land consumption reflects greater anthropogenic pressure and lower landscape quality.

Forest resources map

Forest resources (Figure 11) generally provides good coverage over most of the regional territory. Similar to some of the indicators previously analyzed and partly related to human

activity, the presence of forests tends to decrease closer to urban areas and population centers. However, in this specific case, it is interesting to note that the Turin area, previously characterized by high human pressure and low landscape quality indicators, is not among the areas with the lowest values. Even more significant is the case of the Novara area, which in previous analyses showed low values similar to Turin, but which in the current indicator shows a high forest cover, suggesting a good presence of forest cover despite anthropogenic pressure.

Forest quality map

With regard to the presence of forests, the indicator that assesses their quality (Figure 12) shows that, in some areas with good forest cover, the quality of tree formations is not optimal. Looking at the types of forests in the region, the indicator shows that landscape quality doesn't just depend on the amount of forest but is also closely linked to the quality and mix of tree species.

4.3. Normalization

Once the value of each sub-criterion had been calculated on a landscape scale and the individual maps had been drawn up, the sub-criteria were normalized in order to obtain unique values for the creation of the final suitability map (Table 6). At this stage, the various criteria were maximized (Eq. 2) or minimized (Eq. 3). Specifically, the maximized sub-criteria are those that improve the quality of the landscape, while the minimized sub-criteria are those that negatively affect the quality of the landscape.

The calculations used for normalization are:

- Maximization:

$$Z_i^+ = \frac{x - (x_{min})}{(x_{max} - x_{min})} \quad (2)$$

- Minimization:

$$Z_i^- = \frac{x - (x_{max})}{(x_{min} - x_{max})} \quad (3)$$

For example, the normalized values of the land consumption indicator, which have been minimized, are shown. As can be seen in Table 5, the maximum observed value (41.30%) represents the least favorable condition. Following normalization, this value becomes 0. Conversely, the minimum observed value (0.20%) corresponds to the most favorable situation, and once normalized, it becomes 1. This procedure enables landscape areas to be compared within a single interpretative scale.

Table 5. Excerpt from the summary table sorted according to the minimum and maximum percentages of land consumption

AMBITO	NOME	Are_Ha_amb	Area_Ha_CS	CSC_tot_%
35	Val di Viu'	22,840.771	36.716	0.20%
7	Valle Antrona	14,153.350	47.688	0.30%
8	Valle Anzasca	25,218.136	86.405	0.30%
10	Val Grande	25,811.649	73.374	0.30%
20	Alta Valsesia	56,048.405	201.162	0.40%
31	Val Chiusella	14,903.312	56.412	0.40%
53	Val Grana	14,232.969	580.731	0.40%
22	Colline di Curino e coste della Sesia	15,047.494	3,310.348	22.00%
45	Po e Carmagnolese	14,925.872	3,365.562	22.50%
14	Lago d' Orta	23,983.622	5,476.321	22.80%
16	Alta pianura novarese	14,625.019	4,782.022	32.70%
25	Baraggia tra Biella e Cossato	22,428.491	7,734.390	34.50%
15	Fascia costiera Sud del lago Maggiore	11,850.559	4,128.449	34.80%
17	Alta Valle del Ticino	13,844.675	5,339.658	38.60%
36	Torinese	77,094.315	31,855.669	41.30%

Table 6. Normalized values of indicators for each landscape area

Ambito	Name	Ecological diversity	Hydrogeological risk		Naturalness		Land consumption	Forestry	
		Eveness	Vulnerability	Degraded areas	Patches shape	Landscape fragmentation	Land consumption	Forest heritage	Forest quality
1	Alpe Veglia - Devero - Formazza	0.75	0.56	1.00	0.19	0.00	0.99	0.25	0.11
2	Valle Divedro	0.91	0.23	0.81	0.11	0.20	0.97	0.77	0.14
3	Valle Antigorio	0.90	0.50	0.58	0.11	0.20	0.89	0.86	0.19
4	Valle Isorno	0.94	0.62	0.85	0.13	1.00	1.00	0.64	0.05
5	Val Vigezzo	0.91	0.68	0.77	0.70	0.20	0.92	0.85	0.21
6	Valle Bognanco	0.90	0.45	0.92	0.12	1.00	0.99	0.72	0.07
7	Valle Antrona	0.95	0.31	0.77	0.22	1.00	1.00	0.52	0.14
8	Valle Anzasca	0.99	0.44	0.89	0.25	0.00	1.00	0.61	0.30
9	Valle Ossola	0.81	0.44	0.54	0.07	0.60	0.66	0.78	0.13
10	Val Grande	0.86	0.68	0.58	0.04	1.00	1.00	0.95	0.19
11	Valle Cannobina	0.71	0.51	0.31	0.10	1.00	0.96	1.00	0.06
12	Fascia costiera Nord del Lago Maggiore	0.59	0.87	0.69	0.03	0.00	0.67	0.61	0.08
13	Valle Strona	0.84	0.35	0.27	0.15	1.00	0.97	0.81	0.05
14	Lago d' Orta	0.45	0.86	0.69	0.11	0.00	0.45	0.86	0.11
15	Fascia costiera Sud del lago Maggiore	0.71	1.00	0.96	0.35	0.00	0.16	0.53	0.07
16	Alta pianura novarese	0.77	0.78	0.96	0.19	0.60	0.21	0.39	0.10
17	Alta Valle del Ticino	0.83	0.83	0.92	0.26	0.60	0.07	0.45	0.11
18	Pianura novarese	0.39	0.53	1.00	0.39	0.80	0.73	0.07	0.11
19	Colline novaresi	0.78	0.73	0.65	0.30	0.40	0.69	0.59	0.11
20	Alta Valsesia	0.95	0.41	0.65	0.19	1.00	1.00	0.65	0.51
21	Bassa Valsesia	0.29	0.73	0.69	0.28	0.20	0.79	0.99	0.09
22	Colline di Curino e coste della Sesia	0.46	0.83	0.58	0.26	0.20	0.47	0.87	0.13
23	Baraggia tra Cossato e Gattinara	0.34	0.65	0.96	0.20	0.80	0.80	0.13	0.06
24	Pianura vercellese	0.35	0.51	0.96	0.15	0.80	0.84	0.05	0.10
25	Baraggia tra Biella e Cossato	0.84	0.44	0.89	0.34	0.60	0.17	0.21	0.08
26	Valli Cervo, Oropa e Elvo	0.77	0.59	0.42	0.43	1.00	0.73	0.64	0.17
27	Prealpi biellesi e alta valle Sessera	0.65	0.46	0.19	0.26	0.20	0.66	0.89	0.12
28	Eporediese	0.73	0.45	0.81	0.22	0.40	0.84	0.41	0.24
29	Chivassese	0.55	0.32	0.96	0.11	0.40	0.65	0.12	0.06
30	Basso Canavese	0.77	0.77	0.69	0.82	0.60	0.78	0.41	0.19
31	Val Chiusella	0.85	0.35	0.00	0.25	1.00	1.00	0.48	0.08
32	Valle Soana	0.92	0.39	0.73	0.24	1.00	0.99	0.48	0.10
33	Valle Orco	0.88	0.53	0.54	0.28	1.00	0.99	0.46	0.18
34	Val d'Ala e Val Grande di Lanzo	0.92	0.49	0.65	0.17	0.60	0.99	0.56	0.23
35	Val di Viu'	0.84	0.51	0.73	0.12	1.00	1.00	0.51	0.16
36	Torinese	0.77	0.69	0.96	0.11	0.80	0.00	0.18	0.14
37	Anfiteatro morenico di Rivoli e Avigliana	0.82	0.95	0.46	0.07	0.60	0.64	0.67	0.23
38	Bassa val Susa	0.85	0.49	0.39	0.18	0.40	0.91	0.67	0.27
39	Alte valli di Susa e Chisone	0.71	0.28	0.96	0.14	0.20	0.97	0.50	0.64
40	Val Chisone	0.78	0.58	0.62	0.29	1.00	0.94	0.85	0.16
41	Val Germanasca	0.93	0.36	0.85	0.19	1.00	0.95	0.65	0.12
42	Val Sangone	0.78	0.76	0.81	0.29	1.00	0.87	0.77	0.08
43	Pinerolese	0.59	0.74	0.77	0.11	0.60	0.82	0.33	0.05
44	Piana tra Carignano e Vigone	0.01	0.35	1.00	0.03	1.00	0.90	0.00	0.00
45	Po e Carmagnolese	0.22	0.27	0.89	0.04	0.60	0.46	0.03	0.02
46	Piana tra Po e Stura di Demonte	0.19	0.40	1.00	0.21	0.80	0.78	0.03	0.05
47	Saluzzese	0.77	0.37	0.96	0.29	0.80	0.89	0.17	0.03
48	Piana tra Barge, Bagnolo e Cavour	0.67	0.77	0.92	0.22	0.80	0.89	0.28	0.05
49	Val Pellice	0.88	0.49	0.81	0.21	1.00	0.94	0.63	0.15
50	Valle Po e Monte Bracco	0.70	0.53	0.81	0.17	1.00	0.96	0.57	0.07
51	Val Varaita	0.83	0.51	0.73	0.26	1.00	0.97	0.63	0.22
52	Val Maira	0.93	0.42	0.92	0.18	1.00	0.97	0.58	0.45
53	Val Grana	0.80	0.36	0.81	0.13	1.00	1.00	0.80	0.08
54	Valle Stura	0.84	0.50	0.89	0.22	0.20	0.97	0.48	0.33
55	Valle Gesso	0.67	0.49	0.81	0.25	1.00	0.97	0.46	0.23
56	Val Vermenagna	0.57	0.41	0.85	0.40	0.20	0.90	0.73	0.06
57	Val Pesio	0.74	0.59	0.81	0.29	1.00	0.95	0.64	0.12
58	Pianura e colli cuneesi	0.49	0.47	0.96	0.10	0.60	0.78	0.18	0.12
59	Pianalto della Stura di Demonte	0.61	0.01	0.96	0.45	0.40	0.89	0.15	0.05
60	Monregalese	0.82	0.23	0.92	0.40	0.40	0.79	0.27	0.05
61	Valli monregalesi	0.52	0.81	0.92	0.14	1.00	0.97	0.85	0.15
62	Alta valle Tanaro e Cebano	0.71	0.73	0.89	0.50	0.20	0.96	0.82	0.41
63	Alte Langhe	0.74	0.47	0.85	0.43	0.60	0.99	0.60	0.36
64	Basse Langhe	0.77	0.49	0.96	0.45	0.60	0.88	0.22	0.07
65	Roero	0.76	0.77	0.92	0.37	0.80	0.82	0.35	0.10
66	Chierese e altopiano di Poirino	0.36	0.32	1.00	0.00	0.80	0.70	0.06	0.02
67	Colline del Po	0.56	0.27	0.96	0.40	0.20	0.94	0.62	0.15
68	Astigiano	0.67	0.69	0.92	0.58	0.40	0.91	0.41	0.25
69	Monferrato e piana casalese	0.63	0.58	0.92	0.81	0.40	0.92	0.20	0.12
70	Piana alessandrina	0.20	0.00	0.96	0.97	0.80	0.81	0.05	0.13
71	Monferrato astigiano	0.67	0.44	0.96	0.51	0.60	0.85	0.25	0.10
72	Acquese e valle Bormida di Spigno	0.71	0.69	0.92	0.60	0.40	0.97	0.50	0.22
73	Ovadese e Novese	0.79	0.49	0.96	0.36	0.60	0.67	0.45	0.14
74	Tortonese	0.64	0.63	0.89	0.44	0.60	0.91	0.52	0.21
75	Val Borbera	0.40	0.50	0.85	1.00	0.80	0.99	0.92	0.34
76	Alte valli appenniniche	0.61	0.99	0.89	0.69	0.20	0.97	0.94	1.00

4.4. Weighting process

In order to assign a priority to the various criteria and sub-criteria, before overlaying the individual maps in a GIS environment, it was necessary to carry out a weighting process. This procedure was conducted by the analysts, who assigned weights based on a technical-specialist assessment of the relative importance of each criterion in relation to the objective of the analysis.

The method adopted for defining the weights is based on Saaty's scale (Saaty, 1980), which involves comparing all pairs of criteria and sub-criteria with respect to the element at the top of the hierarchy (Figure 13).

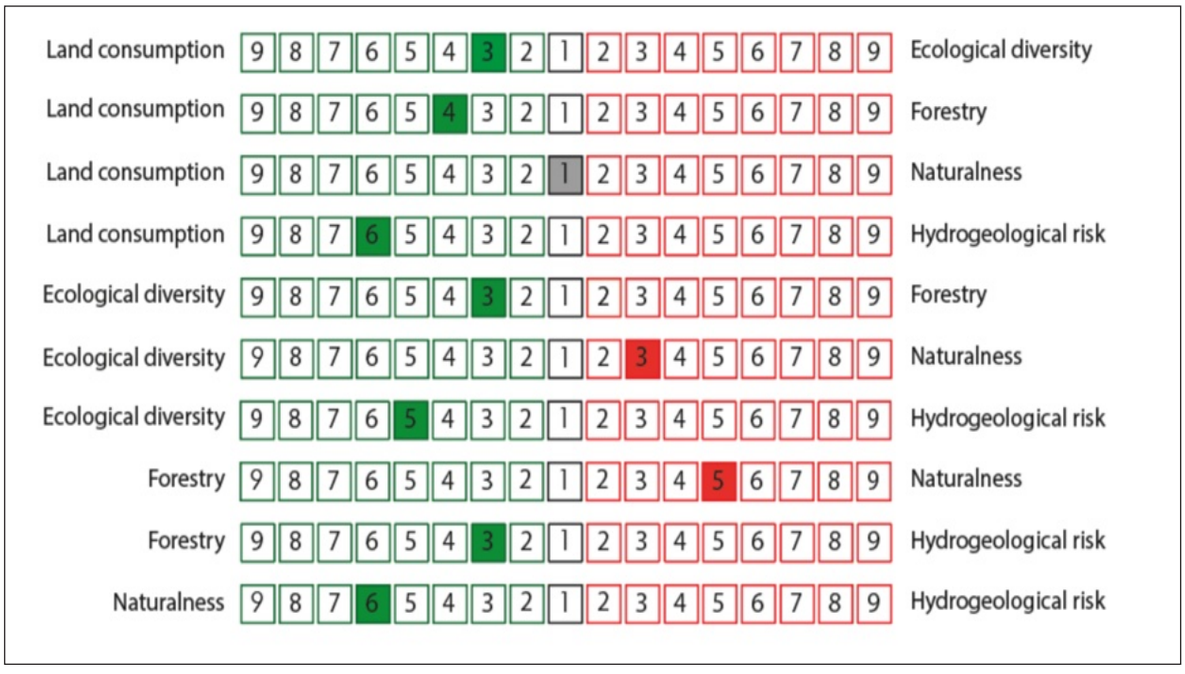


Figura 13. Pairwise comparisons of criteria with respect to the goal of the evaluation

The internal consistency of the assessments was also verified, ensuring that the consistency ratio was always lower than 0.1. The software used to carry out the weighting and consistency verification process was SuperDecision.

At the end of the weighting process, greater importance was given to the criteria relating to land consumption and naturalness, as these were considered to have a greater impact in relation to the objective of the work, i.e., improving the quality of the landscape. Specifically, the two criteria mentioned above were evaluated with equal importance, as they are closely related and significantly influence the quality of the landscape.

In fact, an increase in land consumption tends to reduce landscape quality, while greater naturalness—understood as less fragmentation or more irregular patch shapes—can indicate higher quality, as the landscape retains its original characteristics without significant anthropogenic alterations. Subsequently, ecological diversity was assigned intermediate importance. This is because, although it reflects the variety of ecosystems and habitats present in the area, it is an indirect indicator of landscape quality, as it is also influenced by other factors, such as fragmentation, naturalness, and land use.

The criteria assessed as less important than landscape quality are forestry and risk. The forestry criterion provides useful information on the structure and extent of forested areas, but could be considered part of the naturalness criterion, while the risk criterion, linked to phenomena of degradation or territorial vulnerability, plays a more functional and managerial role than a strictly landscape-related one (Figure 14).



Figure 14. Weighting of criteria.

As can be seen from the value tree, some criteria include more than one sub-criterion; for this reason, it was necessary to assign a relative weight to the sub-criteria as well.

In the case of the "Risk" criterion, the comparison was made between the sub-criteria Degraded Areas and Vulnerability (Figure 15). Greater importance was assigned to Degraded Areas, as they represent areas characterized by natural or anthropogenic alterations that can significantly affect landscape risk factors. Vulnerability, on the other hand, was not considered particularly influential with respect to the reference criterion.

For the "Naturalness" criterion, which includes the sub-criteria Patch Shape and Fragmentation (Figure 16), greater importance was given to Landscape Fragmentation, considered a more focused indicator than the reference criterion, as it measures the direct impacts on biodiversity resulting from the presence of infrastructure.

