

# 01

## Sessione speciale Ecosystem services and urban and regional planning

Corrado Zoppi, Ignazio Cannas, Sabrina Lai  
Ecosystem services and urban and regional planning

As regards the United Nations Convention on Biological Diversity, ratified by Italy by Law no. 1994/124, an ecosystem is “a dynamic complex of plant, animal and micro-organism communities and their nonliving environment interacting as a functional unit”. Ecosystem goods and services, univocally defined as “ecosystem services”, represent the benefits human populations derive, directly or indirectly, from ecosystem functions (Costanza et al., 1997).

When trying to assess the ecosystem services of natural resources the usual vision is always based on qualitative approaches. We all know how important the environmental services are and that they are worth protecting and restoring. But it is really difficult to compare the costs, which can be easily revealed in monetary terms, to the benefits, which are always in the abstract world of ideas. Actually, it is impossible to compare apples to oranges. It would be of huge utility for planning and managing to have tools that bridge this gap.

A quantitative approach is needed for a better spatial planning and a more efficient management of natural resources.

It has to be emphasized that the Strategic environmental assessment (SEA) of Management plans (MPs) for Natura 2000 sites has to be regarded as an assessment exercise concerning not merely a single node of the ecological network (that is, a single Natura 2000 site), but rather the network as a whole.

SEA can be defined as a formal, systemic and comprehensive process in which environmental impacts produced by a policy, a plan

or a program and by its alternatives (if any) are assessed. Such process mainly centers around the preparation of a written report, whose outcomes must be made available in the public domain and incorporated in the decision-making process (Thérivel et al., 1992). In this conceptual framework, SEA is not a simplistic and sectoral descriptive analysis of the impacts that the implementation of the policy, plan or program would produce on environmental resources. Rather, it is a process that must be intertwined with the definition, approval and implementation of the policy, plan or program, hence with its strategic dimension (Brown & Thérivel, 2000; Kørnø & Thissen, 2000). In other words, SEA is ontologically entwined with the decision-making process, in which – since the very first stages – sustainability goals must be integrated with goals aiming at social and economic development.

This also means that SEA is intrinsically connected to sustainability because it establishes environmental-protection related objectives, and therefore it acts as a sustainability-oriented plan which becomes part of the planning process itself. As a consequence, the SEA of a spatial plan also comprises the continuous verification of the compliance of the policy, plan or program to environmental objectives that are not, or should not be, different to those pursuing economic and social development. This is of particular importance with reference to the definition of conservation measures, including the preparation of MPs, as SEA can help integrate sustainability within MPs objectives and can be

regarded as a real and effective learning path for administrations in charge of Natura 2000 sites. Within SEA, a fundamental issue is the assessment of the restoration of ecosystem services.

In compliance with the Habitats Directive (art. 10), Member States must take into account in their land-use planning and development policies not only designated sites (Sites of Community importance, SCIs; Special areas of conservation, SACs; Special protection areas, SPAs), but also “those features of the landscape which are of major importance for wild fauna and flora” such as ecological corridors and stepping stones that “are essential for the migration, dispersal and genetic exchange of wild species”. Therefore, the ecological network can be conceived of as a system of nodes (i.e., Natura 2000 sites) and of arcs (Ecological corridors, ECs); the latter, in many countries and regions, have not been identified yet.

A major issue therefore deals with this gap, and more specifically with the role and potential of the SEA of MPs in order to increase the ecological consistency of Natura 2000. The network could possibly include, by means of the identification and preservation of ECs, the management plan of landscape elements which entail a primary importance for wild fauna and flora. ECs are particularly related to nature, biodiversity, habitats and species, since their linear and continuous elements (rivers, with their shores, or traditional linearly-shaped boundary systems of agricultural plots), and connective role (played by wetlands and small forests), are essential for migration, geographic distribution and genetic exchange of wild species. Therefore, the ECs’ territorial intertwining networks, which can be interpreted as transitional landscapes of habitats, are the systems that allow species to move and displace across ecosystems, from the core to the peripheral areas and vice-versa.

The habitats’ connective capacity can be represented through two properties: the continuity of habitats, based on the analysis of landscape structures, independent from the species’ characteristics (this property is often related to the ecology of metapopulations); and, the answer of species to the landscape’s elements that do not belong to the species’ habitats. A high connectivity level is often related to a low landscape fragmentation and

to a small degree of a species’ risk of extinction. As a consequence, it is rather important that the connectivity between fragments be preserved so as to assure the permeability of the landscape-ecological matrix.

In the Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, a working definition of Green Infrastructure (GI) (COM (2013) 249 final) is proposed as follows: “[A] strategically planned network of natural and semi-natural areas with other environmental features designed and managed to deliver a wide range of ecosystem services. It incorporates green spaces (or blue if aquatic ecosystems are concerned) and other physical features in terrestrial (including coastal) and marine areas. On land, GI is present in rural and urban settings”. In the same Communication, the Commission puts in evidence how and how much the issue of GI relates to the Network of SCIs and SPAs: “The work done over the last 25 years to establish and consolidate the network means that the backbone of the EU’s GI is already in place. It is a reservoir of biodiversity that can be drawn upon to repopulate and revitalize degraded environments and catalyze the development of GI. This will also help reduce the fragmentation of the ecosystem, improving the connectivity between sites in the Natura 2000 network and thus achieving the objectives of Article 10 of the Habitats Directive”. From the quotations above, it is evident that the definition of GI is strictly connected to the category of ecosystem services. Moreover, it has to be a planned network. Spatial planning, at the regional and urban levels, is an important and effective perspective to address the complex issue of defining, implementing and managing networks of ecosystem services and GI.

As a consequence, GI has a decisive role in promoting restoration of biodiversity and in reducing the fragmentation of ecosystems, and, eventually, in their capability of delivery ecosystem services. So, a general goal of SEA of MPs of Sites of Natura 2000 Network can be defined in order to address the issue of the role of GI in promoting and enhancing habitats restoration and delivery of ecosystem services.

## Riferimenti bibliografici

- Brown, A., Thériver, R. (2000), “Principles to guide the development of Strategic Environmental Assessment methodology” in *Impact Assessment and Project Appraisal*, 18(3) (pp. 183-189).
- Costanza, R., D’Arge, R., de Groot, R.S., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O’Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M. (1997), “The value of the world’s ecosystem services and natural capital” in *Nature*, 387 (pp. 253–260).
- Kørnø, L., Thissen, W. (2000), “Rationality in decision- and policy-making: Implications for Strategic Environmental Assessment” in *Impact Assessment and Project Appraisal*, 18(3) (pp. 191-200).
- Thériver, R., Wilson, E., Thompson, S., Heany, D., Pritchard, D. (1992), *Strategic Environmental Assessment*, Earthscan, London.

# Multifunctional Landscape Assessment in Regional Planning: An Integrated Spatial Multi-Criteria Approach

Raffaele Attardi, Maria Cerreta

## Introduction

Landscape can be assumed as a “complex decision context” in which different disciplines cooperate and overlap while experimenting trans-disciplinary and inter-disciplinary approaches (Wu, 2013). Consequently, landscape assessment procedures need for the combination of multiple approaches enabling the reading of its complexity and transformation over time.

Since the release of the Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005), there is a growing interest in the science of ecosystem and landscape functions and services. However, several open questions still arise as relevant issues for the integration of the concepts of ecosystem services (ES) and landscape services (LS) in planning and decision-making processes at regional scale. Based on the definition of ES, LS focus on a specific spatial scale in which they involve a number of human and natural forces (Limburg *et al.*, 2002). According to de Groot *et al.* (2010), local actors only benefit a part of ES: landscape scale shortens the distance among actors and ecosystems, thus amplifying the value of services benefitted by the local community. Landscape, as opposed to ecosystem, is an action space for non-ecological disciplines and it involves the living space of a community interacting with it and inside it. Consequently, geographers, ecologists and planners interpret landscape as a multifunctional category, where a number of tangible and intangible services interact and contribute to human well-being (Bastian, 2001; Fry, 2001; Tress *et al.*, 2001; Musacchio e Wu, 2004; Potschin and Haines-Young, 2006). LS have become a relevant concept in policy-making to support sustainable land-use management while also taking care of values and needs of the local community. Even though policy-makers deal with a growing explicit demand for LS from a broad range of stakeholders, benefits offered by LS are not fully integrated in landscape planning and

decision-making and multifunctional landscapes continue to be converted into more simple, single-function land-use types (de Groot *et al.* 2010). Nowadays, both planners and scholars recognise the relevance of LS concept in landscape planning and decision-making (Mascarenhas *et al.*, 2014). However, a general and context-adaptable methodology for defining, assessing and communicating LS is still lacking. The integration of LS in planning widens the quantity, quality and typology of information and knowledge while supporting policy-makers in (Koschke *et al.*, 2012; Palacios Agundez *et al.*, 2014; Frank *et al.*, 2014; von Haaren *et al.*, 2014; Moreno *et al.*, 2014; Fürst *et al.*, 2014; Casado-Arzuaga *et al.*, 2014):

- activating collaborative decision-making among different social actors;
- finding solutions supplying conflicting or synergic interests;
- describing feasible future scenarios.

State-of-the-art decision models for land-use are often extremely sectorial and merely based on land-cover and land-use approaches (Fagerholm, 2012; Hermann, 2014). However, the evaluation of alternative land-use patterns inevitably involves multiple objectives and complex problems descriptions, which call for a double requirement: on the one hand inclusive and collaborative approaches, on the other hand multidimensional and multi-methodological evaluation techniques. Therefore, several authors claim for LS integrated evaluation tools combining spatial analysis, multi-scale assessment, multi-criteria analysis and inclusive-collaborative approaches (de Groot, 2006).