Finally, the "Forestry" criterion includes the sub-criteria Forest Resources and Forest Quality (Figure 17). In this case, greater weight was given to Forest Quality, as this parameter is also able to include and represent aspects related to Forest Resources, which describes the composition and extent of forested areas.

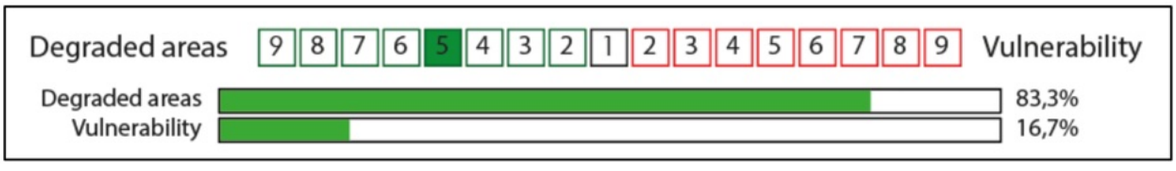


Figure 15. Weighting of "Hydrological risk".

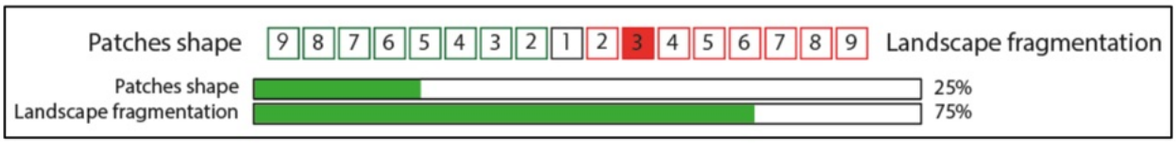


Figure 16. Weighting of "Naturalness".

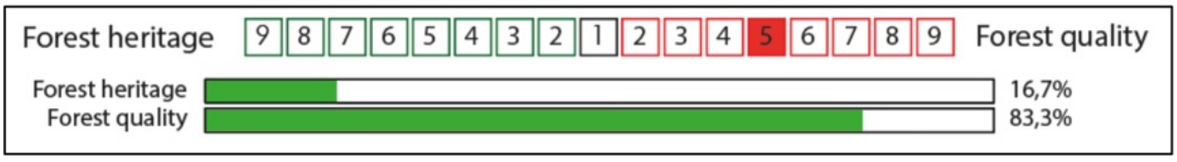


Figure 17. Weighting of "Forestry".

4.5. Final suitability maps and sensitivity analysis

The above weights were used to construct a weighted scenario, whereby maps of the various criteria and sub-criteria were aggregated, taking into account the specific values assigned by the

experts. This scenario was compared with a neutral scenario, obtained without applying any weighting and characterized by a simple overlap of the maps, assigning the same importance to each criterion (Figure 18).

A comparison between the two scenarios shows that the weighted scenario presents higher levels of landscape quality than the neutral scenario in numerous landscape areas. This result highlights the significant influence of the criteria considered priorities by analysts—such as land consumption and naturalness—on the final output. In fact, in addition to reflecting the preferences expressed in the decision-making process, the assignment of weights highlights which characteristics are to be prioritized in the assessment, directly influencing the final landscape quality maps. In this sense, if the criteria considered a priority by the experts had concerned aspects with less impact on the current landscape quality, the result of the analysis would have been significantly different.

At the same time, the comparison between the weighted and neutral scenarios highlights the importance of developing alternative scenarios to analyze the sensitivity of the model: observing how landscape quality varies as weights change allows for a more solid and complete understanding of the territorial system analyzed.

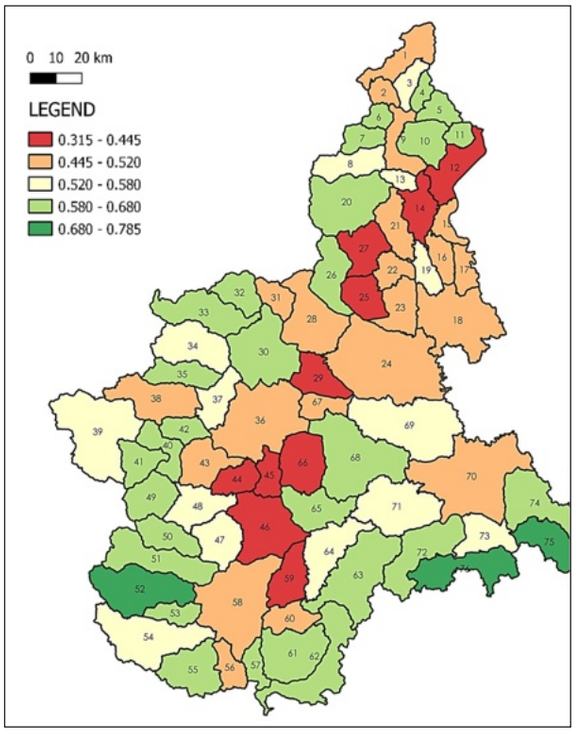


Figure 18. Unweighted scenario.

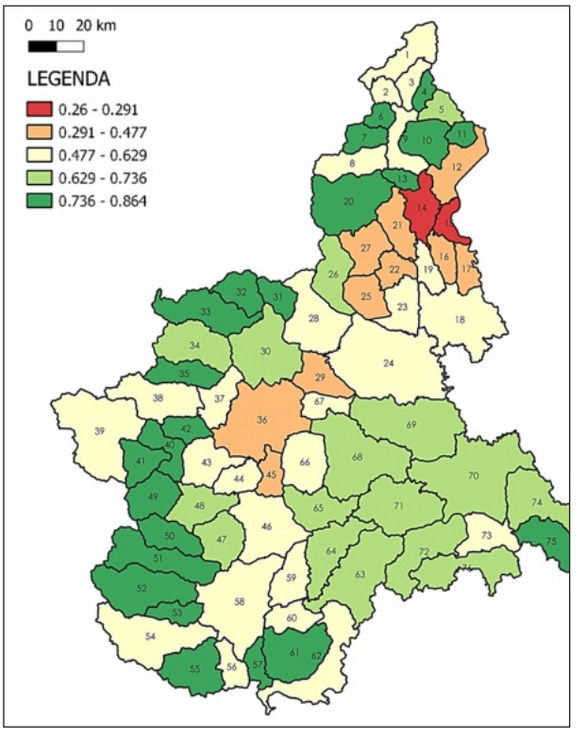


Figure 19. Weighted scenario.

5. Conclusions

The work carried out examined an integrated approach to support strategic landscape assessment, based on a combination of GIS and MCA. This integration allowed the production of a composite landscape index and a set of summary maps useful for monitoring landscape changes over time, facilitating communication between the various actors involved in the decision-making process. The synthetic index is therefore a tool that facilitates the understanding of a complex system such as landscape, providing easily readable and comparable results (thematic maps) that can guide decision-making.

The proposed integrated approach is particularly effective in supporting the ongoing Strategic Environmental Assessment (SEA) phase, providing a dynamic and spatially explicit framework for assessing the effects of the plan's actions on landscape quality.

The methodology is widely adaptable: it can be applied to other Italian regions, as the set of criteria has been defined in line with the principles and structures of the various PPRs. Similarly, the procedure can be adapted to different geographical scales and territorial contexts by appropriately varying the weighting system or modifying certain criteria to reflect local specificities and data availability. This flexibility reinforces the practical usefulness of the composite index, which can be calibrated according to the objective of the work, the dimensions considered, and the preferences of stakeholders.

One of the limitations of the research is the availability and updating of the data used to construct some indicators and thematic maps. The quality and temporal consistency of the information remain fundamental aspects for ensuring the reliability of the results.

Future perspectives for the study will focus on expanding the participatory dimension of the assessment process by involving a greater number of stakeholders in the weighting phase. In addition, work is planned to identify priority areas for the conservation, maintenance, or improvement of landscape quality through the definition of targeted territorial policies and actions.

Overall, the study demonstrates how an integrated GIS-MCA framework can effectively support landscape assessment and planning, providing public actors and decision-makers with a transparent, replicable, and sustainability-oriented tool for landscape management.

Acknowledgement

Part of the work presented derives from the results developed within the framework of the Atelier "*Pianificare il paesaggio e l'ambiente*" of the 2022/23 academic year, held at the master's degree course in Territorial, Urban, Landscape and Environmental Planning at the Polytechnic University of Turin and coordinated by Professors Claudia Cassatella, Marta Bottero and Federica Larcher. This publication is also part of the project PNRR-NGEU which has received funding from the MUR–DM 117/2023.

Authors' contribution

The work should be attributed equally to the authors.

Bibliography (APA)

Assumma V., Bottero M. & Monaco R. (2019). Landscape Economic Attractiveness: An Integrated Methodology for Exploring the Rural Landscapes in Piedmont (Italy). *Land*, *8*(7), 105. https://doi.org/10.3390/land8070105

Assumma V., Bottero M., Monaco R. & Soares A.J. (2019). An integrated evaluation methodology to measure ecological and economic landscape states for territorial transformation scenarios: an application in Piedmont (Italy). *Ecological Indicators*, *105*, 156–165. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.071

Bernard Roy (1996). *Multicriteria Methodology for Decision Aiding*.

Bottero M., Comino E., Dell'Anna F., Dominici L. & Rosso M. (2019). Strategic assessment and economic evaluation: The case study of Yanzhou Island (China). *Sustainability (Switzerland)*, *11*(4). https://doi.org/10.3390/su11041076

Bottero M., Dell'Anna F. & Nappo M. (2018). Evaluating Tangible and Intangible Aspects of Cultural Heritage: An Application of the PROMETHEE Method for the Reuse Project of the Ceva–Ormea Railway. In G. Mondini E. Fattinnanzi A. Oppio M. Bottero & S. Stanghellini (Eds.), *Integrated Evaluation for the Management of Contemporary Cities* (pp. 285–295). Springer International Publishing.

Bottero M., Ferretti V., Mondini G. & Pomarico S. (2014). Enabling Public Participation in Strategic Environmental Assessment: An Application of Multicriteria Analysis. *Strategic Behavior and the Environment*, *4*(2), 99–130. https://doi.org/10.1561/102.00000037

Cai X., Boromisza Z. & Cai Z. (2025). THE IMPACT OF LAKESHORE MODIFICATIONS AND CONSTRUCTIONS ON VISUAL LANDSCAPE QUALITY: A MIXED METHODS STUDY. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, *33*(3), 335–345. https://doi.org/10.3846/jeelm.2025.24550

Caprioli C. & Bottero M. (2021). Addressing complex challenges in transformations and planning: A fuzzy spatial multicriteria analysis for identifying suitable locations for urban infrastructures. *Land Use Policy*, *102*, 105147. https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2020.105147

Cassatella C. & Peano A. (2011). *Landscape Indicators* (C. Cassatella & A. Peano, Eds.). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-0366-7

CEP (2000). *Serie dei Trattati Europei-n° 176*.

Cervelli E., Perta E.S. di & Pindozzi S. (2020). Identification of marginal landscapes as support for sustainable development: GIS-Based Analysis and Landscape Metrics Assessment in Southern Italy Areas. *Sustainability (Switzerland)*, *12*(13). https://doi.org/10.3390/su12135400

Comino E., Bottero M., Pomarico S. & Rosso M. (2014). Exploring the environmental value of ecosystem services for a river basin through a spatial multicriteria analysis. *Land Use Policy*, *36*, 381–395. https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2013.09.006

Datola G., Bottero M. & de Angelis E. (2021). Enhancing Urban Resilience Capacities: An Analytic Network Process-based Application. *Environmental and Climate Technologies*, *25*(1), 1270–1283. https://doi.org/10.2478/rtuect-2021-0096

De Montis A., Serra V., Calia G., Trogu D. & Ledda A. (2021). To Weight or Not to Weight, That Is the Question: The Design of a Composite Indicator of Landscape Fragmentation. *Applied Sciences*, *11*(7), 3208. https://doi.org/10.3390/app11073208

De Montis A., Serra V., Ganciu A. & Ledda A. (2020). Assessing Landscape Fragmentation: A Composite Indicator. *Sustainability*, *12*(22), 9632. https://doi.org/10.3390/su12229632

Finotto F. (2011). Landscape Assessment: The Ecological Profile. In *Landscape Indicators* (pp. 47–75). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-0366-7_4

Fondazione Scuola dei beni e delle attività culturali. (2024). *La pianificazione e la tutela del paesaggio*. https://www.fondazionescuolapatrimonio.it/wp-content/uploads/2024/06/La-pianificazione-e-la-tutela-del-pasaggio_Rapporto-di-sintesi.pdf

Geneletti D. (2007). An approach based on spatial multicriteria analysis to map the nature conservation value of agricultural land. *Journal of Environmental Management*, *83*(2), 228–235. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.03.002

Gutierrez M., Gordon A. & Bekessy S.A. (2025). Challenges and lessons of implementing strategic environmental assessment in a critically endangered ecosystem. *Journal of Environmental Planning and Management*, *68*(8), 1997–2018. https://doi.org/10.1080/09640568.2024.2303737

Hajkowicz S. & Collins K. (2009). Measuring the benefits of environmental stewardship in rural landscapes. *Landscape and Urban Planning*, *93*(2), 93–102. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.06.008

ISTAT (2025). *Principali statistiche geografiche sui comuni*. https://www.istat.it/classificazione/principali-statistiche-geografiche-sui-comuni/

Josimović B., Krunić N., Gajić A. & Manić B. (2021). Multi-criteria Evaluation in Strategic Environmental Assessment in the Creation of a Sustainable Agricultural Waste Management Plan for wineries: Case Study: Oplenac Vineyard. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, *34*(1). https://doi.org/10.1007/s10806-021-09846-3

Louwagie G., Northey G., Finn J.A. & Purvis G. (2012). Development of indicators for assessment of the environmental impact of livestock farming in Ireland using the Agri-environmental Footprint Index. *Ecological Indicators*, *18*, 149–162. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.003

Malczewski J. (1999). *GIS and Multicriteria Decision Analysis. John Wiley & Sons.*

Malczewski J. (2006). GIS-based multicriteria decision analysis: A survey of the literature. *International Journal of Geographical Information Science*, *20*(7), 703–726. https://doi.org/10.1080/13658810600661508

Nakarmi G., Strager M.P., Yuill C., Moreira J.C., Burns R.C. & Butler P. (2023). Assessing Public Preferences of Landscape and Landscape Attributes: a Case Study of the Proposed Appalachian

Geopark Project in West Virginia, USA. *Geoheritage*, *15*(3). https://doi.org/10.1007/s12371-023-00851-8
Pecchia L., Bath P.A., Pendleton N. & Bracale M. (2011). Analytic Hierarchy Process (AHP) for Examining Healthcare Professionals' Assessments of Risk Factors. *Methods of Information in Medicine*, *50*(05), 435–444. https://doi.org/10.3414/ME10-01-0028
Pomatto E., Gullino P., Novelli S., Devecchi M. & Larcher F. (2023). Landscape Strategies for Terraced Landscapes in the European Alpine Region Using a Mixed-Method Analysis Tool. *Land*, *12*(6). https://doi.org/10.3390/land12061252
Regione Piemonte (2015). *Monitoraggio del consumo di suolo in Piemonte*. www.geoportale.piemonte.it
Regione Piemonte (2017a). *Allegato d_Schede_degli_ambiti_di_paesaggio*.
Regione Piemonte (2017b). *Piano Paesaggistico Regionale. Piano di Monitoraggio*.
Regione Piemonte (2017c). *Piano Paesaggistico Regionale. Relazione di Piano*.
Regione Piemonte (2017d). *PPR- Piano di moitoraggio*.
Ronchi S., Salata S. & Arcidiacono A. (2018). *An indicator of urban morphology for landscape planning in Lombardy (Italy)*.
Saaty T.L. (1980). *The Analytic Hierarchy Process: Planning, Priority Setting, Resources Allocation*.
Saaty T.L. (1987). The analytic hierarchy process—what it is and how it is used. *Mathematical Modelling*, *9*(3–5), 161–176. https://doi.org/10.1016/0270-0255(87)90473-8
Saaty T.L. (1990). How to make a decision: The analytic hierarchy process. *European Journal of Operational Research*, *48*(1), 9–26. https://doi.org/10.1016/0377-2217(90)90057-I
Santoro A., Venturi M. & Agnoletti M. (2021). Landscape Perception and Public Participation for the Conservation and Valorization of Cultural Landscapes: The Case of the Cinque Terre and Porto Venere UNESCO Site. *Land*, *10*(2), 93. https://doi.org/10.3390/land10020093
Singer S., Wang G., Howard H. & Anderson A. (2012). Environmental condition assessment of US military installations using GIS based spatial multi-criteria decision analysis. *Environmental Management*, *50*(2), 329–340. https://doi.org/10.1007/s00267-012-9873-y
Zoppi & Lai (2014). Coastal protection in Sardinia (Italy): A tentative assessment of the regional landscape plan. *Coastal Ecosystems: Types, Sustainable Management and Conservation Strategies*, 31–73.
Zoppi C. & Lai S. (2010). Assessment of the Regional Landscape Plan of Sardinia (Italy): A participatory-action-research case study type. *Land Use Policy*, *27*(3), 690–705. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.09.004

valori
e valutazioni
teorie ed esperienze

Società Italiana di Estimo e Valutazione

Indice composito spaziale per la valutazione strategica del paesaggio: un'applicazione al caso piemontese

Sebastiano Barbieri[1], Francesca Biondi[1,*], Marta Bottero[1], Caterina Caprioli[1]

[1] Dipartimento Interateneo di Scienze, Progetto e Politiche del Territorio (DIST), Politecnico di Torino, Viale Mattioli 39, 10125 Turin (TO), Italy; sebastiano.barbieri@polito.it; francesca.biondi@polito.it; marta.bottero@polito.it; caterina.caprioli@polito.it

* autore corrispondente

Parole chiave

Valutazione Ambientale Strategica, Piano Paesaggistico Regionale, indicatori e indici, AHP, GIS, paesaggio

Abstract

In quanto entità complessa e multidimensionale, il paesaggio può essere descritto da aspetti ecologici, ambientali, sociali, economici, di percezione, storici e culturali, dove ogni dimensione coinvolge una pluralità di attori diversi nei processi decisionali. La ricerca propone di includere la valutazione strategica nella pianificazione paesaggistica, considerando i diversi valori e la loro distribuzione spaziale. A tal fine, questo studio presenta l'utilizzo di un approccio metodologico integrato tra Analisi Multicriteri - in particolare del Modello AHP - e GIS per studiare la qualità del paesaggio rispetto a indicatori multidimensionali. La metodologia consente di pesare e integrare diversi indicatori, come il consumo di suolo, l'indice di rischio idrogeologico e la naturalità, per la costruzione di un indice spaziale sintetico. Tali approcci si applicano al caso studio del territorio piemontese, dove il Piano Territoriale Regionale e il Piano Paesaggistico Regionale svolgono la funzione pianificatoria di riferimento. Questa ricerca propone di costruire delle mappe di qualità del paesaggio per monitorare le trasformazioni territoriali nel tempo e supportare la pianificazione strategica del paesaggio. I risultati hanno rilevato che l'integrazione di AMC e GIS è stata di notevole supporto ai processi decisionali, in particolare rispetto al dialogo tra i decisori pubblici e i diversi attori coinvolti, e per la trasparenza delle scelte.