The paper presents a multi-methodological approach structured for a Collaborative Multi-Criteria Spatial Decision Support System (CM-SDSS) implemented in the National Park of Cilento, Vallo di Diano and Alburni, in Campania Region (Southern Italy) for multifunctional landscape assessment.

## A Methodological Framework for a Collaborative Multi-Criteria Spatial Decision Support System (CM-SDSS)

The integration of LS in planning processes entails four main stages, which are not necessarily sequential but can overlap or swap in their order. The first stage is the definition of the decision problem, starting from the selection of relevant landscape functions,

from which LS can be identified as a subset of ES. After the definition stage, the capacity of different land-uses to provide LS has to be quantified and the impacts of possible land-use changes on the provision of LS has to be assessed. Then, the interpretation of the results of the previous stage search for the spatial distribution and the linkages between LS provision and human well-being (socio-economic and bio-physical conditions). Integrated methodologies enable the multidimensional assessment of planning and management alternatives, based on a precise analysis of landscape capacities in influencing human well-being. Finally, communication is a cross-stage activity concerning the interaction with the stakeholders and local actors, in order to establish a collaborative LS evaluation approach (Fagerholm *et al.*, 2012; Palacios-Agundez, 2014; Frank *et al.*, 2014; Moreno *et al.*, 2014) and to integrate different knowledge domains. This way the entire decision-making process can probably result in more socially acceptable decisions, more sustainable land-uses, and landscape management.

On the basis of an extensive literature review on landscape ecology, we argue that a CM-SDSS for multifunctional landscape can be considered an operative branch for integrated landscape assessment. In the following, we outline a methodological approach for the construction of a CM-SDSS, based on four subsequent steps.

1. *Conceptual framework.* The basis for the implementation of a CM-SDSS is the definition of an appropriate conceptual framework able to address the issues of landscape multifunctionality and multidimensional well-being for the local community.

2. *Spatial indicators.* Afterwards, a spatially explicit methodology for the construction of landscape spatial indicators has to be outlined. For this purpose four main analysis stages are required, to which specific objectives correspond:

2.1. *Knowledge.* The analysis took place through the collection of heterogeneous hard and soft data from different sources, enriching the spatial data-set.

2.2. *Spatial indicators selection.* According to the features and relevant aspects of the case study, a core set of relevant landscape indicators is selected.

2.3. *Data processing.* Spatial analysis tools

allowed the construction of spatial indicators, from the spatial data-set.

2.4. *Evaluation.* It concerns the synthesis of processed data, based on the objectives of decision-making at stake: the assessment of the actual status of landscape management; the evaluation of impacts of policies and planning actions; the construction of alternative scenarios for landscape management.

3. *Data manipulation.* Appropriate methodologies for the manipulation and aggregation of spatial indicators can return indices describing the complexity of landscape values in an effective and synthetic way. The construction of landscape composite indicators (CI) (OECD, 2008) is a relevant methodological issue: CI are widely diffused tools for macroeconomic evaluation, but they can be fruitfully applied for policy-evaluation in different domains. CI compare performances of different objects (countries in macroeconomics; municipalities or specific spatial units in spatial and regional planning) and they provide simple comparisons of objects in order to illustrate complex issues in a wide range of fields (e.g., environment, economy, society, etc.).

4. *Visualisation.* Appropriate visualisation tools of spatial information can help in the design of landscape complex-value maps supporting regional planning and decision-making. Landscape value maps, indeed, allow the exploration of landscape opportunities and threats and therefore they can be considered a useful knowledge-base in a broader participatory process. Moreover, the value mapping enables the drawing of a new “geography” of the action context, based on social, human, cultural and environmental values.

### Landscape composite indicators in the National Park of Cilento, Vallo di Diano and Alburni (NPC)

The present application is part work of the research project “Cilento Labscape: an integrated model for the activation of a Living Lab in the National Park of Cilento, Vallo di Diano and Alburni”, F.A.R.O. program, Department of Architecture (DiARC), University of Naples Federico II, as methodology for the identification and testing of an endogenous local development model.

In the local context of the NPC, composed by 95 municipalities, it is possible to trace a

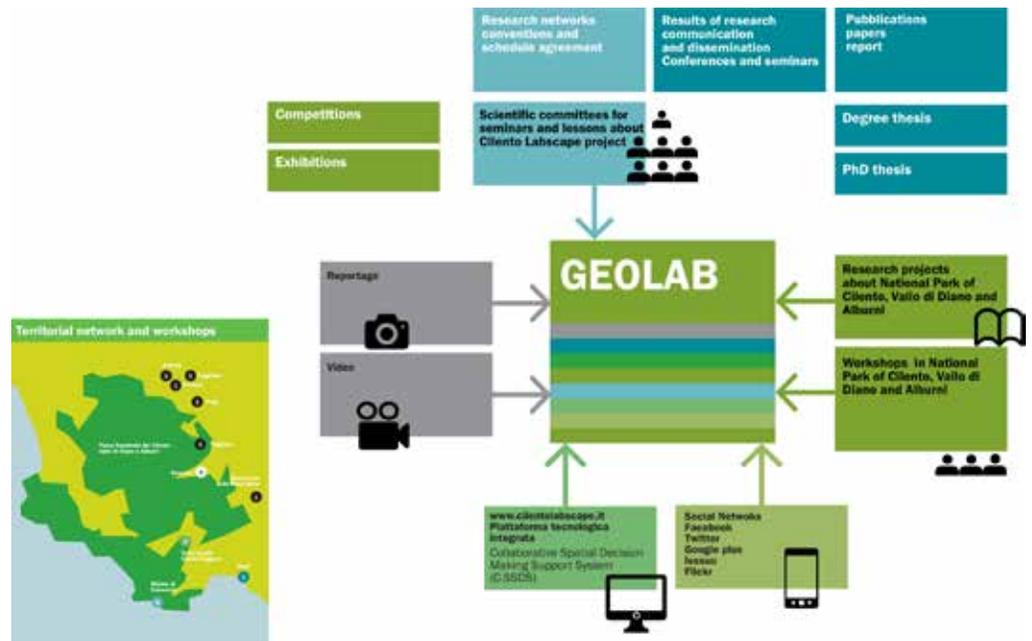


Figura 1– The GeoLab platform

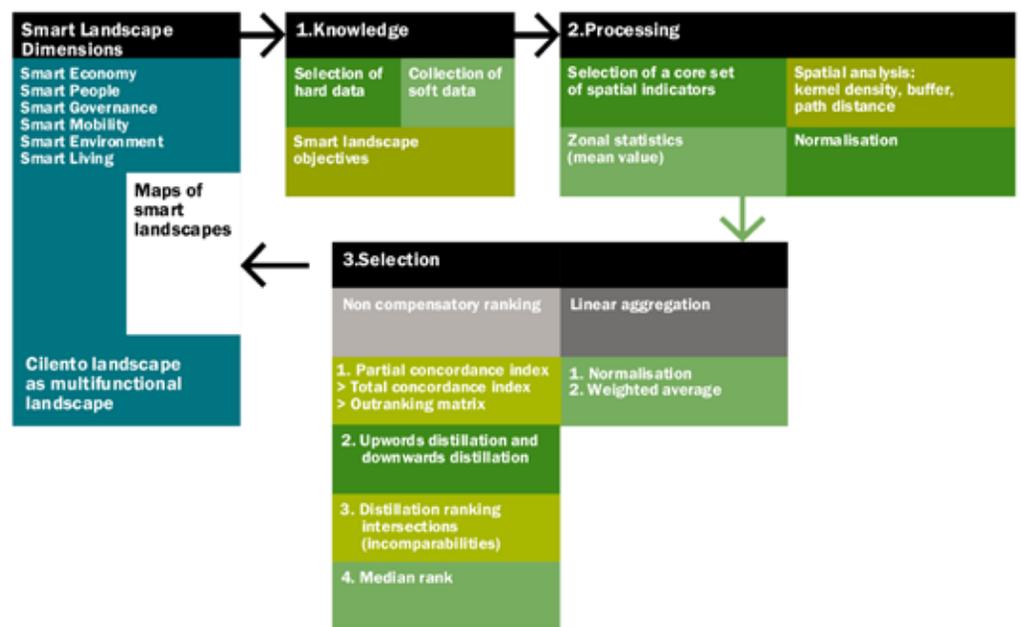


Figura 2– The methodological framework

multidimensional and complex system of LS, where multiple relation systems interact and can be potential catalysts for virtuous processes of local sustainable development. One of the main objectives of the research project is the definition of a methodological approach for the construction of the NPC territorial web-platform (GeoLab) acting as a CM-SDSS. GeoLab combines spatial analysis through Geographic Information Systems (GIS) and Web 2.0 tools.

The design of GeoLab (fig. 1) highlights the ability of simply communicating complex

data and no-conventional information for a greater public. The GeoLab provides users with a useful support for:

- eliciting and sharing landscape knowledge;
- identifying, expressing and representing landscape values;
- receiving users and community suggestions and proposals;
- activating a landscape local initiatives network.

The aforementioned methodology for the CM-SDSS has been applied to the case study

in order to construct a shared landscape knowledge-base. According to the methodological framework in the previous section, an appropriate conceptual framework describing landscape knowledge has to be selected (fig. 2). The smart landscape approach has been used in this case according to the *human* perspective (Concilio *et al.*, 2013; Cerreta *et al.*, 2014), as interpretation of the smart city concept and as an extension of the multifunctional landscape approach, including the socio-economic dimension. The human smart landscape framework is split into the six dimensions adopted by the smart city: *smart economy*, *smart environment*, *smart mobility*, *smart living*, *smart people*, *smart governance*. Each smart dimension has been declined through a set of spatial indicators (fig. 3), defined in the processing step, using a heterogeneous spatial data-set as input. Spatial analysis allow transforming a rough data-set into spatial indicators at a municipal scale.

The selection of a specific aggregation procedure for the construction of landscape CI is a crucial step in the overall CI process, both on a theoretical and on an operational point of view. According to Munda and Nardo (2009), the construction of CI is analogous to the multi-criteria decision-making problem in which the spatial units (namely the municipalities of the NPC) are the alternatives and the single indicators are the criteria. Two families of approaches can be used in the multi-criteria construction of CI: score-based compensatory approaches (Borda, 1784) or concordance-based non-compensatory approaches (Condorcet, 1785). In this case we tested both a compensatory linear aggregation rule (weighted average algorithm) and a non-compensatory approach based on the concordance matrix and on a distillation of alternatives procedure in order to obtain the final rank of the alternatives. An in-depth dissertation of the procedure is shown by Munda and Nardo (2009) and Roy and Bouyssou (1993). The described algorithm allows the calculation of six different CI for each smart dimension and a final human smart landscape composite indicator, combining the six dimensions (fig. 4).

### Discussion and conclusions

The main difference in results between the two experimented approaches is the information of intensity of preferences: the lin-

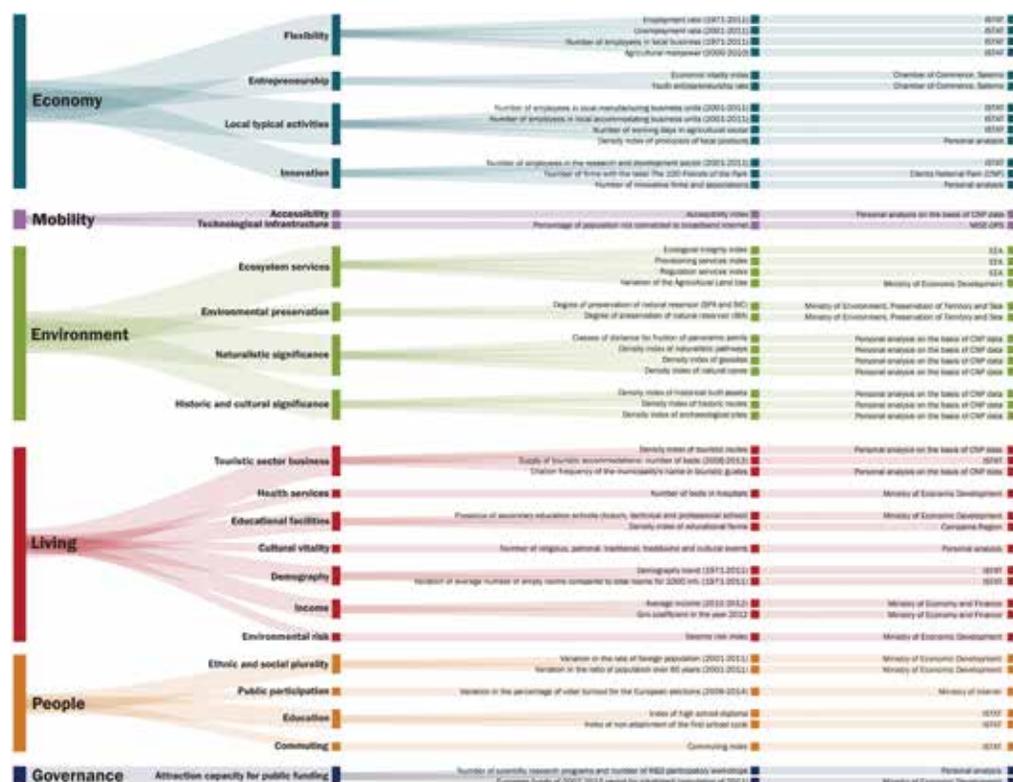


Figure 3- The indicators of human smart landscape

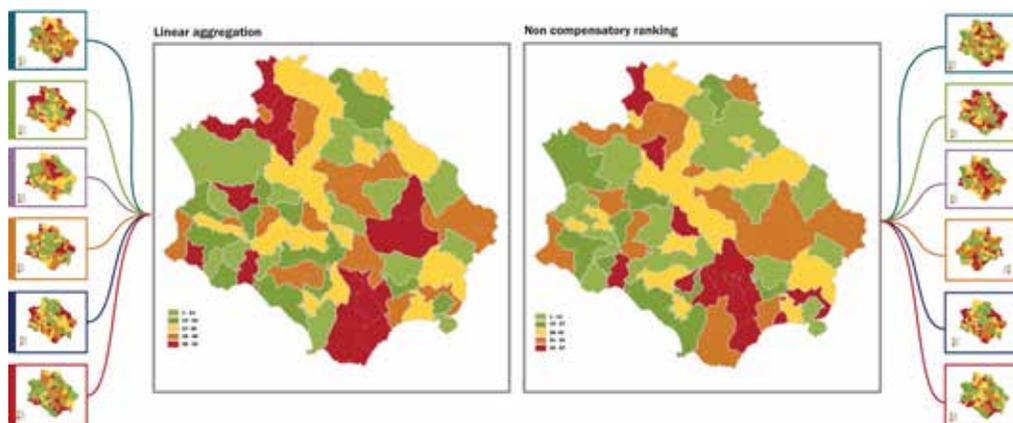


Figure 4- Results comparison: linear aggregation and non-compensatory ranking for the human smart landscape composite indicators

ear aggregation rule provides a final score (weighted average) for each alternative, thus not losing the information on the distance among alternatives. On the contrary, the non-compensatory approach only provides a complete pre-order, while losing information on the distance among alternatives (that is the intensity of preference between two alternatives). Moreover, the final complete pre-order in the non-compensatory approach is just one of the possible ranking of the alternatives, and it depends on the results of the upwards and downwards distillations. This is due to the presence of incomparabilities

among alternatives, based on the two pre-orders obtained by the distillation.

In general, the final ranking from the two approaches (compensatory and non-compensatory) are different, however they show quite similar results at the bottom and at the top of the rank, except for some evident cases shown in table 1.

The cases where the position in the two ranks is very distant are expression of the compensation effects. In absolute terms, one cannot assert that an algorithm than another one, but the applicability of a specific algo-

Indicator	Municipality	Position in the rank by linear aggregation	Position in the rank by non compensatory
Smart environment	Novi Velia	6	22
	S. Mauro Cilento	8	2
	Cannalonga	14	3
	Montecorice	13	34
	Orria	16	35
	Pertosa	26	9
	Morigerati	27	7
Smart living	Polla	7	15
	S. Mauro la Bruca	12	25
	Trentinara	14	8
	Sacco	90	49
	S. Mauro Cilento	88	35
Smart people	Torchiera	2	11
	Bellosguardo	3	27
	S. Pietro al Tanagro	12	3
	Felitto	13	40
	Ascea	23	4
	Casalbuono	38	1
	Cicerale	39	7
	Laurino	42	9
Human smart landscape	Polla	4	26
	Novi Velia	5	23
	Pollica	6	18
	Vallo della Lucania	8	23
	Torchiera	9	20
	Montecorice	19	6
	Perdifumo	20	4
	S. Mauro Cilento	27	9
	Stella Cilento	31	8
	Giungano	36	5
	Magliano Vetere	37	7

Tab.1 Selection of some evident cases of discrepancies in the final rank from the linear aggregation and the non-compensatory procedure

rithm must be confirmed by some axiomatic conditions that are crucial for the robustness and coherence of the analysis (Munda and Nardo, 2009).

On a spatial point of view, CI are able to describe specific patterns of human smart landscape values, as shown in fig. 3. One can then conclude that the CI computed so far are able to describe the territorial specialisation in terms of use and valorisation of landscape resources, and presence of opportunities or

criticalities. Therefore, CI can be considered a useful support tool for planning for the activation of a Living Lab in the NPC. In this context a CM-SDSS can support and boost the effectiveness of the analysis for complex social decisions. CM-SDSS is configured as a dynamic tool able to combine structured data and social preferences, hence building a shared knowledge-base that can guide decision-making and increase democracy and transparency in decision-making.

#### Riferimenti bibliografici

- Arrow K.J. (1963), *Social choice and multicriterion decision making*, M.I.T. Press, Cambridge (MA)
- Bastian O. (2001), "Landscape ecology-towards a unified discipline?". *Landscape Ecology*, 16, (pp. 757-766)
- Borda J.C. de (1784), "Mémoire sur les élections au scrutin", *Histoire de l'Académie Royale des Sciences*, Paris
- Casado-Arzuaga I., Onaindia M., Madariaga I., Verburg P. H. (2014), "Mapping recreation and aesthetic value of ecosystems in the Bilbao Metropolitan Greenbelt (northern Spain) to support landscape planning". *Landscape Ecology*, 29

(pp. 1393-1405)