1. Introduzione

La convenzione Europea del Paesaggio definisce quest'ultimo come una "determinata parte di territorio, così come è percepita dalle popolazioni, il cui carattere deriva dall'azione di fattori naturali e/o umani e dalle loro interrelazioni" (CEP, 2000). Questa definizione amplia la comune concezione di questo elemento a qualcosa che incorpora componenti materiali e immateriali, e sottolinea il ruolo svolto dalla percezione della popolazione che lo abita. Il paesaggio rappresenta quindi un sistema complesso, caratterizzato da aspetti di natura ambientale ed ecologica, economica e sociale. Inoltre, il contesto territoriale è caratterizzato da una pluralità di attori che ne aumentano la complessità d'insieme. La crescente articolazione di questo sistema rischia di rendere la gestione paesaggistico-ambientale e il governo del territorio più difficoltosa da parte dei

decisori, i quali sempre più necessitano di strumenti valutativi che supportino le loro scelte (Bottero et al., 2014). A ciò si aggiunge, nell'analisi dei sistemi paesaggistici, l'esigenza di integrare modelli geografici agli approcci valutativi, al fine di indagare le relazioni spaziali tra i fenomeni e rappresentarne la distribuzione sul territorio.

In questo contesto, la letteratura sulla valutazione ambientale e strategica del paesaggio propone approcci e metodologie volti a interpretare e gestire la complessità dei sistemi paesaggistici. Alcune ricerche trattano questo tema da un punto di vista prettamente teorico-metodologico (es. Gutierrez et al., 2025), altri fanno uso di questionari e interviste (es. Nakarmi et al., 2023; Santoro et al., 2021), altri ancora sperimentano metodi quantitativi, qualitativi o misti (es. Cai et al., 2025; Cassatella & Peano, 2011; Josimović et al., 2021; Pomatto et al., 2023).

All'interno di quest'ultimo gruppo, diversi studi permettono di mappare e misurare elementi e componenti del paesaggio, fornendo indicazioni utili a livello strategico. Alcuni di questi misurano il valore ecologico o la qualità ambientale di territori rurali, agricoli o forestali grazie all'utilizzo di indicatori spaziali e analisi multicriteri (AMC). Un riferimento cardine in questo ambito è rappresentato dall'articolo di Cassatella & Peano (2011) il quale definisce il ruolo degli indicatori relativi al paesaggio per la valutazione e il monitoraggio della qualità paesaggistica e ai processi di pianificazione del territorio. Altri contributi rilevanti fanno riferimento all'utilizzo di indicatori ecologici tramite l'impiego di AMC spaziale per la mappatura del valore di conservazione dei paesaggi agricoli (Geneletti, 2007), nonché alla costruzione di indici sintetici basati sull'AMC per la valutazione della condizione ambientale di vaste aree territoriali o, ancora, la stima dell'impronta ambientale in aree rurali, attraverso l'aggregazione di diversi criteri in indici sintetici utili al policy-making (Hajkowicz & Collins, 2009; Louwagie et al., 2012; Singer et al., 2012).

Un altro filone di studi si focalizza sulle trasformazioni materiali del paesaggio, valutandone qualità, frammentazione e vulnerabilità. In questo gruppo, l'analisi di Cervelli et al. (2020) mostra come l'uso integrato di metriche del paesaggio e il GIS possa individuare ambiti marginali che possono essere sviluppati in modo strategico, invece che essere considerati solamente come esito di disequilibri territoriali (Cervelli et al., 2020). In modo analogo, De Montis et al. (2020, 2021) propongono un indice composito, che si basa sull'aggregazione di tre elementi ritenuti determinanti per la frammentazione del paesaggio. Nel primo si utilizza una versione non pesata dell'indice, mentre il secondo introduce una sua versione pesata per rendere il processo decisionale più accettabile e politicamente condivisibile. Ronchi et al. (2018) introduce invece *l'Urban Morphology Indicator* per classificare i modelli di urbanizzazione e dispersione (*sprawl*) in Lombardia tramite l'analisi spaziale.

L'analisi della letteratura ha inoltre evidenziato l'utilizzo di tecniche quali-quantitative, percettive e partecipative per aspetti legati alla governance del paesaggio. Alcuni integrano valutazioni di contingenza e AMC al fine di includere gli stakeholders nella scelta di un piano condiviso per il paesaggio o la definizione di strategie di sviluppo territoriale (Bottero et al., 2019; Zoppi & Lai, 2014, 2010). Questo evidenzia come i processi decisionali influenzino la capacità dei piani stessi di tutelare e valorizzare il paesaggio. Considerando l'aspetto culturale del paesaggio, Bottero et al. (2018) applica il metodo AMC del PROMETHEE in un ambito paesaggistico sensibile per comparare alternative di riuso del patrimonio culturale, tenendo conto di valori patrimoniali, impatti sul contesto e coerenza con le identità locali (Bottero et al., 2018).

Rispetto al contesto specifico di analisi, alcuni recenti studi sviluppano metodologie integrate per la valutazione del paesaggio in un approccio multidimensionale. Assumma et al. (2019) sviluppa una metodologia capace di misurare lo stato economico del paesaggio in presenza di trasformazioni territoriali, mentre Assumma et al. (2019) introduce un indice per analizzare l'attrattività economica dei paesaggi rurali del Piemonte, chiamato *Landscape Economic Attractiveness* (LEA), aggregando indicatori provenienti da 4 categorie: Agricoltura, Turismo, Mercato Immobiliare e Silvicoltura.

Nonostante la tematica non sia completamente nuova alla letteratura, emerge una discontinuità tra le scale di applicazione delle valutazioni rispetto a quelle con cui lavorano i Piani regionali del Paesaggio in Italia. Infatti, gli studi fanno principalmente riferimento a confini politici, come i limiti amministrativi alle diverse scale o a griglie arbitrarie e non oggettive, senza una

reale connessione con il livello normativo utilizzato per comprendere e valutare il paesaggio. Al contrario, le unità di paesaggio definite dal PPR del Piemonte possono risultare adatte a comprendere la complessità di questi paesaggi, poiché sottendono riflessioni in merito alla natura morfologica, percettiva e storico-culturale dei luoghi.

La ricerca si pone, quindi, l'obiettivo di misurare e rappresentare la qualità del paesaggio regionale del Piemonte. Per fare ciò, si serve di un approccio misto, basato sull'integrazione di AMC e GIS, considerato nell'attuale dibattito scientifico sulla risoluzione di problemi spaziali complessi e semi-strutturati, quali quelli legati alla gestione e alla pianificazione territoriale, come particolarmente efficace. In particolare, questi metodi, nella loro denominazione inglese, *Multicriteria Spatial Decision Support System* (MC-SDSS) (Malczewski, 1999), ricoprono un ruolo sempre più importante in questo ambito, combinando la capacità dei primi di rappresentare, organizzare e analizzare dati geospaziali con l'efficacia della seconda nello scomporre problemi complessi in sotto-problemi più gestibili (Comino et al., 2014). Le MC-SDSS consentono quindi di identificare, pesare e confrontare fattori multipli che concorrono alla definizione di uno stesso problema spaziale, aggregandoli infine in mappe tematiche o di idoneità che sintetizzano il risultato della valutazione (Malczewski, 2006). In questo quadro, il lavoro propone lo sviluppo di un indice spaziale composito, che è che il risultato dell'adozione di un MC-SDSS, che valuta e visualizza spazialmente la qualità ambientale complessiva del paesaggio nel territorio piemontese. In particolare, l'indice composito si serve degli indicatori presenti sul Piano di Monitoraggio del Piano Paesaggistico Regione (PPR) Piemonte per comporre l'indice sintetico.

Dopo questa introduzione, il paper si compone di 5 sezioni. La sezione 2 illustra nel dettaglio la metodologia adottata per l'analisi e per l'elaborazione delle mappe tematiche che descrivono le principali caratteristiche relative alla qualità del paesaggio. Successivamente, la sezione 3 presenta il caso studio, fornendo una descrizione del territorio analizzato e il relativo inquadramento geografico e pianificatorio. L'applicazione e i risultati dell'analisi sono descritti invece nella sezione 4, mentre la sezione 5 riporta alcune considerazioni conclusive, con particolare attenzione alle implicazioni per la valutazione della qualità del paesaggio e ai possibili sviluppi futuri della ricerca.

2. Metodologia

Il presente contributo utilizza le AMC per valutare più soluzioni in base a criteri multidimensionali (Datola et al., 2021), nello specifico viene utilizzato il metodo MC-SDSS, il quale consente l'integrazione della componente spaziale con le preferenze dei *decision makers* fornendo una visione e una valutazione esaustiva delle alternative (Caprioli & Bottero, 2021).

L'applicazione delle analisi multicriteri consente di scomporre problemi complessi in unità più semplici, permettendo di valutare simultaneamente giudizi qualitativi e quantitativi, a supporto del lavoro dei *decision makers* (DMs) (Bernard Roy, 1996). A questo, nelle MC-SDSS, viene integrata anche la dimensione spaziale, attraverso l'utilizzo dei sistemi di geo-informazione (GIS) (Comino et al., 2014). Lo sviluppo di tali analisi richiede un processo strutturato capace di integrare la componente spaziale, costituita dalle mappe dei criteri, con quella qualitativa, rappresentata dai giudizi di valore espressi dai valutatori.

Il primo passo dell'analisi consiste nella strutturazione del problema e nella definizione dell'obiettivo dell'analisi (Caprioli & Bottero, 2021; Malczewski, 1999). L'obiettivo dell'analisi, nell'ambito oggetto di studio, è la valutazione della qualità del paesaggio sul territorio piemontese. In particolare, si è scelto di impiegare l'approccio della *Analytic Hierarchic Process* (AHP) (Pecchia et al., 2011; Saaty, 1987, 1990) rappresentando le relazioni di gerarchia tra i diversi elementi del modello decisionale. La procedura prevede la strutturazione del problema in più livelli organizzati gerarchicamente: obiettivo, criteri e sotto-criteri.

Il passaggio successivo prevede la definizione del set di criteri e sotto-criteri e la conseguente raccolta dei dati necessari. Nelle MC-SDSS, rispetto alle tradizionali AMC, questa fase necessita di tener conto della componente spaziale, con conseguente identificazione di sotto-criteri le cui informazioni variano nello spazio. I criteri e sotto-criteri selezionati per il caso oggetto d'analisi

sono quindi quelli ritenuti più appropriati per descrivere le caratteristiche e la qualità del paesaggio, partendo, in particolare, dagli indicatori presenti nel Piano di Monitoraggio del PPR. Per la raccolta dei dati sono stati utilizzati diversi portali Open Data, tra cui il Geoportale della Regione Piemonte, che hanno facilitato l'acquisizione delle informazioni necessarie per ciascun sotto-criterio.

Una volta reperiti i dati, sono stati elaborati in ambiente GIS, in particolare mediante il software QGIS 3.22, permettendo sia la spazializzazione ed elaborazione delle informazioni sia la normalizzazione dei dati mappati. Quest'ultima operazione ha garantito l'omogeneità dei valori, rendendoli confrontabili nonostante la diversa natura delle informazioni considerate. L'output di questa fase consiste in una serie di mappe tematiche intermedie che rappresentano la distribuzione dei criteri sul territorio regionale (l'elaborazione specifica relativa a ciascun sotto-criterio è illustrata nel dettaglio nella sezione 4).

A seguito della normalizzazione, una volta che le mappe risultano omogenee rispetto ad un'unica scala, sono stati assegnati i relativi pesi a ciascun criterio e sotto-criterio. Questi diversi livelli di priorità derivano dal processo di pesatura effettuato nell'ambito dello studio, attraverso il quale è stata assegnata un'importanza relativa a ciascun elemento valutato. Tale pesatura riflette un punto di vista tecnico-metodologico fondato sulla rilevanza dei criteri rispetto agli obiettivi della ricerca e alle specifiche caratteristiche del contesto territoriale analizzato. In particolare, il processo di pesatura è stato eseguito con il supporto del software *SuperDecisions* 2.10, che permette di calcolare automaticamente le priorità locali derivanti dal confronto a coppie tra tutti gli elementi della gerarchia attraverso l'utilizzo della scala da 1 a 9 di Saaty (Saaty, 1980). Questa scala facilita la trasformazione dei giudizi qualitativi in valori numerici rendendo più agevole il confronto tra i diversi criteri.

L'ultimo passaggio dell'analisi consiste nella costruzione dell'indice composito che integra tutti i criteri e sotto-criteri, così da produrre due mappe aggregate di qualità del paesaggio, una pesata e una non pesata. Nelle mappe finali, rappresentate in scala semaforica (rosso, giallo, verde), i valori appartenenti alle classi più basse indicano aree con qualità del paesaggio più bassa in base ai criteri considerati, mentre quelli appartenenti alle classi più alte corrispondono alle aree con qualità maggiore, evidenziando in rosso le aree in cui possono essere necessari interventi di mitigazione o compensazione volti a migliorare la qualità del paesaggio piemontese.

3. Caso studio

Il caso di studio oggetto di indagine è il paesaggio della Regione Piemonte, localizzata nella parte nord-ovest dell'Italia (Figura 1). È una delle regioni più estese, seconda solo alla Sicilia, con 25.392 km2 (ISTAT, 2025). La scelta di questo caso di studio è motivata dalla necessità concreta di valutare e monitorare le dimensioni ambientali individuate nel PPR, nonché di seguirne l'evoluzione nel tempo.

Il Piemonte è una delle sole sei regioni italiane ad avere un PPR approvato ai sensi del Codice dei beni culturali e ambientali (art. 135 D.Lgs. 42/2004) (Fondazione Scuola dei beni e delle attività culturali, 2024). Il PPR è il principale strumento utilizzato dalla Regione per gestire lo sviluppo del territorio secondo i principi della qualità ambientale e paesaggistica. L'obiettivo centrale è la tutela e la valorizzazione del paesaggio e del patrimonio naturale e culturale (Regione Piemonte, 2017c).

Tutto ciò premesso rende questa regione un contesto particolarmente rilevante per la sperimentazione di strumenti di valutazione integrata, dato il suo quadro di pianificazione avanzato e il ruolo strategico attribuito al paesaggio nelle politiche di sviluppo regionale.

Di conseguenza, l'analisi prende in considerazione l'intero territorio regionale, suddividendolo in 76 porzioni definite dal Piano Territoriale Regionale (PTR) come ambiti di paesaggio (Figura 1). Tale suddivisione è il risultato di un'approfondita analisi territoriale volta a garantire l'omogeneità interna a ciascun ambito. In particolare, la suddivisione si basa su (a) aspetti geomorfologici, (b) la presenza di ecosistemi naturali, (c) la presenza di sistemi insediativi storici coerenti e (d) la diffusione consolidata di modelli culturali e agricoli (Regione Piemonte, 2017c).