- Cerreta M., Malangone V., Panaro S. (2014), "Human Smart Landscape: a Living Lab in the National Park of Cilento, Vallo di Diano and Alburni". *Proceedings of the 18th ICOMOS General Assembly and Scientific Symposium*, 10-14 November 2014, Florence, Italy
- Concilio G., De Bonis L., Marsh J., Trapani, F. (2013), "Urban Smartness: Perspectives arising from the Periphéria Project". *Journal of Knowledge Economy*, 4(2) (pp. 205-216)
- Condorcet, Marquis de (1785), *Essai sur l'application de l'analyse à la probabilité des décisions rendues à la probabilité des voix*, De l'Imprimerie Royale, Paris
- de Groot R. (2006), "Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes". *Landscape and Urban Planning*, n.75, pp. 175-186.
- de Groot R., Alkemade R., Braat L., Hein L., Willemen L. (2010), "Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making". *Ecological Complexity*, 7 (pp. 260-272)
- Eriksson M., Niitamo V.P., Kulkki S. (2005), *State of the art in utilizing Living Labs approach to user-centric ICT innovation – a European approach*, www.vinnova.se.
- Fagerholm N., Kayhko N., Ndumbo F., Khamis M. (2012), *Community stakeholders' knowledge in landscape assessment- Mapping indicators for landscape services*. *Ecological Indicators*, 18 (pp. 421-433)
- Frank S., Fürst C., Witt A., Koschke L., Makeschin F. (2014), "Making use of the ecosystem services concept in regional planning—trade-offs from reducing water erosion". *Landscape Ecology*, 29 (pp. 1377-1391)
- Fry G. L. A. (2001), "Multifunctional landscapes-towards transdisciplinary science". *Landscape Urban Planning*, 57 (pp. 159-168)
- Fürst C., Opdam P., Inostroza L., Luque S. (2014), "Evaluating the role of ecosystem services in participatory land use planning: proposing a balanced score card". *Landscape Ecology*, 29 (pp. 1435-1446)
- Hermann A., Kuttner M., Hainz-Renetzeder C., Konkoly-Gyuró E., Tizási A., Brandenburg C., Allex B., Ziener K., Wrška T. (2014), "Assessment framework for landscape services in European cultural landscape: An Austrian Hungarian case study". *Ecological Indicators*, 37 (pp. 229-240)
- Koschke L., Fürst C., Frank S., Makeschin F. (2012), "A multi-criteria approach for an integrated land-cover based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning". *Ecological Indicators*, 21 (pp. 54-66)
- Limburg K. E., O'Neill R. V., Costanza R., Farber S. (2002), "Complex systems and valuation". *Ecological Economics*, 41 (pp. 409-420)
- Mascarenhas A., Ramos T.B., Haase D., Santos R. (2014), "Integration of ecosystem services in spatial planning: a survey on regional planners' views". *Landscape Ecology*, 29 (pp. 1287-1300)
- Moreno J., Palomo I., Escalera J., Martín-López B., Montes C. (2014), "Incorporating ecosystem services into ecosystem-based management to deal with complexity: a participative mental model approach". *Landscape Ecology*, 29 (pp. 1407-1421)
- Millennium Ecosystem Assessment (2005), *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*, Island Press, Washington, DC
- Munda G., Nardo M. (2009), "Non compensato-

ry/non linear composite indicators for ranking countries: a defensible setting". *Applied Economics*, 14 (12) (pp. 1513-1523)

- Musacchio L., Wu J. (2004), "Collaborative landscape-scale ecological research: emerging trends in urban and regional ecology". *Urban Ecosystem*, 7 (pp. 175-178)
- OECD (2008), *Handbook on Constructing Composite Indicators*. OECD Publications, Paris.
- Palacios-Agundez I., Fernandez de Manuel B., Rodriguez-Loinaz G., Peña L., Ametzaga-Arregi I., Alday J.G., Casado-Arzuaga I., Madariaga I., Arana X., Onaindia M., (2014), "Integrating stakeholders' demands and scientific knowledge on ecosystem services in landscape planning". *Landscape Ecology*, 29 (pp. 1423-1433)
- Potschin M., Haines-Young R. (2006), "Rio+10, sustainability science and landscape ecology". *Landscape Urban Planning*, 75 (pp. 162-17)
- Roy B., Bouyssou D. (1993), *Aide multicritère a la décision: Methodes et Cas*. Economica, Parigi
- von Haaren C., Albert C., Barkmann J., de Groot R.S., Spangenberg J.H., Schroter-Schlaack C., Hansjürgens B. (2014), "From explanation to application: introducing a practice-oriented ecosystem services evaluation (PRESET) model adapted to the context of landscape planning and management". *Landscape Ecology*, 29 (pp. 1335-1346)
- Wu J. (2013), "Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes". *Landscape Ecology*, 28 (pp. 999-102)

## Definizione di un quadro concettuale per la pianificazione dei corridoi ecologici nell'ambito della rete Natura 2000

Ignazio Cannas

### Introduzione

Questo contributo propone una riflessione sui concetti e le terminologie in uso nei campi della pianificazione, in ambito europeo e recepiti in Italia, in merito alla definizione ed individuazione degli elementi di collegamento ecologico della rete Natura 2000 (+art 10 della Direttiva Habitat), al fine di delineare un quadro concettuale di riferimento.

Negli scenari territoriali basati sulle relazioni ecosistemiche, il concetto strategico di Rete Ecologica (RE) consente di mitigare i problemi di natura biologica legati all'elevata pressione esercitata dalle attività antropiche sulle componenti naturali, impattanti e causa delle variazioni e della frammentazione della matrice degli ecosistemi, legate all'impiego di pratiche agricole e forestali inadeguate, all'inquinamento, alla diffusione di specie esotiche, all'urbanizzazione e alla realizzazione di infrastrutture.

Ai sensi dell'art. 3 della Direttiva Habitat, Natura 2000 costituisce una RE coerente diffusa in tutto il territorio dell'Unione Europea, comprendente i Siti di Interesse Comunitario (SIC) e le Zone Speciali di Conservazione (ZSC), designati ai sensi della Direttiva Habitat, e le Zone di Protezione Speciale (ZPS), designate ai sensi della Direttiva Uccelli.

Assumendo i siti come nodi di una struttura reticolare, notevole importanza deve essere data anche agli elementi connettivi della rete, ed in quanto tali, nella pianificazione in ambito di RE, devono essere integrati nei piani e definiti in maniera condivisa e univoca.

### Il concetto di "rete ecologica"<sup>1</sup>

Il primo concetto di "rete ecologica" può essere associato a EECONET (*European Ecological Network*), acronimo forgiato dallo IEEP (*Institute for European Environmental Policy*) nel 1991, in collaborazione con lo IUCN (*International Union for Conservation of Nature*), il WCMC (*World Conservation Monitoring Centre*), la *Landbouwniversiteit Wageningen* e la *Universidad Complutense Madrid*, con il sup-

porto del *Mini-sterie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit* del governo olandese, presentato nel report “*Towards a European Ecological Network*” (Bennett, 1991). La proposta di EECONET fu oggetto della conferenza internazionale “*Conserving Europe’s Natural Heritage: Towards a European Ecological Network*” svoltasi a Maastricht nei giorni 9-12/11/1993 durante la quale si propose lo sviluppo di una *Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy* (PEBLDS).

EECONET prevedeva la conservazione delle specie, degli habitat e degli ecosistemi di importanza europea attraverso una rete paneuropea, *PanEuropean Ecological Network* (PEEN), sintetizzabile in:

- **Core Areas:** nuclei per la conservazione di habitat e di specie di importanza europea;
- **Buffer Zones:** zone cuscinetto per proteggere i nuclei da influenze esterne dannose;
- **Corridors:** aree tra i nuclei in cui facilitare la migrazione e la dispersione delle specie;
- **Restoration Areas:** aree costituite da habitat di importanza europea, degradati e aventi necessità di ripristino.

L'acronimo EECONET è tuttora spesso usato quando ci si riferisce alla rete ecologica PEEN sottoscritta nel 1995 dai Ministri di 54 nazioni appartenenti alle *United Nations Economic Commission for Europe* (UNE-CE) durante la “*Third Ministerial Conference on Environment for Europe*”, tenutasi a Sofia nei giorni 23-25/10/1995, sviluppando i concetti della PEBLDS.

La proposta EECONET e i presupposti della Direttiva Habitat, nella definizione di una RE, sono equivalenti in termini di tutela: l'una prevede una rete di livello continentale europeo, mentre l'altra è più ristretta agli Stati membri. La creazione della rete Natura 2000 può essere interpretata come una parte essenziale dell'obiettivo (ben più ampio) di creare una rete paneuropea basata sulla salvaguardia dei processi ecologici dai quali dipende la biodiversità dell'intero continente europeo.

*Una riflessione sulla semantica in materia di reti ecologiche*

Una RE deve essere intesa come modello strumentale di riferimento per la conserva-

zione, tutela e gestione della biodiversità all'interno dei processi di governo del territorio, attraverso un approccio sistemico caratterizzante gli strumenti di pianificazione urbanistico-territoriale; dunque, è necessaria una definizione teorica e lessicale condivisa ed univoca ai fini di un recepimento sul territorio nazionale (D'Ambrogi e Nazzini, 2013). Spesso, il termine “rete ecologica” così come il concetto “coerente” vengono misconosciuti, poiché la Direttiva Habitat non ha trasmesso definizioni “spaziali” o “funzionali” relativamente ai collegamenti ecologici dei siti (Biondi et al., 2012); al punto che, per un buon recepimento da parte degli Stati membri, la Commissione Europea ha ritenuto opportuno distribuire delle linee guida per l'interpretazione dell'art. 6, probabilmente fra i più importanti dei 24 della Direttiva Habitat, in quanto maggiormente determina il rapporto tra conservazione ed uso del territorio (Commissione europea, 2000).