Lo strumento che supporta l'attuazione del PPR, con l'obiettivo di verificare l'efficacia della politica paesaggistica nel tempo e di monitorare le trasformazioni del territorio è il Piano di Monitoraggio (Regione Piemonte, 2017b). Il PPR del Piemonte impiega una serie di indicatori per il monitoraggio dell'attuazione delle linee strategiche in relazione agli obiettivi prefissati, distinguendoli in indicatori di contesto e indicatori di attuazione. I primi descrivono in termini qualitativi e quantitativi il quadro ambientale e paesaggistico del Piano, mentre i secondi ne valutano l'efficienza e l'efficacia.

Ai fini della presente domanda di valutazione, si utilizzano solo gli indicatori di contesto, in quanto più strettamente legati all'aspetto territoriale e ambientale.

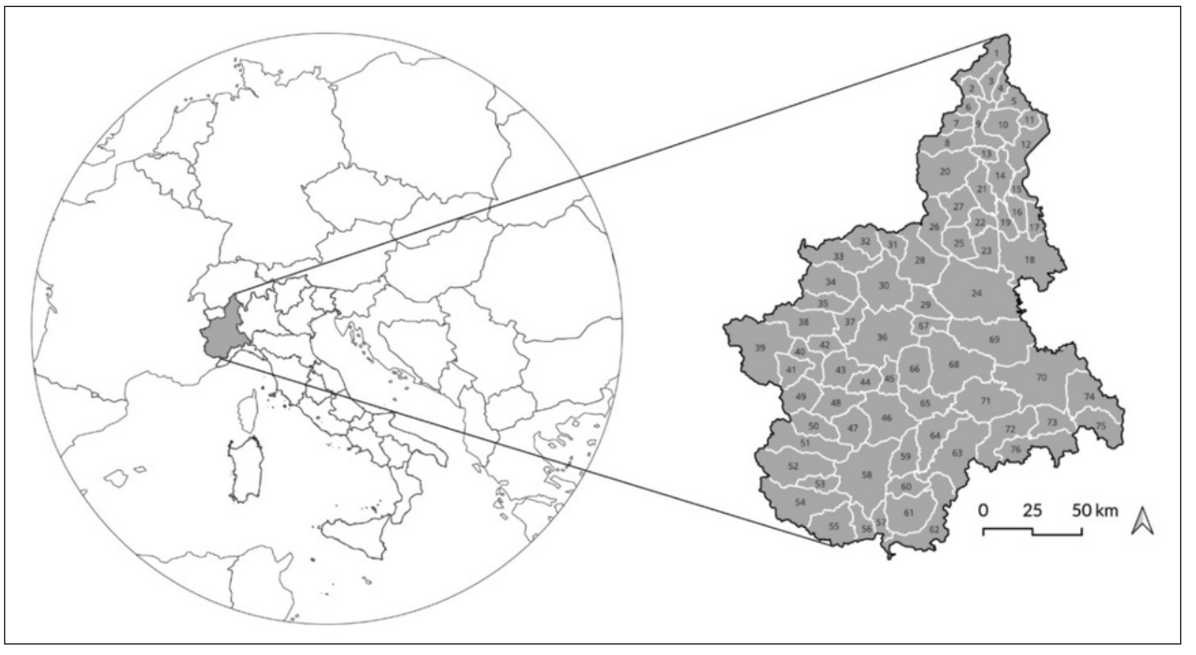


Figura 1. L'area oggetto dello studio (la regione Piemonte, Italia) a sinistra e la suddivisione in 76 ambiti di paesaggio dal PTR a destra (rielaborazione degli autori su base dati Geoportale Regione Piemonte).

4. Applicazione

4.1. Strutturazione del problema e identificazione dei criteri e sotto-criteri

Come accennato in precedenza, l'obiettivo del lavoro è quello di definire la qualità del paesaggio nella regione Piemonte, coerentemente con quanto definito dal PPR, che colloca il paesaggio al centro delle politiche e si pone l'obiettivo di far conoscere, valorizzare e tutelare il territorio piemontese.

Di conseguenza, dopo aver analizzato il PPR, sono stati individuati 8 indicatori (d'ora in poi chiamati sotto-criteri in accordo con l'approccio AMC utilizzato, ossia l'AHP). Nello specifico i sotto-criteri, individuati a partire dagli indicatori monitorati all'interno del Piano di Monitoraggio del PPR (Regione Piemonte, 2017d) sono opportunamente semplificati o riorganizzati, ove necessario, per garantirne la coerenza con la struttura del modello valutativo adottato. La loro definizione è stata inoltre supportata dalla letteratura scientifica di riferimento (Finotto, 2011). I sotto-criteri considerati sono: *Evenness*, Vulnerabilità, Aree degradate, Forma delle *patches*, Frammentazione del paesaggio, Consumo di suolo, Patrimonio forestale, Qualità del bosco.

In particolare, *Evenness* valuta la diversità ecologica, intesa come ricchezza dei tipi di elementi del paesaggio (biotopi) che caratterizza il mosaico ambientale. È tratto dall'indice di diversità biologica di Shannon, ma viene applicato alle unità ecosistemiche considerandone la superficie occupata, anziché il numero di individui che le popolano.

Il sotto-criterio Vulnerabilità valuta il grado di vulnerabilità territoriale sulla base della presenza di fattori sia naturali che determinati da pressioni indotte dall'attività umana, al fine di valutare la fragilità delle risorse primarie in seguito ad azioni o dissesti conosciuti o prossimi, che potrebbero compromette anche la salute umana.

Il sotto-criterio Aree degradate valuta il livello di degrado generato da attività antropiche e/o da alterazioni causate da eventi naturali sul territorio, con lo scopo di individuare le aree con valori di degrado che potrebbero avere delle ripercussioni sul paesaggio.

La Forma delle *patches* misura la complessità della forma delle macchie territoriali, basata sul rapporto tra perimetro e area con lo scopo di misurare la complessità morfologica e l'irregolarità, determinandone la naturalità.

La Frammentazione del paesaggio misura gli impatti e i disturbi diretti alla biodiversità dati dalle infrastrutture lineari, responsabili di effetti di riduzione della continuità di ecosistemi e habitat e il loro conseguente isolamento.

Il Consumo di suolo misura il suolo consumato derivante dalle superfici urbanizzate e da quelle investite da attività reversibili (Regione Piemonte, 2015), distinguendo qualitativamente tra forme di consumo irreversibili e reversibili con lo scopo di determinare lo stato di compromissione della risorsa suolo.

Il Patrimonio forestale indica la percentuale di aree boscate, suddivise per categorie forestali con lo scopo di determinare la consistenza del patrimonio forestale regionale.

La Qualità del bosco valuta il grado di alterazione antropica delle aree boscate che altera il livello qualitativo del patrimonio boschivo regionale, raggruppando i tipi forestali individuati per il territorio regionale in 16 valori di qualità, suddivisi in 6 classi.

Successivamente, i sotto-criteri sono stati raggruppati in 5 criteri, quali Diversità ecologica, Rischio idrogeologico, Naturalità, Consumo di suolo e Patrimonio Forestale (Figura 2).



Figura 2. Albero dei valori AHP.

Di seguito (Tabella 1), è riportato il set di criteri e sotto-criteri con relativa breve descrizione, unità di misura impiegata e specifica relativa alla direzione di preferenza (massimizzazione o minimizzazione). Per ciascuno dei sotto-criteri individuati, sono stati raccolti e georiferiti i relativi dati spaziali, elaborati all'interno di QGIS. Le fonti principali da cui sono stati acquisiti sono il Geoportale della Regione Piemonte e il sito dell'Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale (ARPA Piemonte), che mettono a disposizione le informazioni in formato shapefile, consentendo di ottenere informazioni sia sulla componente geometrica (spaziale) sia sugli attributi associati, quali valori e altri parametri descrittivi.

Tabella 1. Elenco dei sotto-criteri considerati per ciascun criterio con la relativa descrizione e dettaglio

Criterio	Sotto-criterio	Descrizione	U.M.	Max/Min	Fonte
Diversità ecologica	*Evenness*[1]	Diversità ecologica basata sulla superficie delle unità ecosistemiche	Rapporto tra l'indice di Shannon e il logaritmo naturale del numero di categorie presenti	MAX	Carta forestale e delle altre coperture del territorio
Rischio Idrogeologico	Vulnerabilità[2]	Grado di vulnerabilità territoriale basato su vari fattori, sia naturali che antropici	%	MIN	- Fasce fluviali e aree inondabili vigenti- Aree RME - aree a rischio idrogeologico molto elevato- Arpa Piemonte - Banca Dati dei Processi Geologici (BDGeo100)
	Aree degradate[3]	Degrado generato da attività antropiche - tra cui urbanizzazione, attività industriali, estrattive e agricole e una gestione non corretta dei rifiuti urbani-e/o alterazioni causate da fattori naturali	%	MIN	SIFOR e Geoportale Regione Piemonte
Naturalità	Forma delle *patches*[4]	Misurazione del grado di complessità frdella forma delle patch, basata sul rapporto tra	Adimensionale	MAX	Corinne Land Cover del 2018 e ISPRA
	Frammentazione del paesaggio[5]	Impatti e disturbi diretti alla biodiversità e agli habitat causati dalle infrastrutture	Scala qualitativa (Basso, Medio-basso, Medio, Medio-alto, Alto)	MAX	Corinne Land Cover del 2018 e ISPRA

[1] Carta forestale e delle altre coperture del territorio
https://www.geoportale.piemonte.it/geonetwork/srv/api/records/r_piemon:b0409b29-a511-4667-a4a4-3b15af266eae
[2] Fasce fluviali e aree inondabili vigenti
https://www.geoportale.piemonte.it/geonetwork/serv/api/records/r_piemon:tza75r3q-e895-ro47-8321-aee514ep931a
Aree RME - aree a rischio idrogeologico molto elevato
https://www.geoportale.piemonte.it/geonetwork/srv/ita/catalog.search#/metadata/r_piemon:9fbd0dba-9603-49ce-a290-da6612c92580
Arpa Piemonte - Banca Dati dei Processi Geologici (BDGeo100)
https://www.geoportale.piemonte.it/geonetwork/srv/ita/catalog.search#/metadata/arlpa_to:07-03-01_bdg-D_2025-04-10:16:20
[3] SIFOR e Geoportale Regione Piemonte
https://www.servizi.piemonte.it/srv/sifor/
https://www.geoportale.piemonte.it/geonetwork/srv/ita/catalog.search#/home
[4] Corinne Land Cover del 2018 e ISPRA
https://land.copernicus.eu/en/products/corine-land-cover/clc2018
https://www.isprambiente.gov.it/it/progetti/cartella-progetti-in-corso/suolo-e-territorio-1/cartografia-gravimetrica-digitale/i-prodotti
[5] Corinne Land Cover del 2018 e ISPRA
https://land.copernicus.eu/en/products/corine-land-cover/clc2018
https://www.isprambiente.gov.it/it/progetti/cartella-progetti-in-corso/suolo-e-territorio-1/cartografia-gravimetrica-digitale/i-prodotti

Segue Tabella 1. Elenco dei sotto-criteri considerati per ciascun criterio con la relativa descrizione e dettaglio

Criterio	Sotto-criterio	Descrizione	U.M.	Max/Min	Fonte
Consumo di suolo	Consumo di suolo[6]	Aree urbanizzate e infrastrutturali e aree reversibili	%	MIN	Corinne Land Cover del 2018
Forestale	Patrimonio forestale[7]	Misurazione della percentuale di aree boschive, suddivisa per categoria forestale	%	MAX	SIFOR e Carta Forestale 2016
	Qualità del bosco[8]	Alterazione antropica in base al tipo di foresta	Somma dei prodotti tra il valore qualitativo della tipologia forestale per ciascuna area e la relativa superficie territoriale, divisa per la superficie boschiva di ciascuna area.	MAX	SIFOR e Carta Forestale 2016

[6] Corinne Land Cover del 2018
https://land.copernicus.eu/en/products/corine-land-cover/clc2018
[7] SIFOR e Carta Forestale 2016
https://www.servizi.piemonte.it/srv/sifor/
https://www.geoportale.piemonte.it/geonetwork/srv/api/records/r_piemon:812c28a8-763b-4c74-81a3-c5fe1ed99c68
[8] SIFOR e Carta Forestale 2016
https://www.servizi.piemonte.it/srv/sifor/
https://www.geoportale.piemonte.it/geonetwork/srv/api/records/r_piemon:812c28a8-763b-4c74-81a3-c5fe1ed99c68

4.2. Elaborazione dei dati e normalizzazione

Una volta raccolti tutti i dati necessari alla realizzazione delle mappe relative ad ogni sotto-criterio per ciascun ambito di paesaggio, si è proceduto alla loro elaborazione mediante il software QGIS. I dati, importati in ambiente GIS, sono stati trattati secondo la metodologia di calcolo prevista per ciascun sotto-criterio e successivamente integrati con le geometrie dei diversi ambiti di paesaggio. In particolare, la Tabella 2 contiene la descrizione specifica per il calcolo di ciascun sotto-criterio, nonché la descrizione della procedura di normalizzazione. Ciascun sotto-criterio, in particolare, è stato riclassificato in classi qualitative: bassa, medio-bassa, media, medio-alta, alta, per rendere omogenei tutti i dati, ma tenendo conto della specificità di ciascuno.

Tabella 2. Calcolo e riclassificazione dei sotto-criteri

Sotto-criterio	Calcolo	Riclassificazione
Evenness	$H' = \sum P_K * \ln(P_K)$ Dove: H'= Diversità ecologica, indice di Shannon, P_k = Importanza relativa dell'elemento k, dato dal rapporto tra superficie delle patch e superficie di tutte le *patches* presenti nell'ambito. $P_K = \frac{(Sup.patches)}{(Sup.tot.patches)}$ $Eveness = \frac{H'}{\ln(n.patches)}$	Bassa: 0,00 – 0,30 Medio-bassa: 0,31 – 0,42 Media: 0,43 – 0,60 Alta: 0,61 – 0,76 Molto alta: 0,77 – 1,00

Segue Tabella 2. Calcolo e riclassificazione dei sotto-criteri

Sotto-criterio	Calcolo	Riclassificazione
Vulnerabilità	$\%Vul. = \frac{(mq\ area\ vulnerabile)}{(mq\ area\ ambito)} * 100$	Basso: 0% - 25% Medio basso: 26% - 45% Medio: 46% - 57% Medio alto: 58% - 69% Alto: 71% - 100%
Aree degradate	$\%\ Deg. = \frac{(mq\ aree\ degradate)}{(mq\ area\ ambito)} * 100$	Basso: 0% - 2,6% Medio basso: 2,61% - 6,5% Medio: 6,51% - 11,8% Medio alto: 11,81% - 18,8% Alto: 18,81% - 26,1%
Forma delle *patches*	$CPA = 0{,}282 * P/A^{1/2}$ Dove 0,282 k è un valore correttivo	Bassa: 1,91 – 2,06 (minor grado di naturalità) Medio-bassa: 2,06 – 2,18 Media: 2,18 – 2,37 Medio-alta: 2,37 – 2,55 Alta: 2,55 – 2,82
Frammentazione del paesaggio	Raggruppamento delle classi d'uso del suolo in funzione del grado di antropizzazione Classificazione della rete viaria in relazione all'importanza funzionale delle infrastrutture Determinazione del livello di frammentazione territoriale sulla base del tracciato delle infrastrutture	Nulla: Ambito NON attraversato da infrastrutture di trasporto Bassa: Infrastruttura di trasporto che attraversa soprattutto sup. artificiali Medio-bassa: Infrastruttura di trasporto che attraversa soprattutto sup. agricole intensive Media: Infrastruttura di trasporto che attraversa soprattutto sup. agricole estensive Medio-alta: Infrastruttura di trasporto che

Segue Tabella 2. Calcolo e riclassificazione dei sotto-criteri

Sotto-criterio	Calcolo	Riclassificazione
		attraversa soprattutto sup. Boscate e semi-naturali Alta: Infrastruttura di trasporto che attraversa soprattutto zone umidi e corpi idrici
Consumo di suolo	$\frac{Consumo\ di\ suolo\ complessivo = (C.S.C.\ irreversibile + C.S.\ reversibile)}{Sup.\ ambito}$	Basso: 0% - 2,0% Medio- basso: 2,1% - 5% Medio: 5,1% - 8% Medio-alto: 8,1% - 20% Alto: > 20%
Frammentazione del paesaggio	Raggruppamento delle classi d'uso del suolo in funzione del grado di antropizzazione Classificazione della rete viaria in relazione all'importanza funzionale delle infrastrutture Determinazione del livello di frammentazione territoriale sulla base del tracciato delle infrastrutture	Nulla: Ambito NON attraversato da infrastrutture di trasporto Bassa: Infrastruttura di trasporto che attraversa soprattutto sup. artificiali Medio-bassa: Infrastruttura di trasporto che attraversa soprattutto sup. agricole intensive Media: Infrastruttura di trasporto che attraversa soprattutto sup. agricole estensive Medio-alta: Infrastruttura di trasporto che attraversa soprattutto sup. Boscate e semi-naturali Alta: Infrastruttura di trasporto che attraversa soprattutto zone umidi e corpi idrici

Segue Tabella 2. Calcolo e riclassificazione dei sotto-criteri

Sotto-criterio	Calcolo	Riclassificazione
Patrimonio forestale	$Patr.fores. = \frac{Superficie\ forestale}{Superficie\ ambito\ di\ paesaggio}$	Basso: 0% - 10% Medio-basso: 10,1% - 20% Medio: 20,1% - 35% Medio-alto: 35,1% - 60% Alto: 60,1% - 100%
Qualità del bosco	$Rapporto\ tip.prev. = \frac{Superficie\ ambito}{Sup,foretsale\ tot.ambito}$ Identificazione delle classi di naturalità, selezionate tra quelle definite dalla Carta Forestale 2016. $Qualità = classe\ naturalità * rapp.tip.prev$	Basso: 0 - 0,022 Medio-basso: 0,022 – 0,036 Medio: 0,036 – 0,047 Medio-alto: 0,047 – 0,074 Alto: 0,074 – 0,335

Per comprendere i vari passaggi seguiti per la costruzione delle mappe dei singoli indicatori viene riportato a titolo esemplificativo il procedimento di sviluppo del sotto-criterio "Consumo di suolo".

L'indicatore valuta il consumo di suolo generato dalle attività antropiche presenti sul territorio, con l'obiettivo di misurare il livello di compromissione della risorsa suolo e di individuare gli ambiti di paesaggio maggiormente sottoposti a pressione, per i quali risultano necessarie specifiche misure di salvaguardia e contenimento. La Regione Piemonte (2015) distingue il consumo di suolo in base a diverse tipologie, ossia consumo di suolo da superficie infrastrutturata (CSI), consumo di suolo da superficie urbanizzata (CSU) ed altri tipi di consumo di suolo. Con quest'ultimo s'intende il suolo trasformato, a discapito di usi agricoli o naturali, per lo svolgimento di attività che ne modificano le caratteristiche senza tuttavia esercitare un'azione di impermeabilizzazione.

Per il calcolo del consumo di suolo le tipologie vengono raggruppate come segue:

- Consumo di suolo reversibile (CSR): somma degli "Altri tipi di consumo di suolo"
- Consumo di suolo irreversibile (CSCI): comprende il consumo derivante da superfici urbanizzate (CSU) e da superfici infrastrutturate (CSI)
- Consumo di suolo complessivo: consiste nella somma del "Consumo di suolo da superficie infrastrutturata", del "Consumo di suolo da superficie urbanizzata" e degli "Altri tipi di consumo di suolo". Quest'ultimo restituisce una misura complessiva del fenomeno (Figura 3).

Ai fini dell'elaborazione, sono state individuate e sommate le superfici corrispondenti alle categorie della Corine Land Cover 2018 riconducibili a trasformazioni urbane, infrastrutturali o a usi intensivi del suolo, includendo sia le tipologie reversibili sia quelle irreversibili. La Tabella 3 mostra in modo specifico quali classi sono state selezionate per ciascun tipo di consumo del suolo.

Tabella 3. Classi Corinne Land Cover 2018 selezionate

Codice	Descrizione	Consumo di suolo
1.1.1	Tessuto urbano continuo	Irreversibile
1.1.2	Tessuto urbano discontinuo	Irreversibile
1.2.1	Zone industriali o commerciali	Irreversibile
1.2.2	Reti stradali e ferroviarie e spazi associati	Irreversibile
1.2.4	Aree aeroportuali	Irreversibile
1.3.1	Aree di estrazione	Reversibile
1.3.2	Discariche	Reversibile
1.3.3	Cantieri minerari	Reversibile
1.4.1	Aree verdi artificiali, non agricole (spazi ricreativi)	Reversibile
1.4.2	Cantieri	Reversibile

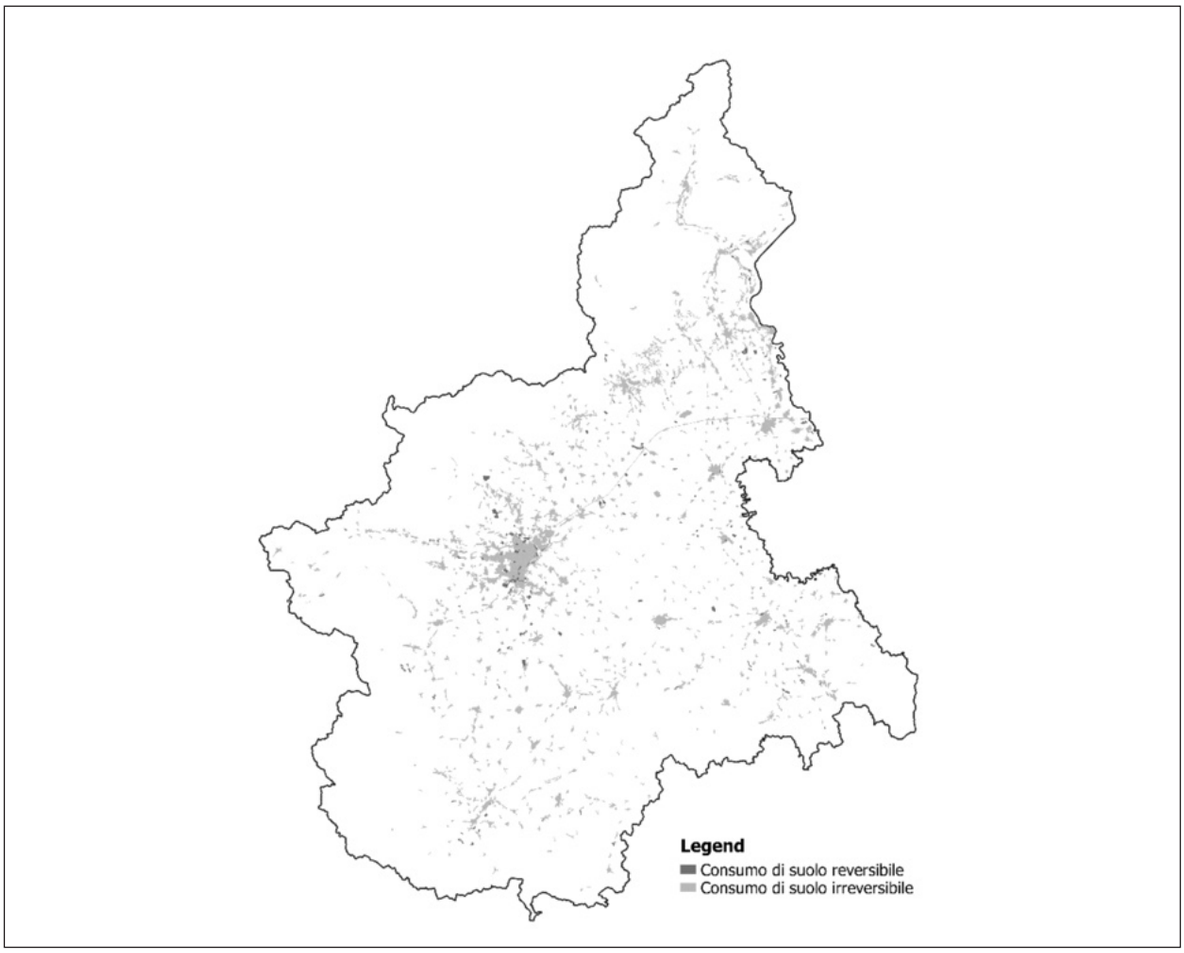


Figura 3. Consumo di suolo reversibile e irreversibile (Rielaborazione deli autori su base dati Corinne Land Cover, 2018).

Una volta identificate le superfici di interesse, è stato calcolato il loro rapporto rispetto all'estensione di ciascun ambito di paesaggio (Figura 4), ottenendo così un valore di consumo di suolo che consente il confronto tra ambiti con superfici differenti (Eq. 1).

$$CSC = \frac{CSCI + CSR}{Sup.\,Ambito} \tag{1}$$

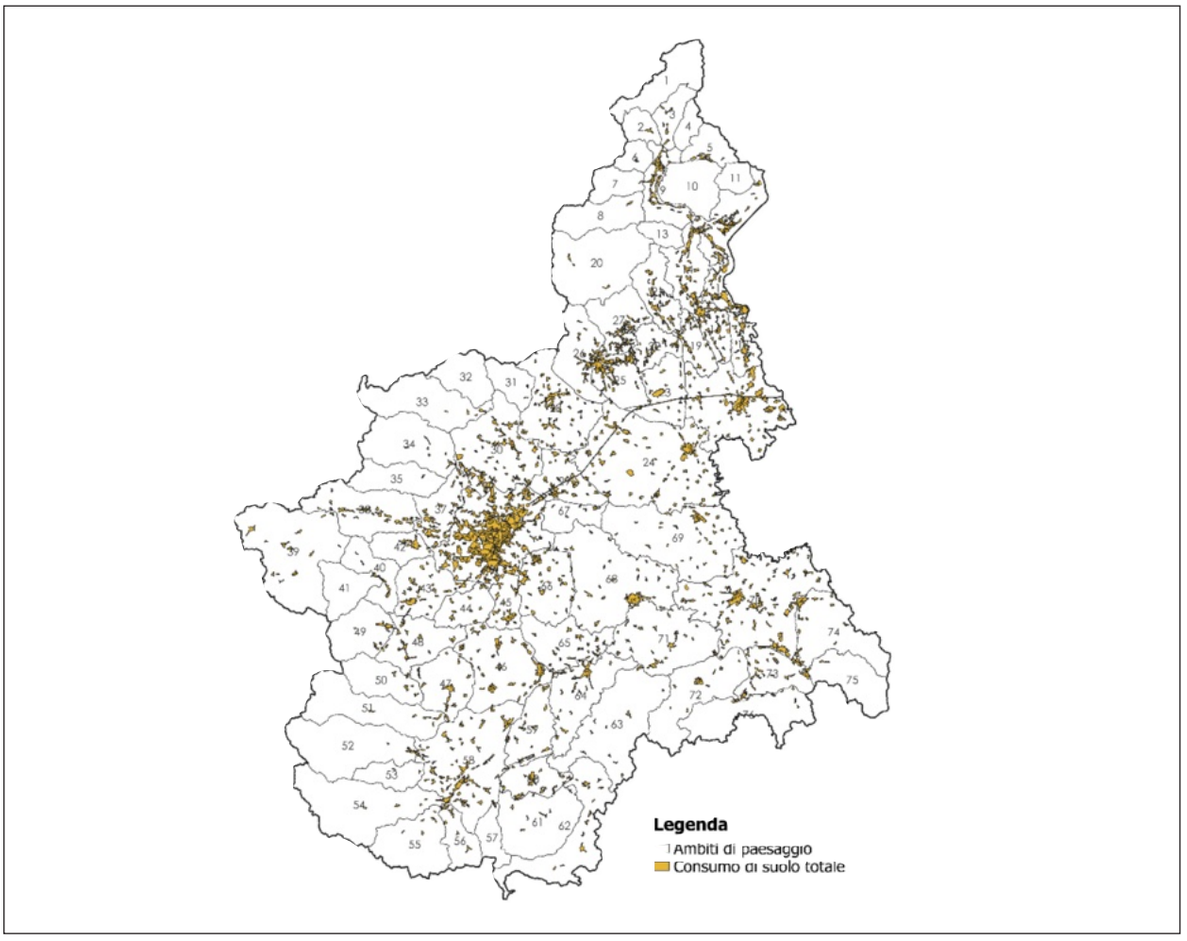


Figura 4. Consumo di suolo totale con ambiti di paesaggio (Rielaborazione deli autori su base dati Corinne Land Cover, 2018).

Successivamente è stata calcolata, per ciascun ambito di paesaggio, la percentuale di consumo di suolo in rapporto alla superficie totale. I valori ottenuti sono stati quindi classificati secondo le categorie individuate per l'analisi, consentendo la rappresentazione cartografica mediante una mappa semaforica univoca (Figura 10): le aree con maggiore incidenza di consumo di suolo sono visualizzate in rosso, mentre quelle caratterizzate da un minore livello di pressione risultano in verde. Alcuni esempi numerici a supporto della classificazione sono riportati in Tabella 4.

Tabella 4. Estratto tabella "Valori del consumo di suolo per ambito" (Elaborazione degli autori su dati relativi al consumo di suolo)

AMBITO	NOME	Are_Ha_amb	Area_Ha_CS	CSC_tot_%
34	Val d'Ala e Val Grande di Lanzo	40.298,724	334,252	0,80%
35	Val di Viu'	22.840,771	36,716	0,20%
36	Torinese	77.094,315	31.855,669	41,30%
37	Anfiteatro morenico di Rivoli e Avigliana	23.018,682	3.420,230	14,90%
38	Bassa val Susa	41.560,334	1.656,505	4,00%
39	Alte valli di Susa e Chisone	76.025,618	1.138,330	1,50%
40	Val Chisone	20.198,763	519,644	2,60%
41	Val Germanasca	20.347,207	447,809	2,20%
42	Val Sangone	14.696,802	812,142	5,50%
43	Pinerolese	28.660,022	2.207,282	7,70%
44	Piana tra Carignano e Vigone	17.492,868	781,569	4,50%
45	Po e Carmagnolese	14.925,872	3.365,562	22,50%
46	Piana tra Po e Stura di Demonte	51.927,081	4.761,110	9,20%
47	Saluzzese	29.069,683	1.416,928	4,90%
48	Piana tra Barge, Bagnolo e Cavour	29.056,842	1.378,875	4,70%
49	Val Pellice	27.217,886	695,491	2,60%
50	Valle Po e Monte Bracco	24.135,318	447,528	1,90%
51	Val Varaita	44.221,050	591,280	1,30%
52	Val Maira	53.136,705	704,200	1,30%
53	Val Grana	14.232,969	580,731	0,40%
54	Valle Stura	59.140,293	844,651	1,40%
55	Valle Gesso	35.985,989	520,795	1,40%
56	Val Vermenagna	15.640,161	681,154	4,40%
57	Val Pesio	11.790,933	246,931	2,10%
58	Pianura e colli cuneesi	76.944,037	6.980,847	9,10%
59	Pianalto della Stura di Demonte	26.047,847	1.212,297	4,70%
60	Monregalese	18.599,229	1.673,491	9,00%
61	Valli monregalesi	44.126,600	594,791	1,30%
62	Alta valle Tanaro e Cebano	49.412,447	1.011,439	2,00%
63	Alte Langhe	63.126,548	457,628	0,70%
64	Basse Langhe	38.378,018	1.982,681	5,20%
65	Roero	31.742,356	2.370,055	7,50%
66	Chierese e altopiano di Poirino	34.255,035	4.235,662	12,40%
67	Colline del Po	14.788,756	420,165	2,80%
68	Astigiano	74.668,595	2.828,421	3,80%

Il processo adottato per la costruzione delle mappe descritto in dettaglio in precedenza per il sotto-criterio consumo di suolo è stato sviluppato per ognuno dei sotto-criteri individuati. In generale, tale procedura prevede la raccolta dei dati necessari alla definizione dell'indicatore, seguita dalla loro elaborazione e spazializzazione. A partire dalle informazioni così ottenute, viene quindi calcolato l'indicatore e successivamente sviluppata la mappa corrispondente.

Di seguito sono presentate le mappe tematictematiche elaborate per ciascun indicatore (sottocriterio).