Nel campo della pianificazione delle reti ecologiche si percepisce una forte ambiguità semantica nell'uso di concetti riguardanti la “rete ecologica” (*ecological network*), ad esempio vengono utilizzati in maniera analoga termini quali: *green network*, *wildlands network*, *connectivity ecological areas*, *ecological greenway network* (Bennett e Mulongoy, 2006; Todaro, 2010); ampio, un poco caotico e frammentato appare anche il panorama legislativo riconducibile al concetto di “corridoio ecologico”, rispetto al quale, con la funzione di sinonimo, si possono trovare “corridoi faunistici” o di “transito faunistico”, “corridoi vegetazionali”, “corridoi biologici”, “corridoi di continuità ambientale” o “corridoi ambientali”, “corridoi paesistici” (APAT, 2003). Occorre tenere presente che, in ecologia del paesaggio, quando si parla di collegamento attraverso elementi che rivestono primaria importanza per la fauna e la flora selvatiche, si deve distinguere il termine “connessione” ecologica – con il quale si vuole esprimere un concetto di contiguità (*connectedness*) come adiacenza fisica tra tipologie ecosistemiche e/o popolazioni – dal termine più complesso “connettività” ecologica (*connectivity*) – con il quale si tiene conto di due componenti: l'una, strutturale, dipendente dalla disposizione spaziale delle tipologie ecosistemiche, dalla loro continuità fisica, dalla presenza, tipologia e dimensione degli elementi, di origine naturale o antropica; l'altra, funzionale,

legata alla scala di percezione della specie, ai suoi requisiti ecologici e comportamentali, tra cui il suo grado di specializzazione. Esiste, dunque, una sostanziale differenza tra aspetti fisico-territoriali ed ecologico-funzionali sui concetti di “ricucitura” del territorio in favore della mobilità delle specie selvatiche (Battisti, 2004; D'Ambrogi et al., 2015). Nonostante sia evidente un ampio, a volte inappropriato, utilizzo delle terminologie, risulta concettualmente presente e recepito il problema della definizione univoca dei “corridoi ecologici” all'interno di una rete ecologica (ISPRA, 2010).

Quindi, è importante che venga recepito, negli strumenti di governo del territorio, un concetto condiviso di connettività tale da garantire la permeabilità della matrice paesaggistico-ecologica, in quanto un alto grado di continuità è in genere legato a un basso grado di frammentazione e, conseguentemente, a un ridotto rischio di estinzione di una specie.

### **La connettività nella rete Natura 2000**

Una prima definizione di elementi connettivi, in relazione all'art. 10 della Direttiva Habitat, in qualità di “aree di collegamento ecologico funzionale”, viene recepita nel D.P.R. 357/1997, all'art. 2, c. 1, lett. p.

Dunque, analizzando la normativa nazionale, al fine di rendere ecologicamente più coerente Natura 2000, la pianificazione in ambito della rete dovrebbe integrare quegli elementi del paesaggio che rivestono primaria importanza per la fauna e la flora selvatiche; il “corridoio ecologico” può, quindi, essere interpretato come elemento connettivo che, per struttura lineare e continua o per ruolo di collegamento è essenziale per la migrazione, la distribuzione geografica e lo scambio genetico di specie selvatiche, ed assume una rilevanza fondamentale in ambito di natura e biodiversità, di habitat e specie.

Diverse sono le teorie e le discipline il cui obiettivo è la valutazione della connettività per specie e gruppi sensibili, ad esempio: la teoria della biogeografia insulare applicata a contesti terrestri frammentati e alle aree protette, la teoria della metapopolazione, la pianificazione ambientale e l'ecologia del paesaggio (Battisti, 2004). Diverse sono, anche, le figure professionali coinvolte in un tale ampio argomento, come ad esempio: pianificatori, progettisti, paesaggisti, naturalisti.

In una prospettiva di continuità ambientale, al fine di accrescere la connettività tra le aree naturali, gli elementi connettivi possono costituire sia una criticità, poiché attraverso di essi possono diffondersi anche specie aliene invasive, che uno strategico punto di forza, in quanto, se opportunamente studiati, si possono porre come superamento degli effetti negativi dell'artificializzazione diffusa del territorio (APAT, 2003; Provincia di Bergamo, 2008; Leone, 2014).

Quindi, la coerenza ecologica della rete dovrebbe essere una funzione legata non solo ai singoli nodi, relativamente agli habitat e specie in essi presenti, ma anche alla complessiva valutazione dello stato di conservazione soddisfacente del nodo-sito connesso all'intera rete.

L'uso di elementi connettivi in qualità di "corridoio ecologico" per la diffusione biologica – ma anche con funzione di fruizione turistica e/o, eventualmente, di produzione agraria – deve comunque essere visto in una logica di pianificazione e, conseguentemente, di allestimento di adeguate norme che tengano conto delle pressioni compatibili o interferenti con la biologica funzione primaria (Romano, 1997).

### La pianificazione nella rete ecologica

Riguardo all'aspetto dell'innovazione specifica dell'approccio alla pianificazione e nello sviluppo di modelli gestionali, con particolare attenzione al valore della connettività ecologica territoriale, l'Italia certamente non primeggia ed ancora prevale la dimensione teorica rispetto a quella applicativa (ISPRA, 2010).

All'art. 6, c. 1, della Direttiva Habitat, in relazione ai siti della rete Natura 2000, vengono introdotti strumenti come i Piani di Gestione<sup>2</sup> (PdG) che devono essere "appropriati" e "specifici", e, in conformità al principio di integrazione dell'ambiente in altre politiche comunitarie per contribuire alla coerenza della rete, devono essere "integrati ad altri piani di sviluppo". Ma, in termini di natura e biodiversità, per garantire la sopravvivenza a lungo termine delle specie e degli habitat più preziosi e più a rischio, oltre alla redazione di appropriati PdG specifici, eventualmente integrati ad altri piani di sviluppo, per mantenerne le funzionalità ecologiche interne fini al conseguimento degli obiettivi di conservazione anche delle politiche integrate, si deve

necessariamente considerare il modo in cui i siti della rete si interconnettono ecologicamente fra loro.

La gestione degli elementi, sia nodali che connettivi, non deve prendere forma in un sistema chiuso di riserve naturali rigidamente protette, preclusive di attività umane, ma correlare una rete territoriale con la finalità principale di garantire un approccio sostenibile sul territorio in termini ecologici ed economici, integrando gli elementi connettivi del paesaggio che rivestono primaria importanza per la fauna e la flora selvatiche.

La sola individuazione degli elementi connettivi su cartografie tematiche di ambienti naturali non necessariamente corrisponde ad una loro efficacia funzionale, dipendendo quest'ultima sia da fattori intrinseci (area del corridoio, ampiezza, collocazione rispetto alle *core areas*, qualità ambientale, tipo di matrice circostante), che estrinseci (caratteristiche eto-ecologiche delle specie che possono, potenzialmente, utilizzarlo) (APAT, 2003; Provincia di Bergamo, 2008; Leone, 2014).

Le questioni legate alla pianificazione in una rete ecologica riguardano certamente un lavoro pluridisciplinare nella definizione del contesto di studio, degli habitat e delle specie di interesse, dei livelli di organizzazione ecologica coinvolti, attraverso un'analisi strutturale (sulle unità ecosistemiche ed i loro collegamenti), funzionale (sullo studio delle popolazioni coinvolte e dei relativi dinamismi) e gestionale (sulla caratterizzazione delle diverse aree ed individuazione di specifiche misure di conservazione) (Leone, *op. cit.*). È auspicabile che, negli strumenti pianificatori di nuova generazione, si tengano in maggiore considerazione criteri basati sulla rete ecologica, in particolare dando un peso territoriale al principio della connettività. In questo tema, l'ISPRA fa emergere una tendenza positiva già attraverso i dati del monitoraggio, condotto nel 2014, sul recepimento della rete ecologica all'interno di strumenti di pianificazione territoriale<sup>3</sup> (D'Ambrogi et al., 2015).

*Una breve analisi sullo stato dell'arte di alcuni strumenti di governo del territorio in rapporto alle reti ecologiche italiane*

Nella pianificazione di livello regionale, come anche rilevato da Ciabò *et al.* (2015), non sono numerose le Regioni italiane che

hanno inserito le reti ecologiche in provvedimenti normativi vigenti. Alcuni esempi possono essere:

- La Regione Emilia Romagna, con L.R. del 17/02/2005, n. 6, disciplina la formazione e la gestione del sistema regionale delle aree naturali protette e dei siti della rete Natura 2000, demandando, all'art. 7, l'individuazione delle Aree di collegamento ecologico alle provincie in coordinamento dei livelli comunali.

- La Regione Umbria approva, con D.G.R. del 30/11/2005, n. 2003, il progetto RERU (Rete Ecologica Regione Umbria), inserito nella L.R. del 26/06/2009, n. 13, indicando, all'art. 27, la rete ecologica come contenuto sostanziale dei Piani Territoriali di Coordinamento Provinciale. Di fatto, il progetto RERU è la prima esperienza conclusa in Italia che riguarda un intero distretto amministrativo regionale alla scala 1:10.000.

- La Regione Lombardia, con D.G.R. del 26/11/2008, n. 8/8515, e in via definitiva con D.G.R. del 30/12/2009, n. 8/10962, approva il disegno di Rete Ecologica Regionale (RER) che fornisce al Piano Territoriale Regionale il quadro delle sensibilità prioritarie naturalistiche coadiuvandolo nella funzione di indirizzo per i Piani Territoriali di Coordinamento Provinciali, per i Piani di Governo del Territorio e i Piani Regolatori Generali comunali.

- La Regione Marche, con D.L.R. del 29/01/2013, n. 105, approva l'istituzione e la disciplina della Rete ecologica delle Marche (REM), prevede il recepimento negli strumenti di pianificazione adottati dopo la sua entrata in vigore e promuove gli interventi di rafforzamento delle connessioni ecologiche e la valorizzazione dei servizi ecosistemici.

- La Regione Piemonte, con D.G.R. del 31/07/2015, n. 52-1979, ufficializza la propria metodologia per la definizione della rete ecologica Piemontese, già esposta nella L.R. del 29/06/2009, n. 19, ribadendo l'importanza dei collegamenti ecologici al Titolo IV, Capo I, artt. 53-54, e stabilendo che i corridoi ecologici debbano essere riportati negli strumenti urbanistici e territoriali di qualsiasi livello.