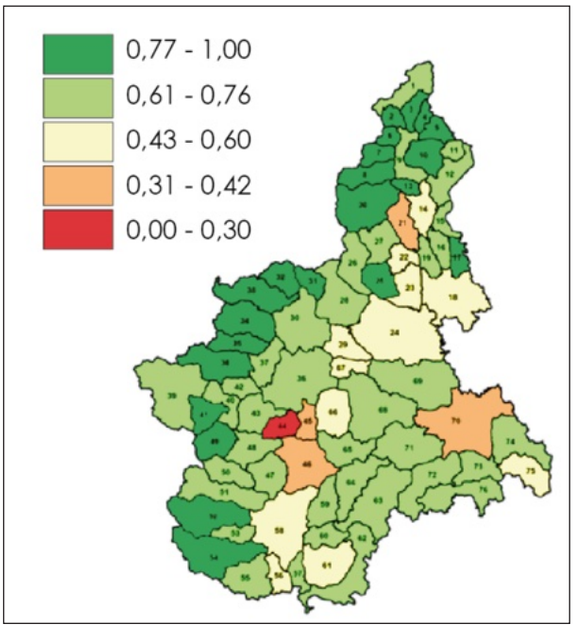


Figura 5. *Evenness.*

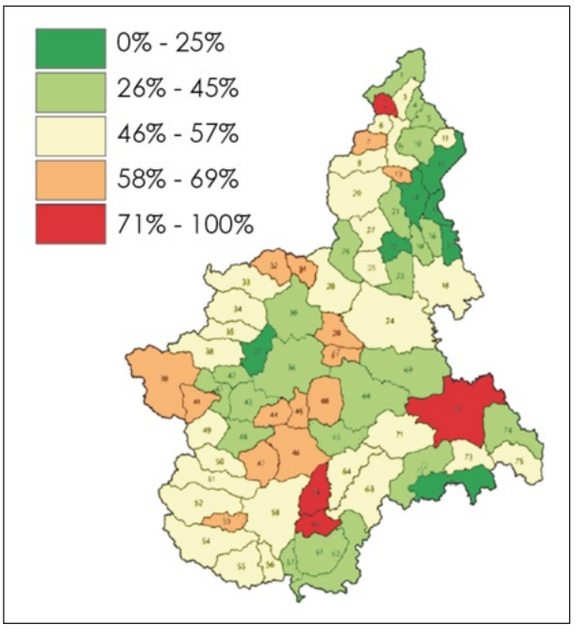


Figura 6. Vulnerabilità.

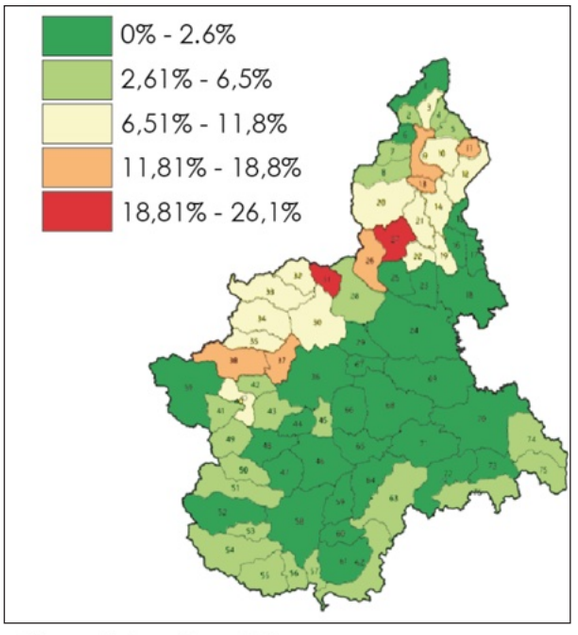


Figura 7. Aree degradate.

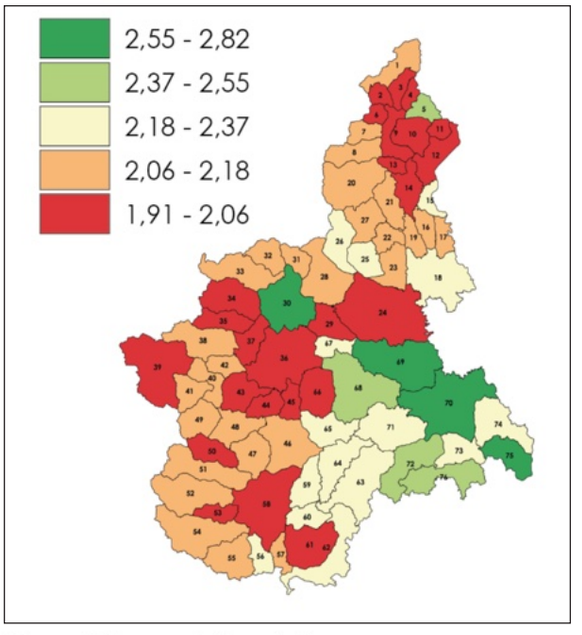


Figura 8. Forma delle *patches.*

Mappa Evenness

Come si può osservare in Figura 5, l'indicatore che misura la diversità ecologica, ovvero la ricchezza di biotopi nel mosaico ambientale, risulta elevato nella maggior parte degli ambiti paesaggistici. Questo suggerisce una buona complessità ecologica e una varietà di habitat significativa, elementi che sono fondamentali per la biodiversità e il valore ecologico del territorio.

Tuttavia, nell'ambito 44 (Piana tra Carignano e Vigone), i valori dell'indicatore sono molto bassi, indicando una scarsa diversità di biotopi, probabile sinonimo della predominanza di territorio principalmente rurale, nello specifico seminativo, intensamente sfruttato dall'uomo (Regione Piemonte, 2017)

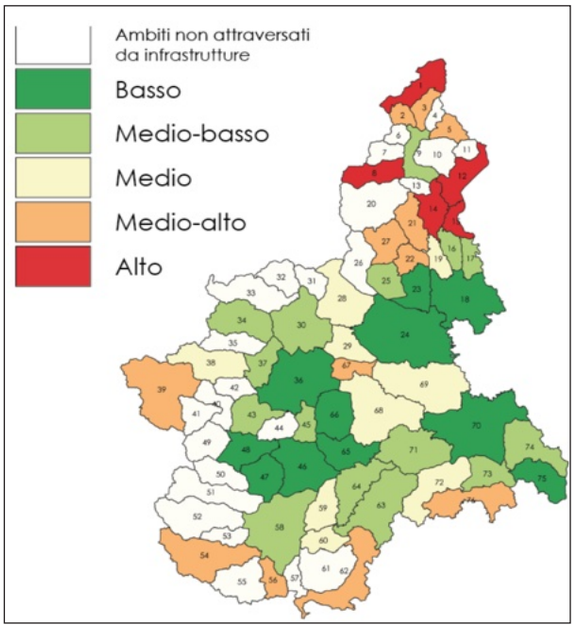


Figura 9. Frammentazione del paesaggio.

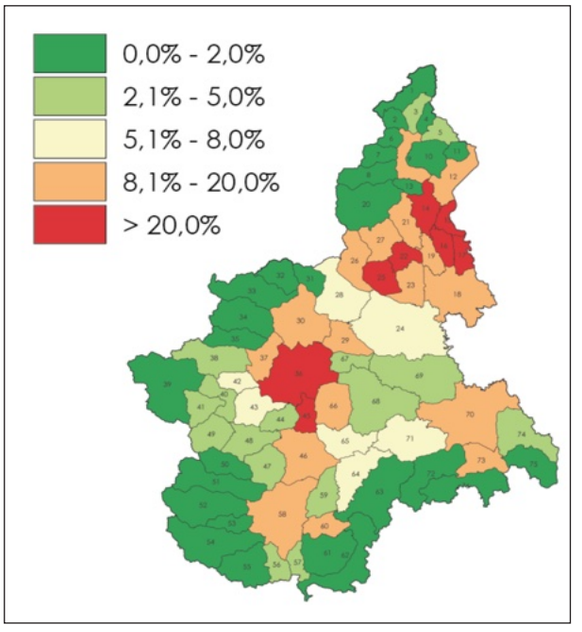


Figura 10. Consumo di suolo.

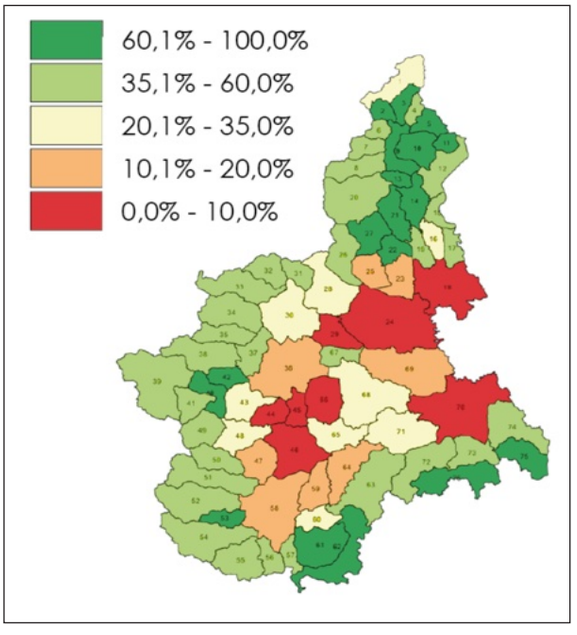


Figura 11. Patrimonio forestale.

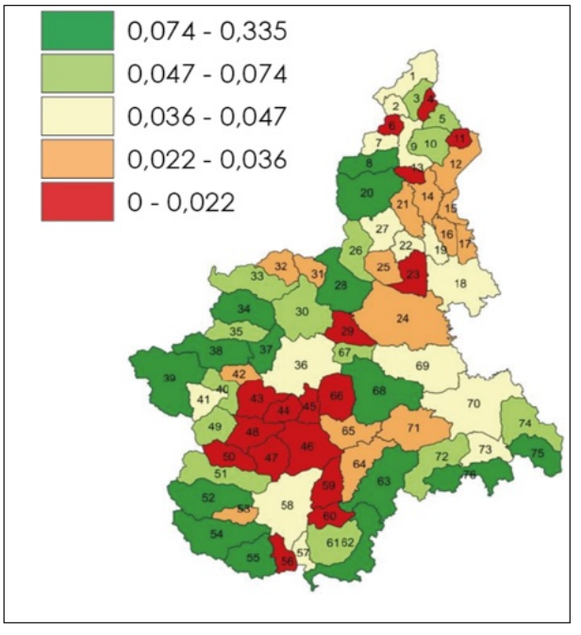


Figura 12. Qualità del bosco.

Mappa vulnerabilità

La mappa del sotto-criterio relativo alla vulnerabilità, come mostrato in Figura 6, evidenzia un'ampia variabilità di valori. Nelle aree montane l'indicatore assume valori medi, riflettendo una minore stabilità del territorio, tipica dei contesti soggetti a eventi naturali ricorrenti. Al contrario, negli ambiti maggiormente urbanizzati, come l'area torinese, o in quelli limitrofi alla Lombardia, come l'ambito del Lago d'Orta, si osservano valori più elevati, indicativi di una minore vulnerabilità complessiva.

Mappa aree degradate

L'indicatore relativo alle aree degradate (Figura 7) presenta in generale valori positivi nella maggior parte degli ambiti di paesaggio. Analogamente a quanto osservato per il caso precedente, le performance meno favorevoli si riscontrano negli ambiti più prossimi alle aree montane, in particolare negli ambiti 31 (Valchiusella) e 27 (Prealpi biellesi e alta Valle Sessera). Ciò indica la presenza di aree degradate, le quali riflettono, soprattutto in riferimento all'ambito 31, non solo le pressioni antropiche, ma anche, vista la presenza del fiume Chiusella, la varietà di attività estrattive, elementi storici caratterizzanti dell'ambito.

Mappa forma delle patches

L'indicatore relativo alla forma delle *patches* (Figura 8) mostra, diversamente dai casi precedentemente analizzati, valori generalmente bassi. Ciò indica un valore ridotto della *Corrected Perimeter Area* (CPA), corrispondente a forme meno naturali e maggiormente lineari. Valori così contenuti riflettono una scarsa naturalità morfologica delle macchie territoriali, probabilmente dovuta a una marcata pressione antropica.

Non a caso, gli ambiti più critici risultano essere quelli prossimi al capoluogo regionale o, più in generale, alle aree maggiormente antropizzate.

Mappa frammentazione del paesaggio

La mappa risultante dal calcolo della frammentazione del paesaggio (Figura 9) mostra, nella maggior parte dei casi, risultati positivi. Va innanzitutto sottolineato che molti ambiti non sono stati inclusi nel calcolo; ciò può essere interpretato come un indicatore favorevole, poiché la frammentazione si riferisce alla presenza di infrastrutture che interrompono la continuità degli habitat. Negli ambiti considerati, i valori risultano generalmente buoni, ad eccezione della zona settentrionale della regione, nello specifico gli ambiti 1 (Alpe Veglia – Devero - Formazza), 8 (Valle Anzasca), 12 (Fascia costiera Nord del Lago Maggiore), 14 (Lago d'Orta) e 15 (Fascia costiera Sud del lago Maggiore), suggerendo un'elevata continuità tra i diversi ecosistemi, fattore che contribuisce significativamente alla qualità complessiva del paesaggio. Al contrario, nei cinque ambiti con valori molto elevati, la presenza diffusa di infrastrutture determina una marcata frammentazione, riducendo la continuità degli habitat e degli ecosistemi in tali aree.

Mappa consumo di suolo

La mappa del consumo di suolo (Figura 10) mostra una distribuzione dei valori molto simile a quella dei sotto-criteri legati alla naturalità. Nonostante siano presenti diverse aree con valori molto bassi di consumo di suolo, indicativi di buona qualità del paesaggio e spesso localizzate nelle zone montane, la maggior parte del territorio presenta valori da medi a bassi.

I livelli più critici si riscontrano negli ambiti maggiormente urbanizzati, come l'area torinese e il novarese, dove il consumo di suolo riflette una maggiore pressione antropica e una minore qualità paesaggistica.

Mappa patrimonio forestale

Il patrimonio forestale (Figura 11) presenta, in generale, una buona copertura sulla maggior parte del territorio regionale. Analogamente ad alcuni degli indicatori precedentemente analizzati e in parte correlati all'attività antropica, la presenza di boschi tende a diminuire avvicinandosi alle aree urbane e ai centri abitati. Tuttavia, in questo caso specifico è interessante notare che l'area torinese, precedentemente caratterizzata da elevata pressione antropica e valori bassi degli indicatori di qualità del paesaggio, non rientra tra le aree con i valori più bassi. Ancora più significativo è il caso del novarese, che in precedenti analisi mostrava valori bassi simili al torinese, ma che nel presente indicatore evidenzia un'alta dotazione di boschi, suggerendo una buona presenza di copertura forestale nonostante la pressione antropica.

Mappa qualità del bosco

In relazione alla presenza di boschi, l'indicatore che ne valuta la qualità (Figura 12) evidenzia come, in alcune aree con buona copertura forestale, la qualità delle formazioni arboree non sia ottimale. L'indicatore, analizzando le tipologie forestali presenti sul territorio regionale, mostra come la qualità paesaggistica non dipenda esclusivamente dalla quantità di bosco, ma sia strettamente correlata anche alla qualità e alla composizione delle specie arboree.

4.3. Normalizzazione

Una volta calcolato il valore di ciascun sotto-criterio a scala di ambito ed elaborate le singole mappe, si è proceduto alla normalizzazione dei sotto-criteri con il fine di ottenere valori univoci per la creazione della mappa finale di idoneità. In questa fase, i vari criteri sono stati massimizzati (Eq. 2) o minimizzati (Eq. 3), nello specifico i sotto criteri massimizzati sono quelli che migliorano la qualità del paesaggio, mentre i sotto criteri minimizzati sono quelli che influenzano negativamente la qualità del paesaggio. Le formule utilizzate sono rispettivamente:

- Massimizzazione

$$Z_i^+ = \frac{x - (x_{min})}{(x_{max} - x_{min})} \tag{2}$$

- Minimizzazione

$$Z_i^- = \frac{x - (x_{max})}{(x_{min} - x_{max})} \tag{3}$$

A titolo esemplificativo vengono riportati i valori normalizzati dell'indicatore di consumo di suolo, il quale è stato minimizzato. Come mostrato in Tabella 5, il valore massimo osservato (41,30%) rappresenta la condizione meno favorevole e, a seguito della normalizzazione, assume valore pari a 0. Al contrario, il valore minimo (0,20%) corrisponde alla situazione più favorevole e, una volta normalizzato, assume valore pari a 1 (Tabella 6). Tale procedura consente di rendere confrontabili gli ambiti di paesaggio all'interno di un'unica scala interpretativa.