### Conclusioni

Questo contributo ha voluto proporre una breve riflessione sulla semantica in ambito di reti ecologiche e i ruoli riconducibili alla

pianificazione, portando come esempi non esaustivi i casi di alcune regioni italiane nella formulazione di un sistema di RE in scala regionale.

È evidente che, rispetto al modello proposto dalla Direttiva Habitat, il concetto di “rete”, se viene inteso come sistema costituito da nodi e connessioni, oltre a considerare gli elementi nodali (i siti della rete Natura 2000), deve valorizzare allo stesso modo anche gli elementi lineari o areali che consentono i collegamenti ecologici. Nel momento in cui gli elementi connettivi sono considerati secondari o addirittura trascurati, viene meno il complesso valore concettuale di “rete ecologica” (Todaro, 2011).

Il mantenimento di una continuità fisico-territoriale ed ecologico-funzionale fra gli ambienti naturali è sfruttabile come possibilità strategica pianificatoria all'interno di obiettivi di mitigazione degli effetti della frammentazione su popolazioni e comunità (Battisti, 2004), poiché una adeguata configurazione di “corridoi ecologici” consente alle specie presenti nel cuore dell'ecosistema e nelle zone marginali di muoversi potendosi quindi disperdere tra gli ecosistemi.

Il completamento di una rete comprendente i soli elementi nodali, attraverso l'individuazione degli elementi connettivi, potrebbe anche assumere la funzione di un processo di riqualificazione; infatti, nelle analisi sulla connettività e sull'integrità ecologica del territorio, dovrebbero essere approfondite le questioni sui diversi aspetti della tutela ambientale, favorendo la definizione di indirizzi di sviluppo ecosostenibile all'interno di piani territoriali che valorizzino l'interdipendenza della dimensione antropica con la dimensione ambientale.

Quindi, è basilare che nella pianificazione territoriale sia presa in considerazione la possibilità di generare, mantenere o ricreare “corridoi ecologici” a fini conservazionistici, in cui le specie possano muoversi a seconda delle condizioni a loro più favorevoli.

Nel paradigma della pianificazione del territorio e nella politica di tutela della natura, una rete ecologica deve assumere caratteristiche dinamiche e costituire le basi incrementali della qualità del territorio stesso, quale strumento concettuale per la definizione di un assetto sostenibile di uso del territorio e della conservazione della natura.

\*\* Questo contributo è redatto nell'ambito del Programma di Ricerca “Natura 2000: Valutazione dei piani di gestione e studio dei corridoi ecologici come Rete complessa”, finanziato, per gli anni 2015-2018, dalla Regione Autonoma della Sardegna, nel quadro del Bando per la presentazione di “Progetti di ricerca fondamentale o di base”, annualità 2013, sviluppato presso il Dipartimento di Ingegneria Civile, Ambientale e Architettura (DICAAR) dell'Università di Cagliari.

1. Il paragrafo si riferisce a quanto riportato in Bennet (1991, 2000, 2002).
2. A tal proposito si consultino le *Linee Guida per la redazione dei Piani di gestione dei SIC e ZPS* della Regione Autonoma della Sardegna, proposte dall'Assessorato della Difesa dell'Ambiente, Direzione Generale dell'Ambiente, Servizio Tutela della Natura nel 2012, disponibili all'indirizzo: [https://www.regione.sardegna.it/documenti/I\\_5\\_20120210142535.pdf](https://www.regione.sardegna.it/documenti/I_5_20120210142535.pdf), [ultimo accesso: 11/12/2015].
3. A tal proposito possono essere consultati anche i dati dei precedenti monitoraggi dell'ISPRA, disponibili a partire dall'indirizzo: <http://www.isprambiente.gov.it/it/progetti/biodiversita-1/reti-ecologiche-e-pianificazione-territoriale>, [ultimo accesso: 11/12/2015]

#### Riferimenti bibliografici

- APAT – Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i servizi Tecnici (2003), *Gestione delle aree di collegamento ecologico funzionale*, Manuali e linee guida, 26, ISBN 88-448-0111-6
- Battisti, C. (2004), *Frammentazione ambientale, connettività, reti ecologiche. Un contributo teorico e metodologico con particolare riferimento alla fauna selvatica*, Provincia di Roma, Assessorato alle politiche ambientali, Agricoltura e Protezione civile, ISBN 88-900297-6-5
- Bennett, G. (1991), *EECONET: Towards a European Ecological Network*, Arnhem: Institute for European Environmental Policy, ISBN 90-74095-01-1
- Bennett, G. (2000), *General Guidelines for the Development of the Pan-European Ecological Network*, Nature and environment, 107, Council of Europe Publishing, Strasbourg Cedex, ISBN 92-871-4335-8
- Bennett, G. (2002), *Guidelines on the Application of Existing International Instruments in Developing the Pan-European Ecological Network*, Nature and environment, 124, Council of Europe Publishing, Strasbourg Cedex, ISBN 92-871-4935-6
- Bennett, G., Mulongoy, K.J. (2006), *Review of Experience with Ecological Networks, Corridors and Buffer Zones*, in *CBD Technical Series No. 23*, Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Canada, ISBN 92-9225-042-6

- Biondi, E., Casavecchia, S., Pesaresi, S., Zivkovic, L. (2012), *Natura 2000 and the Pan-European Ecological Network: a new methodology for data integration*, Biodiversity and Conservation, 21:1741-1754, Springer, DOI 10.1007/s10531-012-0273-7
- Ciabò, S., Romano, B., Fiorini, L., Marucci, A., Olivieri, S., Zullo, F. (2015), “Parchi nella rete: l'accordo di varco”, in *Reticula*, 9, ISPRA, ISSN: 2283-9232, rivista online disponibile all'indirizzo: [http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/periodici-tecnici/reticula/Reticula\\_n9.pdf](http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/periodici-tecnici/reticula/Reticula_n9.pdf) [ultimo accesso: 11/12/2015]
- Commissione Europea (2000), *La gestione dei siti della rete Natura 2000. Guida all'interpretazione dell'articolo 6 della direttiva «Habitat» 92/43/CEE*, Ufficio delle pubblicazioni ufficiali delle Comunità europee, Lussemburgo, ISBN 92-828-9050-3
- D'Ambrogi, S., Gori, M., Guccione, M., Nazzini, L. (2015), “Implementazione della connettività ecologica sul territorio: il monitoraggio ISPRA 2014”, in *Reticula*, 9, ISPRA, ISSN 2283-9232, rivista online disponibile all'indirizzo: [http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/periodici-tecnici/reticula/Reticula\\_n9.pdf](http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/periodici-tecnici/reticula/Reticula_n9.pdf) [ultimo accesso: 11/12/2015]
- D'Ambrogi, S., Nazzini, L. (2013), “Monitoraggio ISPRA 2012: la rete ecologica nella pianificazione territoriale”, in *Reticula*, 3, ISPRA, ISSN 2283-9232, rivista online disponibile all'indirizzo: [http://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/periodicitecnici/reticula/Reticula\\_n3.pdf](http://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/periodicitecnici/reticula/Reticula_n3.pdf) [ultimo accesso: 11/12/2015]
- ISPRA (2010), *Le reti ecologiche nella pianificazione territoriale ordinaria. Primo censimento nazionale degli strumenti a scala locale*, Rapporti 116/2010, ISPRA, Roma, ISBN 978-88-448-0450-3.
- Leone, A. (2014), “Assetto e funzionalità del paesaggio in rapporto all'impatto ambientale dei sistemi zoo-tecnici”, in Ronchi, B., Pulina, G., Ramanzin, M., a cura di, *Il paesaggio zootecnico italiano*, FrancoAngeli, Milano
- Provincia di Bergamo (2008), *Documento preliminare di piano. Piano di settore della rete ecologica provinciale*, disponibile all'indirizzo: [http://www.provincia.bergamo.it/provpordocs/PdSRE\\_documento\\_preliminare.pdf](http://www.provincia.bergamo.it/provpordocs/PdSRE_documento_preliminare.pdf) [ultimo accesso: 11/12/2015]
- Romano, B. (1997), “La continuità ambientale in Italia. Corridoi ecologici per i parchi e le aree protette”, in Atti della XVIII Conferenza Italiana di Scienze Regionali “Europa e Mediterraneo”, 3, AISRE, Siracusa
- Todaro, V. (2010), *Reti ecologiche e governo del territorio*, FrancoAngeli, Milano, ISBN 9788856825008
- Todaro, V. (2011), “Connettività ecologico-ambientale e pianificazione territoriale”, in Atti della XIV Conferenza SIU – 24-26/03/2011, ISSN 1723-0993

# Planning healthier cities through green urban infrastructures

Chiara Cortinovis, Davide Geneletti

## Introduction

The relation between planning and human health stands at the very basis of planning as a discipline. The so-called healthcare-sanitary matrix is among the components that merged in the new discipline during the second half of the nineteenth century (Calabi, 2000). Since the beginning, the role of green spaces in shaping healthy urban environments has been acknowledged. Howard's "garden city" model aimed "to raise the standard of health and comfort of all true workers of whatever grade [...] being a healthy, natural, and economic combination of town and country life", thus establishing a connection between presence of nature and human health (Howard, 1902). Similarly, but with a focus on landscape design, Olmsted recognized recreational nature experience as "favorable to the health and vigor of men and especially to the health and vigor of their intellect" (Olmsted, 1865).

In the last years, a renewed interest in the relation between green spaces and human health is emerging. This paper aims: i) to briefly summarize the main research directions and findings around the topic; ii) to show how they can be framed inside the ecosystem service concept; and iii) to discuss the integration in planning through green infrastructures design.