Tabella 5. Estratto della tabella di sintesi ordinata rispetto alle percentuali minime e massime del consumo di suolo

AMBITO	NOME	Are_Ha_amb	Area_Ha_CS	CSC_tot_%
35	Val di Viu'	22.840,771	36,716	0,20%
7	Valle Antrona	14.153,350	47,688	0,30%
8	Valle Anzasca	25.218,136	86,405	0,30%
10	Val Grande	25.811,649	73,374	0,30%
20	Alta Valsesia	56.048,405	201,162	0,40%
31	Val Chiusella	14.903,312	56,412	0,40%
53	Val Grana	14.232,969	580,731	0,40%
22	Colline di Curino e coste della Sesia	15.047,494	3.310,348	22,00%
45	Po e Carmagnolese	14.925,872	3.365,562	22,50%
14	Lago d' Orta	23.983,622	5.476,321	22,80%
16	Alta pianura novarese	14.625,019	4.782,022	32,70%
25	Baraggia tra Biella e Cossato	22.428,491	7.734,390	34,50%
15	Fascia costiera Sud del lago Maggiore	11.850,559	4.128,449	34,80%
17	Alta Valle del Ticino	13.844,675	5.339,658	38,60%
36	Torinese	77.094,315	31.855,669	41,30%

Tabella 6. Valori normalizzati degli indicatori per ogni ambito di paesaggio

Ambito	Nome	Diversità ecologica	Rischio		Naturalità		Consumo di suolo	Forestale	
		Eveness	Vulnerabilità	Aree degradate	Forma delle patches	Frammentazione del paesaggio	Consumo di suolo	Patrimonio forestale	Qualità del bosco
1	Alpe Veglia - Devero - Formazza	0,75	0,56	1,00	0,19	0,00	0,99	0,25	0,11
2	Valle Divedro	0,91	0,23	0,81	0,11	0,20	0,97	0,77	0,14
3	Valle Antigorio	0,90	0,50	0,58	0,11	0,20	0,89	0,86	0,19
4	Valle Isorno	0,94	0,62	0,85	0,13	1,00	1,00	0,64	0,05
5	Val Vigezzo	0,91	0,68	0,77	0,70	0,20	0,92	0,85	0,21
6	Valle Bognanco	0,90	0,45	0,92	0,12	1,00	0,99	0,72	0,07
7	Valle Antrona	0,95	0,31	0,77	0,22	1,00	1,00	0,52	0,14
8	Valle Anzasca	0,99	0,44	0,89	0,25	0,00	1,00	0,61	0,30
9	Valle Ossola	0,81	0,44	0,54	0,07	0,60	0,66	0,78	0,13
10	Val Grande	0,86	0,68	0,58	0,04	1,00	1,00	0,95	0,19
11	Valle Cannobina	0,71	0,51	0,31	0,10	1,00	0,96	1,00	0,06
12	Fascia costiera Nord del Lago Maggiore	0,59	0,87	0,69	0,03	0,00	0,67	0,61	0,08
13	Valle Strona	0,84	0,35	0,27	0,15	1,00	0,97	0,81	0,05
14	Lago d' Orta	0,45	0,86	0,69	0,11	0,00	0,45	0,86	0,11
15	Fascia costiera Sud del lago Maggiore	0,71	1,00	0,96	0,35	0,00	0,16	0,53	0,07
16	Alta pianura novarese	0,77	0,78	0,96	0,19	0,60	0,21	0,39	0,10
17	Alta Valle del Ticino	0,83	0,83	0,92	0,26	0,60	0,07	0,45	0,11
18	Pianura novarese	0,39	0,53	1,00	0,39	0,80	0,73	0,07	0,11
19	Colline novaresi	0,78	0,73	0,65	0,30	0,40	0,69	0,59	0,11
20	Alta Valsesia	0,95	0,41	0,65	0,19	1,00	1,00	0,65	0,51
21	Bassa Valsesia	0,29	0,73	0,69	0,28	0,20	0,79	0,99	0,09
22	Colline di Curino e coste della Sesia	0,46	0,83	0,58	0,26	0,20	0,47	0,87	0,13
23	Baraggia tra Cossato e Gattinara	0,34	0,65	0,96	0,20	0,80	0,80	0,13	0,06
24	Pianura vercellese	0,35	0,51	0,96	0,15	0,80	0,84	0,05	0,10
25	Baraggia tra Biella e Cossato	0,84	0,44	0,89	0,34	0,60	0,17	0,21	0,08
26	Valli Cervo, Oropa e Elvo	0,77	0,59	0,42	0,43	1,00	0,73	0,64	0,17
27	Prealpi biellesi e alta valle Sessera	0,65	0,46	0,19	0,26	0,20	0,66	0,89	0,12
28	Eporediese	0,73	0,45	0,81	0,22	0,40	0,84	0,41	0,24
29	Chivassese	0,55	0,32	0,96	0,11	0,40	0,65	0,12	0,06
30	Basso Canavese	0,77	0,77	0,69	0,82	0,60	0,78	0,41	0,19
31	Val Chiusella	0,85	0,35	0,00	0,25	1,00	1,00	0,48	0,08
32	Valle Soana	0,92	0,39	0,73	0,24	1,00	0,99	0,48	0,10
33	Valle Orco	0,88	0,53	0,54	0,28	1,00	0,99	0,46	0,18
34	Val d'Ala e Val Grande di Lanzo	0,92	0,49	0,65	0,17	0,60	0,99	0,56	0,23
35	Val di Viu'	0,84	0,51	0,73	0,12	1,00	1,00	0,51	0,16
36	Torinese	0,77	0,69	0,96	0,11	0,80	0,00	0,18	0,14
37	Anfiteatro morenico di Rivoli e Avigliana	0,82	0,95	0,46	0,07	0,60	0,64	0,67	0,23
38	Bassa val Susa	0,85	0,49	0,39	0,18	0,40	0,91	0,67	0,27
39	Alte valli di Susa e Chisone	0,71	0,28	0,96	0,14	0,20	0,97	0,50	0,64
40	Val Chisone	0,78	0,58	0,62	0,29	1,00	0,94	0,85	0,16
41	Val Germanasca	0,93	0,36	0,85	0,19	1,00	0,95	0,65	0,12
42	Val Sangone	0,78	0,76	0,81	0,29	1,00	0,87	0,77	0,08
43	Pinerolese	0,59	0,74	0,77	0,11	0,60	0,82	0,33	0,05
44	Piana tra Carignano e Vigone	0,01	0,35	1,00	0,03	1,00	0,90	0,00	0,00
45	Po e Carmagnolese	0,22	0,27	0,89	0,04	0,60	0,46	0,03	0,02
46	Piana tra Po e Stura di Demonte	0,19	0,40	1,00	0,21	0,80	0,78	0,03	0,05
47	Saluzzese	0,77	0,37	0,96	0,29	0,80	0,89	0,17	0,03
48	Piana tra Barge, Bagnolo e Cavour	0,67	0,77	0,92	0,22	0,80	0,89	0,28	0,05
49	Val Pellice	0,88	0,49	0,81	0,21	1,00	0,94	0,63	0,15
50	Valle Po e Monte Bracco	0,70	0,53	0,81	0,17	1,00	0,96	0,57	0,07
51	Val Varaita	0,83	0,51	0,73	0,26	1,00	0,97	0,63	0,22
52	Val Maira	0,93	0,42	0,92	0,18	1,00	0,97	0,58	0,45
53	Val Grana	0,80	0,36	0,81	0,13	1,00	1,00	0,80	0,08
54	Valle Stura	0,84	0,50	0,89	0,22	0,20	0,97	0,48	0,33
55	Valle Gesso	0,67	0,49	0,81	0,25	1,00	0,97	0,46	0,23
56	Val Vermenagna	0,57	0,41	0,85	0,40	0,20	0,90	0,73	0,06
57	Val Pesio	0,74	0,59	0,81	0,29	1,00	0,95	0,64	0,12
58	Pianura e colli cuneesi	0,49	0,47	0,96	0,10	0,60	0,78	0,18	0,12
59	Pianalto della Stura di Demonte	0,61	0,01	0,96	0,45	0,40	0,89	0,15	0,05
60	Monregalese	0,82	0,23	0,92	0,40	0,40	0,79	0,27	0,05
61	Valli monregalesi	0,52	0,81	0,92	0,14	1,00	0,97	0,85	0,15
62	Alta valle Tanaro e Cebano	0,71	0,73	0,89	0,50	0,20	0,96	0,82	0,41
63	Alte Langhe	0,74	0,47	0,85	0,43	0,60	0,99	0,60	0,36
64	Basse Langhe	0,77	0,49	0,96	0,45	0,60	0,88	0,22	0,07
65	Roero	0,76	0,77	0,92	0,37	0,80	0,82	0,35	0,10
66	Chierese e altopiano di Poirino	0,36	0,32	1,00	0,00	0,80	0,70	0,06	0,02
67	Colline del Po	0,56	0,27	0,96	0,40	0,20	0,94	0,62	0,15
68	Astigiano	0,67	0,69	0,92	0,58	0,40	0,91	0,41	0,25
69	Monferrato e piana casalese	0,63	0,58	0,92	0,81	0,40	0,92	0,20	0,12
70	Piana alessandrina	0,20	0,00	0,96	0,97	0,80	0,81	0,05	0,13
71	Monferrato astigiano	0,67	0,44	0,96	0,51	0,60	0,85	0,25	0,10
72	Acquese e valle Bormida di Spigno	0,71	0,69	0,92	0,60	0,40	0,97	0,50	0,22
73	Ovadese e Novese	0,79	0,49	0,96	0,36	0,60	0,67	0,45	0,14
74	Tortonese	0,64	0,63	0,89	0,44	0,60	0,91	0,52	0,21
75	Val Borbera	0,40	0,50	0,85	1,00	0,80	0,99	0,92	0,34
76	Alte valli appenniniche	0,61	0,99	0,89	0,69	0,20	0,97	0,94	1,00

4.4. Processo di pesatura

Per attribuire una priorità ai diversi criteri e sottocriteri, prima della sovrapposizione delle singole mappe in ambiente GIS, è stato necessario effettuare un processo di pesatura. Tale procedura è stata condotta dai valutatori, che hanno attribuito i pesi sulla base di una valutazione tecnico-specialistica dell'importanza relativa di ciascuno in relazione all'obiettivo dell'analisi.

Il metodo adottato per la definizione dei pesi si basa sulla scala di Saaty (Saaty, 1980), che prevede il confronto di tutte le coppie di criteri e sotto-criteri rispetto all'elemento posto al livello superiore della gerarchia (Figura 13).

È stata inoltre verificata la coerenza interna delle valutazioni, assicurando che il valore dell'indice di inconsistenza risultasse sempre inferiore a 0,1. Il software utilizzato per effettuare il processo di pesatura e verifica di coerenza è SuperDecision.

Al termine del processo di pesatura è stata attribuita una maggiore importanza ai criteri relativi al consumo di suolo e alla naturalità, ritenendo che essi abbiano un impatto maggiore in relazione all'obiettivo del lavoro, ossia rispetto al miglioramento della qualità del paesaggio. Nello specifico, i due criteri appena citati sono stati valutati attribuendo loro la stessa importanza, poiché si tratta di criteri strettamente correlati e che influenzano in modo significativo la qualità del paesaggio. Infatti, un aumento del consumo di suolo tende a ridurre la qualità paesaggistica, mentre una maggiore naturalità — intesa come minore frammentazione o forma delle patch più irregolare — può indicare una qualità superiore, in quanto il paesaggio mantiene le caratteristiche originarie, senza alterazioni antropiche significative. Successivamente, è stata valutata la diversità ecologica, alla quale è stata attribuita un'importanza intermedia, poiché, nonostante rifletta la varietà di ecosistemi e habitat presenti sul territorio, costituisce un indicatore indiretto della qualità del paesaggio, risultando influenzata anche da altri fattori, come la frammentazione, la naturalità e l'uso del suolo. I criteri invece valutati con un'importanza minore rispetto alla qualità del paesaggio sono quello forestale e il rischio. Il criterio forestale, infatti, fornisce informazioni utili sulla struttura e l'estensione delle aree boscate ma potrebbe essere considerato parte del criterio naturalità; mentre, il criterio rischio, legato a fenomeni di degrado o vulnerabilità territoriale, assume un ruolo più funzionale e gestionale che propriamente paesaggistico (Figura 14).

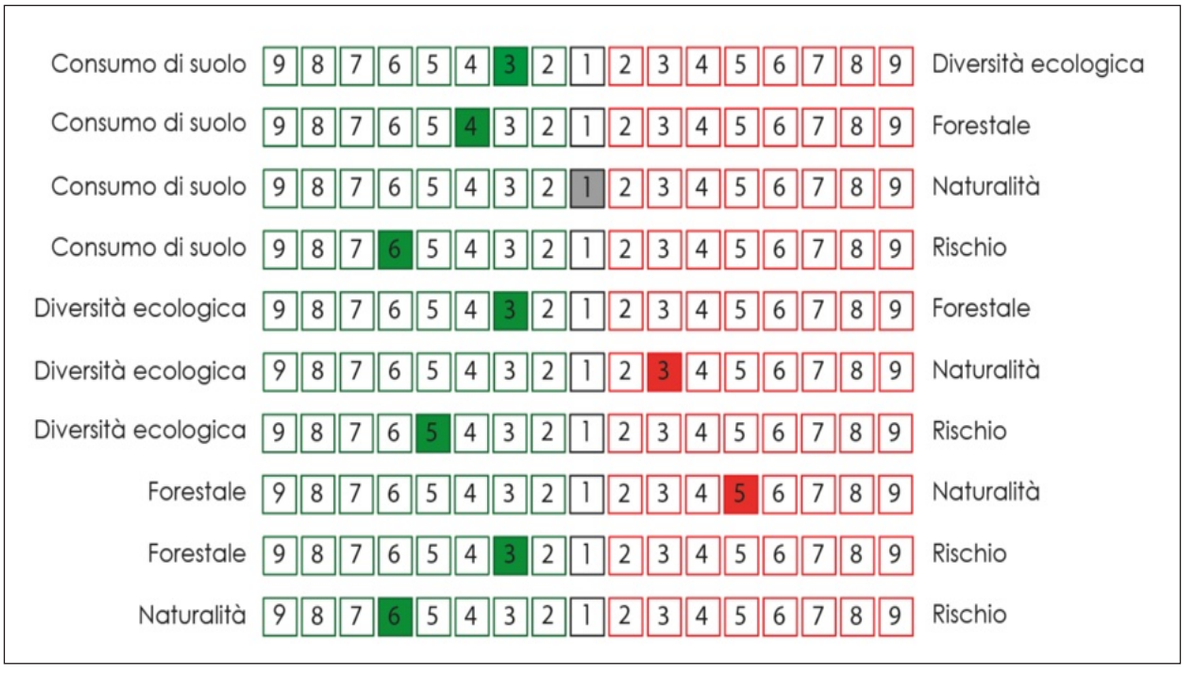


Figura 13. Confronto a coppie per il livello dei criteri rispetto all'obiettivo di valutazione.



Figura 14. Pesatura dei criteri

Come è possibile osservare dall'albero dei valori, alcuni criteri comprendono al loro interno più di un sotto-criterio; per tale motivo è stato necessario attribuire un peso relativo anche a questi ultimi.

Nel caso del criterio "Rischio", il confronto è stato effettuato tra i sotto-criteri Aree degradate e Vulnerabilità (Figura 15). L'importanza maggiore è stata assegnata alle Aree degradate, poiché rappresentano zone caratterizzate da alterazioni di origine naturale o antropica che possono incidere in modo significativo sui fattori di rischio paesaggistico. La Vulnerabilità, invece, non è stata considerata particolarmente influente rispetto al criterio di riferimento.

Per il criterio "Naturalità", che include i sotto-criteri Forma delle *patches* e Frammentazione (Figura 16), è stata attribuita una maggiore importanza alla Frammentazione del paesaggio, ritenuta un indicatore più mirato rispetto al criterio di riferimento in quanto misura gli impatti diretti sulla biodiversità derivanti dalla presenza di infrastrutture.

Infine, il criterio "Forestale" comprende i sotto-criteri Patrimonio forestale e Qualità del bosco (Figura 17). In questo caso, è stato assegnato un peso maggiore alla Qualità del bosco, poiché tale parametro è in grado di includere e rappresentare anche gli aspetti legati al Patrimonio forestale, che descrive la composizione e l'estensione delle aree boscate.

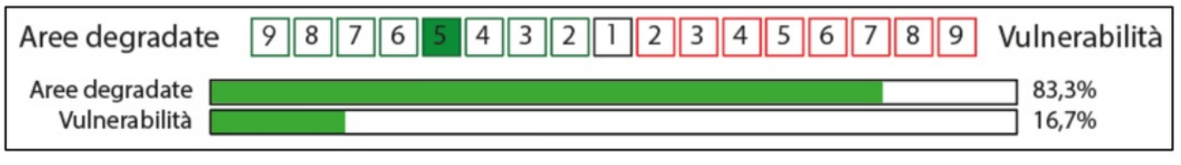


Figura 15. Pesatura sotto-criteri in "Rischio".

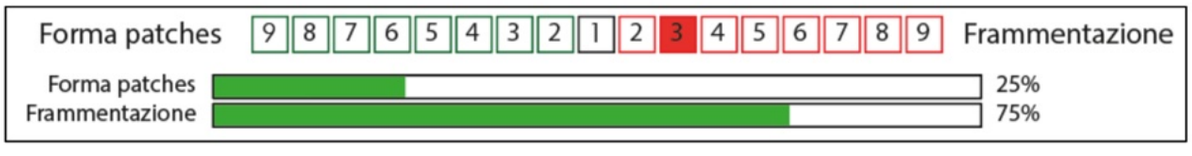


Figura 16. Pesatura sotto-criteri in "Naturalità".

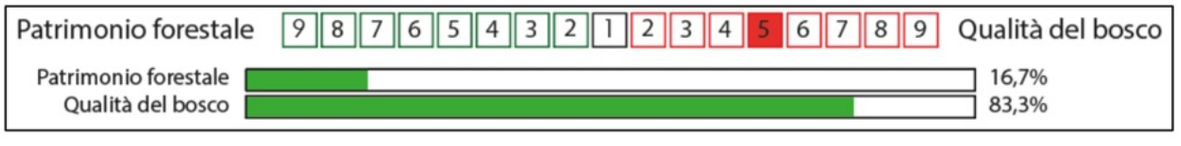


Figura 17. Pesatura sotto-criteri in "Forestale".