## I. Green spaces and human health

Starting from the Nineties, many studies have been exploring the relation between exposure to green spaces and human health. Since both the concepts of "health" and "green spaces" are susceptible to further specification, research fields and methods vary broadly. Health indicators range from self-reported levels of perceived general health to specific epidemiological data, while green spaces are once by once considered as an undifferentiated amount or classified based on specific features. Even if the causal link in most cases is still to be demonstrated, evidences of positive relations have been identified (Tzoulas et al., 2007). In this context, "exposure" itself may refer to dif-

ferent states. Jules Pretty (2004) recognizes three different level of engagement with nature, namely *viewing*, *being in the presence or nearby*, and *active participation and involvement*, each one having different implications on health. Overall, these studies indicate a role of green areas in encouraging physical activity and in providing a restorative environment. Beneficial changes on feelings of energy, anxiety, anger, fatigue and sadness have been measured after the exposure to natural environments (Bowler et al., 2010).

## II. Health benefits in the ecosystem service framework

In the global scheme of the Millennium Ecosystem Assessment, health is one of the five dimensions of human wellbeing sustained by ecosystems through their services (MA, 2005). Here all the three components of health (biological - *strength*, psychological - *feeling well*, and epidemiological - *access to clean air and water*) are acknowledged in connection with different ecosystem services, thus providing a comprehensive framework for the abovementioned researches. Studies on urban ecosystem include among their services the regulation of the environmental variables (e.g., air purification, runoff mitigation, noise reduction) and the chance for recreation (Gómez-Baggethun & Barton, 2013). The category of regulating services allows to integrate in the same frame of reference the individual-based studies focused on biological and psychological health with the environmental health considerations related to the epidemiological dimension and to the role of green in mitigating environmental risks. Furthermore, by looking at health benefits through the ecosystem service lens it is possible to apply the Cascade Model (Haines-Young & Potschin, 2009) and to trace back from each service to the ecosystem functions that determine its provision and ultimately to the ecosystem structure, which stands in the planning domain. Finally, the service concept is also a way to put light on beneficiaries, which can be useful in order to include consideration for health in the design and assessment of planning actions.

## III. An operational approach through green infrastructures

Despite the broad scientific debate, the ecosystem service concept is still scarcely main-

streamed in planning. On the contrary, the idea of "green infrastructures" is more easily accepted and appears to be promising to communicate that planning and management of green spaces, when aimed at conservation and sustainable use, are ways to sustain and secure services supply (Albert & Von Haaren, 2014). The focus on a wider concept of infrastructure and on the spatial dimension can be used by the ecosystem service concept as an entry point to planning.

The following stages exemplify an operational approach to effectively take into account the role of green spaces in sustaining human health while planning green infrastructures:

1. identify the (most relevant) health components affected by the exposure to green spaces;
2. for each component, identify the characteristics of green infrastructures (the "ecosystem structure" in the Cascade Model) that define the supply of the ecosystem service: these may include both intrinsic features of green areas (e.g., dimension, level of biodiversity, equipment) and attributes of their spatial arrangements (e.g., proximity, accessibility, visibility), depending on the component considered;
3. identify the individual or environmental vulnerabilities related to the health component and map the vulnerable population (a framework like the one provided by Turner et al. (2003) can be useful to complete this task);
4. perform a spatially explicit comparison between supply (1) and demand (2): this stage provides an assessment on the current state of green infrastructures with respect to the specific component of health that is analyzed;
5. recognize opportunities for improving the existing green infrastructures and plan their implementation.

This spatially-explicit, beneficiaries-based approach can provide an innovative interpretation of green infrastructures and promote the integration of health concerns in their design and assessment.

## Riferimenti bibliografici

- Albert, C., Von Haaren, C. (2014), "Implications of applying the Green Infrastructure concept in landscape planning for Ecosystem Services in peri-urban areas: An expert survey and case

study”, *Planning Practice & Research*, 1–16

- Bowler, D. E. et al. (2010), “A systematic review of evidence for the added benefits to health of exposure to natural environments”, *BMC Public Health*, 10, 456
- Calabi, D. (2000), *Storia dell'urbanistica europea*, Paravia scriptorium
- Gómez-Baggethun, E., Barton, D.N. (2013), “Classifying and valuing ecosystem services for urban planning”, *Ecological Economics*, 86, 235–245
- Haines-Young, R.H., Potschin, M.B. (2009), “The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being”, *Ecosystems Ecology: A New Synthesis*, 31.
- Koohsari, M.J. et al. (2015), “Public open space, physical activity, urban design and public health: Concepts, methods and research agenda”, *Health & Place*, 33, 75–82
- MA - Millennium Ecosystem Assessment (2005), *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*, Island Press, Washington, DC
- Pretty, J. (2004), “How nature contributes to mental and physical health”, *Spirituality and Health International*, 5(2), 68–78
- Turner, B.L. et al. (2003), “A framework for vulnerability analysis in sustainability science”, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100(14), 8074–8079
- Tzoulas, K. et al. (2007), “Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review”, *Landscape and Urban Planning*, 81(3), 167–178

## Ecological networks and urban planning: a case study in Sardinia

Andrea De Montis, Simone Caschili, Maurizio Mulas, Giuseppe Modica, Amedeo Ganciu, Antonietta Bardi, Antonio Ledda, Leonarda Dessena, Luigi Laudari, Carmelo Riccardo Fichera

### Introduction

This paper constitutes an excerpt of an essay proposed by the authors (De Montis et al., 2015) and provides a methodological framework for the modelling and study of ecological networks (ENs) in peri-urban settings. Our approach can be adopted as a monitoring tool able to support practitioners to design master plans while enhancing and protecting ecological networks. In particular, we investigate the spatial resilience of ecological networks to resist and adapt to external disturbances.

The argument is presented as follows. In the next section, we debate the current methodologies regarding ecological network analysis, management, and planning. In the third section, we discuss the cornerstones of complex network analysis and principles underlying the assessment of spatial resilience under random and preferential attacks. In the fourth section, we focus on the case study of the municipality of Nuoro (Italy), build the ecological network, and develop on the spatial resilience of the system under different scenarios. In the last section, we discuss the main results obtained and open to future research developments of this paper.

### Ecological networks in landscape planning

The construction and development of ENs is one of the prominent strategies able to counteract the decrease of biodiversity level in contemporary landscapes (Hagen et al., 2012). ENs developed at different institutional levels have gained an increasing importance as possible common action in landscape planning towards nature conservation also in the context of European integration (Jongman et al., 2004). Beyond the green infrastructure, Natura 2000 network is one the

main concepts that inspires the design and institution of ENs in Europe. In this respect and given the focus of this paper, Italy is very active. Regional administrations are responsible for the implementation of ENs: relevant examples include the regional ecological networks (RENs) of Apulia, Emilia Romagna, Lazio, Liguria, Lombardy, Marche, Tuscany, Veneto, and Umbria. In many cases, the REN constitutes a cornerstone for local landscape protection policy and planning.

In operational terms, the analysis of ENs can be referred to graph based modelling techniques that have been proposed under the field of complex network analysis (CNA). CNA applications are based on mechanical statistics approach applied to the wider availability, in the last 15 years, of large data sets and higher processing power. These techniques have assisted analysts in the characterization of complex systems in many realms: biology, engineering, sociology, genomics, environmental planning, and others (Albert and Barabási, 2002; Boccaletti et al., 2006).

In addition, ENs should be inspected by invoking the class of spatial networks, which include elements that present a reference to geographical space: in our case, nodes and edges consist of patches and corridors, which display a certain location, extension, width, length, and shape (Dale and Fortin, 2010). The application of spatial networks to modeling ENs is still in its infancy and constitutes a promising field of application. Advanced spatial analysis is usually adopted to recognize and map ecological patches and corridors through the use of GIS tools including ad hoc routines tailored for network analysis and available in many software programs (Boyd and Foody, 2011).

Landscape connectivity characterises the analysis of ENs, with a focus on establishing whether two given patches are connected or not. In this respect, meta-population, i.e. the study and identification of typical vegetal and animal target species, is of paramount importance (Cartensen et al. 2012). Each species is mainly defined by its general behaviour and attitude towards displacement. In this context, a very frequently adopted index is the dispersal distance that measures the maximum length a target species is able to cover. In this sense, two patches are connected if they are located within the dispersal distance of target species in a given EN.

## Network theory and modeling for ecological systems

An EN can be represented as a weighted directed spatial network in order to take into account: i) the pattern of seed dispersal from colonized to first neighbor nodes, and ii) the intensity of the relation between each pair of nodes (dispersal probability). In this respect, we consider that the intensity of interactions (i.e. weights) varies depending on the probability that plant seeds are dispersed. We spatially locate each node in its patch's centroid and we use the patch's area as an index of the carrying capacity, habitat quality and productivity (Urban and Keitt, 2001). Our model is a multilayer network (Boccaletti et al., 2014) composed of three graph-layers whose intra layer connections are: i) Euclidian distances  $d_{ij}$  between nodes  $i$  and  $j$ , ii) dispersal probability  $p_{ij}$ , and iii) dispersal flux  $w_{ij}$  between  $i$  and  $j$ . The dispersal probability is expressed as:

(1)

where  $\beta$  is an impedance coefficient which

$$p_{ij} = f(\beta, d_{ij})$$

accounts for the impact of space in the propagule dispersal (plant seeds). Dispersal probability can take several forms such as exponential and Gaussian distributions (Clark et al, 1999).

We use the concept of dispersal fluxes in order to take into consideration the capacity of source patches to "colonize" other patches. The dispersal flux from patch  $i$  to  $j$  is:

(2)

where  $ap_i$  is the area of source patch  $i$  and

$$w_{ij} = \frac{ap_i}{ap_{tot}} p_{ij}$$

$ap_{tot}$  is the area of the habitat under exami-

nation, and  $p_{ij}$  is the probability of seed dispersal from  $i$  to  $j$ , normalized by the sum of  $i$ 's weights. Furthermore, being the network

oriented,  $w_{ij} \neq w_{ji}$ .