4.5. Mappe finali di idoneità e analisi di sensitività

I pesi illustrati in precedenza sono stati utilizzati per costruire uno scenario pesato, nel quale le mappe dei vari criteri e sotto-criteri sono state aggregate tenendo conto dei valori specifici at-

tribuiti dagli esperti. Tale scenario è stato confrontato con uno scenario neutrale, ottenuto senza applicare alcuna pesatura e caratterizzato da una semplice sovrapposizione delle mappe, assegnando a ciascun criterio la medesima importanza (Figura 18).

Il confronto tra i due scenari mostra che lo scenario pesato presenta, in numerosi ambiti paesaggistici, livelli di qualità del paesaggio più elevati rispetto allo scenario neutrale. Tale risultato evidenzia l'influenza significativa dei criteri considerati prioritari dagli analisti — come il consumo di suolo e la naturalità — sull'output finale. L'attribuzione di pesi, infatti, oltre a riflettere le preferenze espresse nel processo decisionale, rende evidente quali caratteristiche si intende privilegiare nella valutazione, influenzando in maniera diretta le mappe finali di qualità del paesaggio. In questo senso, se i criteri ritenuti prioritari dagli esperti avessero riguardato aspetti con minore incidenza sull'attuale qualità del paesaggio, il risultato dell'analisi sarebbe stato sensibilmente diverso.

Al contempo, il confronto tra lo scenario pesato e quello neutrale sottolinea l'importanza di sviluppare scenari alternativi per analizzare la sensibilità del modello: osservare come la qualità del paesaggio vari al mutare delle pesature consente infatti di ottenere una comprensione più solida e completa del sistema territoriale analizzato.

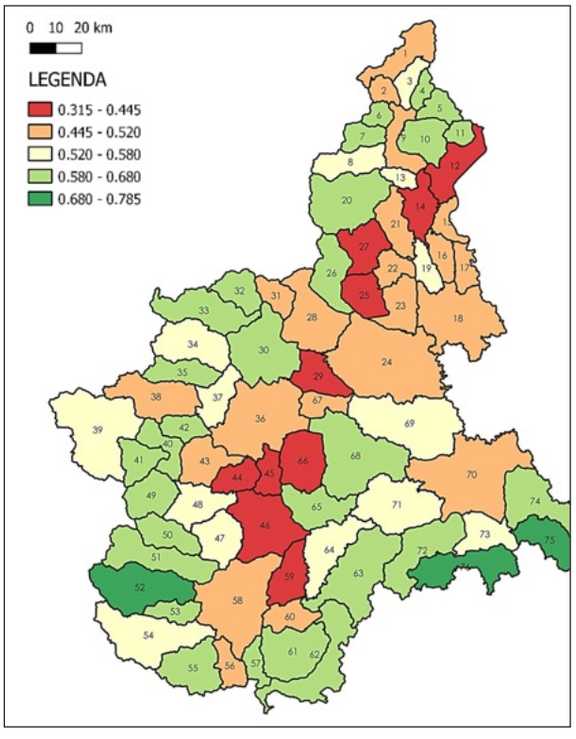


Figura 18. Scenario non pesato.

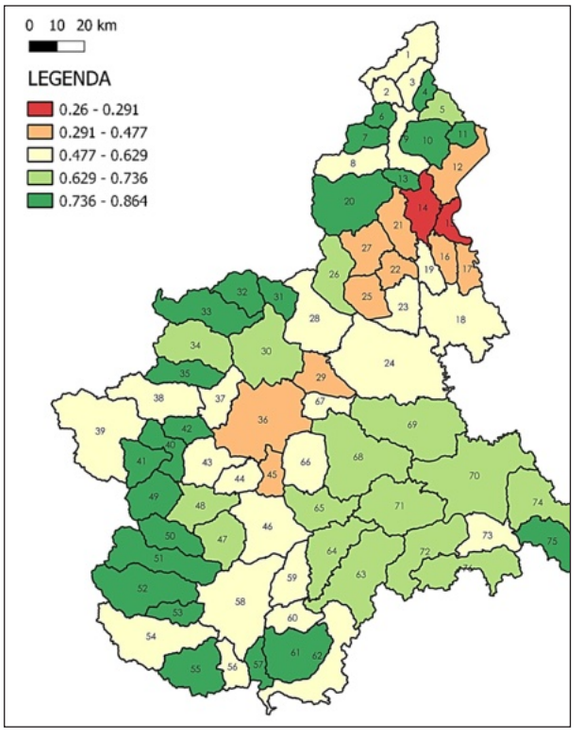


Figura 19. Scenario pesato.

5. Conclusioni

Il lavoro svolto ha esaminato un approccio integrato a supporto della valutazione strategica del paesaggio, basato sulla combinazione tra GIS e AMC. Questa integrazione ha consentito di produrre un indice composito di qualità paesaggistica e un insieme di mappe sintetiche utili a monitorare nel tempo le trasformazioni del paesaggio e facilitare la comunicazione tra i diversi attori coinvolti nel processo decisionale. L'indice sintetico rappresenta pertanto uno strumento in grado di agevolare la comprensione di un sistema complesso quale il paesaggio, fornendo risultati (mappe tematiche) facilmente leggibili e confrontabili, capaci di guidare le scelte decisionali.

L'approccio integrato proposto risulta particolarmente efficace nel supportare la fase in itinere della Valutazione Ambientale Strategica (VAS), fornendo un quadro dinamico e spazialmente esplicito per la valutazione degli effetti delle azioni di piano sulla qualità del paesaggio.

La metodologia presenta inoltre un'elevata trasferibilità: può essere applicata ad altre regioni italiane, poiché l'insieme dei criteri è stato definito in coerenza con i principi e le strutture dei diversi Piani Paesaggistici Regionali. Allo stesso modo, la procedura può essere adattata a differenti scale geografiche e contesti territoriali, variando opportunamente il sistema di pesatura o modificando alcuni criteri per rispecchiare le specificità locali e la disponibilità dei dati. Tale flessibilità rafforza l'utilità pratica dell'indice composito, che può essere calibrato in base all'obiettivo del lavoro, alle dimensioni considerate e alle preferenze degli stakeholders.

Tra i limiti della ricerca emerge la disponibilità e l'aggiornamento dei dati utilizzati per la costruzione di alcuni indicatori e mappe tematiche. La qualità e la coerenza temporale delle informazioni restano infatti aspetti fondamentali per garantire la solidità dei risultati.

Le prospettive future dello studio riguarderanno l'ampliamento della dimensione partecipativa del processo di valutazione, attraverso il coinvolgimento di un numero maggiore di stakeholders nella fase di pesatura. Inoltre, si prevede di lavorare all'identificazione delle aree prioritarie per la conservazione, la manutenzione o il miglioramento della qualità del paesaggio, mediante la definizione di politiche e azioni territoriali mirate.

Nel complesso, lo studio dimostra come un quadro integrato GIS–AMC possa supportare efficacemente la valutazione e la pianificazione paesaggistica, offrendo agli attori pubblici e ai decisori uno strumento trasparente, replicabile e orientato alla sostenibilità per la gestione del paesaggio.

Riconoscimenti

Parte del lavoro presentato deriva dai risultati sviluppati nell'ambito dell'atelier "Pianificare il paesaggio e l'ambiente" dell'Anno Accademico 2022/23, svolto presso il corso di Laurea Magistrale in Pianificazione Territoriale, Urbanistica e Paesaggistico-Ambientale del Politecnico di Torino e coordinato dai docenti Claudia Cassatella, Marta Bottero e Federica Larcher. Questa pubblicazione è realizzata nell'ambito del progetto PNRR-NGEU finanziato dal MUR tramite DM 117/2023.

Contributo degli autori

Il lavoro va attribuito in parti uguali agli Autori.

Bibliografia (APA)

Assumma V., Bottero M. & Monaco R. (2019). Landscape Economic Attractiveness: An Integrated Methodology for Exploring the Rural Landscapes in Piedmont (Italy). *Land*, *8*(7), 105. https://doi.org/ 10.3390/land8070105

Assumma V., Bottero M., Monaco R. & Soares A.J. (2019). An integrated evaluation methodology to measure ecological and economic landscape states for territorial transformation scenarios: an application in Piedmont (Italy). *Ecological Indicators*, *105*, 156–165. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.071

Bernard Roy (1996). *Multicriteria Methodology for Decision Aiding*.

Bottero M., Comino E., Dell'Anna F., Dominici L. & Rosso M. (2019). Strategic assessment and economic evaluation: The case study of Yanzhou Island (China). *Sustainability (Switzerland)*, *11*(4). https://doi.org/10.3390/su11041076

Bottero M., Dell'Anna F. & Nappo M. (2018). Evaluating Tangible and Intangible Aspects of Cultural Heritage: An Application of the PROMETHEE Method for the Reuse Project of the Ceva–Ormea Railway. In G. Mondini E. Fattinnanzi A. Oppio M. Bottero & S. Stanghellini (Eds.), *Integrated Evaluation for the Management of Contemporary Cities* (pp. 285–295). Springer International Publishing.

Bottero M., Ferretti V., Mondini G. & Pomarico S. (2014). Enabling Public Participation in Strategic Environmental Assessment: An Application of Multicriteria Analysis. *Strategic Behavior and the Environment*, *4*(2), 99–130. https://doi.org/10.1561/102.00000037

Cai X., Boromisza Z. & Cai Z. (2025). THE IMPACT OF LAKESHORE MODIFICATIONS AND CONSTRUCTIONS ON VISUAL LANDSCAPE QUALITY: A MIXED METHODS STUDY. *Journal of*

Environmental Engineering and Landscape Management, *33*(3), 335–345. https://doi.org/10.3846/jeelm.2025.24550

Caprioli C. & Bottero M. (2021). Addressing complex challenges in transformations and planning: A fuzzy spatial multicriteria analysis for identifying suitable locations for urban infrastructures. *Land Use Policy*, *102*, 105147. https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2020.105147

Cassatella C. & Peano A. (2011). *Landscape Indicators* (C. Cassatella & A. Peano, Eds.). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-0366-7

CEP (2000). *Serie dei Trattati Europei-n° 176*.

Cervelli E., Perta E.S. di & Pindozzi S. (2020). Identification of marginal landscapes as support for sustainable development: GIS-Based Analysis and Landscape Metrics Assessment in Southern Italy Areas. *Sustainability (Switzerland)*, *12*(13). https://doi.org/10.3390/su12135400

Comino E., Bottero M., Pomarico S. & Rosso M. (2014). Exploring the environmental value of ecosystem services for a river basin through a spatial multicriteria analysis. *Land Use Policy*, *36*, 381–395. https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2013.09.006

Datola G., Bottero M. & de Angelis E. (2021). Enhancing Urban Resilience Capacities: An Analytic Network Process-based Application. *Environmental and Climate Technologies*, *25*(1), 1270–1283. https://doi.org/10.2478/rtuect-2021-0096

De Montis A., Serra V., Calia G., Trogu D. & Ledda A. (2021). To Weight or Not to Weight, That Is the Question: The Design of a Composite Indicator of Landscape Fragmentation. *Applied Sciences*, *11*(7), 3208. https://doi.org/10.3390/app11073208

De Montis A., Serra V., Ganciu A. & Ledda A. (2020). Assessing Landscape Fragmentation: A Composite Indicator. *Sustainability*, *12*(22), 9632. https://doi.org/10.3390/su12229632

Finotto F. (2011). Landscape Assessment: The Ecological Profile. In *Landscape Indicators* (pp. 47–75). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-0366-7_4

Fondazione Scuola dei beni e delle attività culturali. (2024). *La pianificazione e la tutela del paesaggio*. https://www.fondazionescuolapatrimonio.it/wp-content/uploads/2024/06/La-pianificazione-e-la-tutela-del-pasaggio_Rapporto-di-sintesi.pdf

Geneletti D. (2007). An approach based on spatial multicriteria analysis to map the nature conservation value of agricultural land. *Journal of Environmental Management*, *83*(2), 228–235. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.03.002

Gutierrez M., Gordon A. & Bekessy S.A. (2025). Challenges and lessons of implementing strategic environmental assessment in a critically endangered ecosystem. *Journal of Environmental Planning and Management*, *68*(8), 1997–2018. https://doi.org/10.1080/09640568.2024.2303737

Hajkowicz S. & Collins K. (2009). Measuring the benefits of environmental stewardship in rural landscapes. *Landscape and Urban Planning*, *93*(2), 93–102. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.06.008

ISTAT (2025). *Principali statistiche geografiche sui comuni*. https://www.istat.it/classificazione/principali-statistiche-geografiche-sui-comuni/

Josimović B., Krunić N., Gajić A. & Manić B. (2021). Multi-criteria Evaluation in Strategic Environmental Assessment in the Creation of a Sustainable Agricultural Waste Management Plan for wineries: Case Study: Oplenac Vineyard. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, *34*(1). https://doi.org/10.1007/s10806-021-09846-3

Louwagie G., Northey G., Finn J.A. & Purvis G. (2012). Development of indicators for assessment of the environmental impact of livestock farming in Ireland using the Agri-environmental Footprint Index. *Ecological Indicators*, *18*, 149–162. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.003

Malczewski J. (1999). *GIS and Multicriteria Decision Analysis. John Wiley & Sons.*

Malczewski J. (2006). GIS-based multicriteria decision analysis: A survey of the literature. *International Journal of Geographical Information Science*, *20*(7), 703–726. https://doi.org/10.1080/13658810600661508

Nakarmi G., Strager M.P., Yuill C., Moreira J.C., Burns R.C. & Butler P. (2023). Assessing Public Preferences of Landscape and Landscape Attributes: a Case Study of the Proposed Appalachian Geopark Project in West Virginia, USA. *Geoheritage*, *15*(3). https://doi.org/10.1007/s12371-023-00851-8

Pecchia L., Bath P.A., Pendleton N. & Bracale M. (2011). Analytic Hierarchy Process (AHP) for Examining Healthcare Professionals' Assessments of Risk Factors. *Methods of Information in Medicine*, *50*(05), 435–444. https://doi.org/10.3414/ME10-01-0028

Pomatto E., Gullino P., Novelli S., Devecchi M. & Larcher F. (2023). Landscape Strategies for Terraced Landscapes in the European Alpine Region Using a Mixed-Method Analysis Tool. *Land*, *12*(6). https://doi.org/10.3390/land12061252

Regione Piemonte (2015). *Monitoraggio del consumo di suolo in Piemonte*. www.geoportale.piemonte.it

Regione Piemonte (2017a). *Allegato d_Schede_degli_ambiti_di_paesaggio*.

Regione Piemonte (2017b). *Piano Paesaggistico Regionale. Piano di Monitoraggio*.

Regione Piemonte (2017c). *Piano Paesaggistico Regionale. Relazione di Piano*.

Regione Piemonte (2017d). *PPR- Piano di moitoraggio*.

Ronchi S., Salata S. & Arcidiacono A. (2018). *An indicator of urban morphology for landscape planning in Lombardy (Italy)*.

Saaty T.L. (1980). *The Analytic Hierarchy Process: Planning, Priority Setting, Resources Allocation*.

Saaty T.L. (1987). The analytic hierarchy process—what it is and how it is used. *Mathematical Modelling*, *9*(3–5), 161–176. https://doi.org/10.1016/0270-0255(87)90473-8

Saaty T.L. (1990). How to make a decision: The analytic hierarchy process. *European Journal of Operational Research*, *48*(1), 9–26. https://doi.org/10.1016/0377-2217(90)90057-I

Santoro A., Venturi M. & Agnoletti M. (2021). Landscape Perception and Public Participation for the Conservation and Valorization of Cultural Landscapes: The Case of the Cinque Terre and Porto Venere UNESCO Site. *Land*, *10*(2), 93. https://doi.org/10.3390/land10020093

Singer S., Wang G., Howard H. & Anderson A. (2012). Environmental condition assessment of US military installations using GIS based spatial multi-criteria decision analysis. *Environmental Management*, *50*(2), 329–340. https://doi.org/10.1007/s00267-012-9873-y

Zoppi & Lai (2014). Coastal protection in Sardinia (Italy): A tentative assessment of the regional landscape plan. *Coastal Ecosystems: Types, Sustainable Management and Conservation Strategies*, 31–73.

Zoppi C. & Lai S. (2010). Assessment of the Regional Landscape Plan of Sardinia (Italy): A participatory-action-research case study type. *Land Use Policy*, *27*(3), 690–705. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.09.004

PREZZI INFORMATIVI DELL'EDILIZIA



I PREZZARI dei Bonus edilizi



dei
TIPOGRAFIA DEL GENIO CIVILE

www.build.it