In De Montis et al (2015), the reader can find

an examination of network measures discussed for the ENs' class.

### Network spatial resilience against attacks

We benchmark network spatial resilience by evaluating the total residual dispersal capacity  $F(T)$  in the network, which accounts for the propagule dispersal level in a network. We calculate the total residual dispersal capacity of a network at time  $T$  as follows:

(3)

$$F(T) = \sum_{i,j \in N} w_{ij}(T)$$

The higher  $F$  is, the higher the movement of propagule in a network, which signals higher biotic activities in the ecosystem.

Disjoint sub-networks are the direct effect of fragmentation and we measure it by counting the number of connected components in the network, also called weakly connected components (Dijkstra, 1976). The smaller is the number of connected components after removing nodes, the higher is the network's spatial resilience to changes in its organization and biotic interactions.

We study the spatial resilience of ecological networks with a probabilistic and deterministic approach. In the probabilistic approach, we randomly remove nodes in order to evaluate the resilience of the system. In the deterministic approach we consider two strategies: in the first one we deliberately attack strategic nodes (i.e. nodes with high centrality) in order to check if the system would be resilient to extreme conditions. The second one evaluates the effects of master plans (i.e. in terms of land use changes) on ecological networks. The selective attack is implemented according to the probability of a given land use to interfere with the biotic life of an EN. We account for it by calculating the probability of planning interference ( $PPI$ ) of each node  $i$  as follows:

(4)

where  $A_i$  is the area of the patch,  $LI$  is the

$$PPI_i = f(A_i, LI_i, \phi_i)$$

land index (i.e. the maximum build volume per unit of surface area) and  $\phi_i$  is a coefficient that accounts for the land use type of patch  $i$ .  $PPI$  is directly proportional with

its three components. Thus, our hypothesis is that smaller patches are more fragile and have a higher probability to disappear. A higher land index allows landowners to build more in their property and thus our hypothesis is that the higher the  $LI$  the higher the probability of a patch to disappear. Finally, the coefficient  $\phi$  takes into account the effect of different land uses.

### Case study: the ecological network of Nuoro (ENN)

The context of this application is Nuoro, a medium size town (roughly 37,000 inhabitants in 2015) located in central Sardinia, Italy. The history of the town reports on strong relationships between population and landscape, characterized by ecosystems belonging to the Mediterranean maquis and fairly high altitude sites (maximum 955 m above sea level), such as the Ortobene peri-urban mountain. The interplay between urban settlement and landscape is characterized by the absence of a clear boundary delimitating urban and rural settings. In this case, peri-urban areas play an important role in biodiversity management, because they are able to reconnect external environments to internal zones encapsulated in the urban fabric. The design and management of an ecological network is crucial for the municipality of Nuoro as the urban settlement is progressively sprawling into the surrounding rural areas. Urban and regional land use plans imply transformations, which affect positively and negatively the ecological network. In this case, a coordination is required, as many examples of municipal ecological network indicate (Jongman et al, 2004).

#### Target species and dispersal distance

Olive (*Olea europaea*) and Holm oak (*Quercus ilex*) are two of the most characteristic plant species of peri-urban landscape of the town of Nuoro. Both Olive and Holm oak are widely used in the urban and peri-urban green areas such as gardens and street trees and natural areas (abandoned orchards, parks, and unused areas). Thereafter, the choice of those two species allows for the classification of urban and peri-urban areas based on the potential colonization, presence and evolution of them (in De Montis et al, 2015, the reader can find a detailed description of the plant species and colonization processes that

Description	Format	Scale	Spatial Resolution	Year	Source
Aerophotogrammetric map of Nuoro	AutoCad drawing (*.dwg)	1:10,000	-	1998	ARS
RGB Orthophoto	*.Geotiff	-	0.50 m x 0.50m	2006	ARS
Sardinian Forestry Plan	*.pdf	1:250,000	-	2007	ARS
Master Plan of Nuoro	*.shp	Various	-	2009	Province of Nuoro

Tabella 1 - Metadata of the processed information in the case study of Nuoro. Source: De Montis et al. (2015)

N	Classification	Olive ( <i>Olea europaea</i> )	Holm oak ( <i>Quercus ilex</i> )
1	Olive orchard	Dominant cultivated	Absent, possible colonization
2	Green area	Present cultivated	Absent, possible colonization
3	Green area	Absent, possible colonization	Present as young plants
4	Green area	Present cultivated	Absent, possible colonization
5	Green area	Present cultivated	Established
6	Green area	Present cultivated	Established
7	Green area	Absent, possible colonization	Established
8	Green area	Absent, possible colonization	Established
9	Green area	Absent, possible colonization	Established
10	Natural area	Initial colonization	Absent, possible colonization

Tabella 2 - Classification of a sample of ten patches. Source: De Montis et al. (2015)

involve vegetal and animal species in the urban and peri-urban areas of Nuoro).

Our analysis has pointed out that the two plant species (Olive and Holm oak) have multiple possibilities to be efficiently dispersed in the peri-urban area of Nuoro, while a reasonably restricted access of vectors characterizes the urban zone. The highest spreading possibility is for Olive species that in spite of the minor dispersal distance  $d_{j,0}$  (maximum 100 m) is favoured by the high population of frugivorous birds actively feeding Olive fruits. On the contrary, the Holm oak showed a potential wider spreading distance  $d_{j,0}$  (maximum 1,000 m range) but a decidedly lower population of animal vectors and a strongest dependence from ecological corridors.

#### Data and software used

The construction of the ENN has implied the identification and classification of patches in a pilot area of Nuoro. Geographical information has been drawn from aero-photogrammetric maps and verified through photo-interpretation and field surveys. Orthophoto maps were geo-referenced into the Monte Mario/Italy zone 1 projection (EPSG code: 3003) and released in 2006 by the Autonomous Region of Sardinia (ARS). In addition, we have considered the information provided by the Sardinian Forestry Plan (District level). Land use planning information has been extracted from the 2009 update of the municipal Master Plan of the town of Nuoro.

Table 1 reports the metadata of the processed information.

Geographic information has been processed through CAD proprietary software (Autodesk AutoCad) and GIS open source software (QGIS). Spatial network visualization and analysis has been performed through the open source software Gephi (Bastian et al., 2009) and NetworkX (Hagberg et al., 2008).

#### Building the ENN

Our study has regarded the northern part of Nuoro, where we have sampled a set of 236 patches. Each patch has been classified as reported in Table 2. -

The starting point of our dynamic analysis is

an initial scenario corresponding to the current state of the system that includes patches as nodes, only if they currently host at least one target species.

#### Analysis of the ENN

While the reader is referred to De Montis et al. (2015) for a complete coverage of the topological and weighted network analysis of the ENN, this section focuses on the analysis of the betweenness centrality. We plot betweenness centrality ( $BC$ ) of each node in Figure 1 left, which allows us to detect patches that act as bridges and provide the shortcuts in the ENN. The network has a large number of nodes with high  $BC$ , which is a signal of high resistance to external attacks.

The network analysis has thus so far shown two different categories of nodes equally important for the biotic life of the ENN: nodes localized in its outer edge (i.e. belonging to peri-urban, i.e. rural areas contiguous to the town) show the highest dispersal capacity and enhance the spread of seeds, while nodes in its central part allow for the circulation of biotic flows in the network.

#### Spatial resilience analysis

We are interested to assess whether the ENN is resilient to human changes and whether the ecosystem will survive to disturbances. From a planning approach, disturbances may result in the loss of patches due to several natural factors (earthquakes, flooding, windstorms, vegetal diseases, etc.) and artificial drivers (building of new settlements, fires, urban forestry activities, biologic treatments, etc.), that hinders the development of the target species and the dispersal process.

We have scrutinized the resilience of the ENN to exogenous attacks by simulating the loss of patches. We have assessed the response of the ENN to three approaches illustrated in Table 3.

According to the first approach, we perform a stochastic selection, where nodes are randomly and progressively removed at each step. Furthermore, in order to reduce the error of our stochastic model, we apply a Monte Carlo approach (Ripley, 1987). We repeat the experiment 1,000 times and consider the most probable state provided by the average

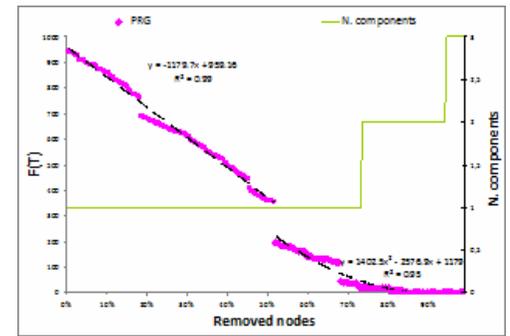
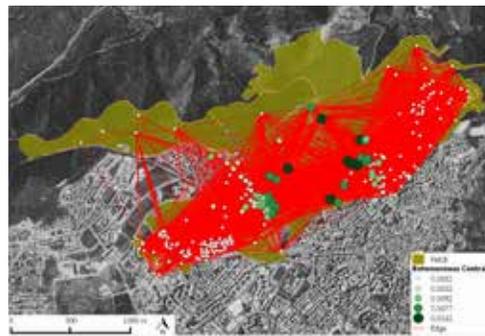


Figura1 – Left: thematic mapping of betweenness centrality ( $BC$ ). The image in the background is an orthophoto released in 2006 by the Autonomous Region of Sardinia. Right: Third approach to ENN resilience analysis: effects of PPI-based preferential nodes' removal. Source: De Montis et al. (2015)

N	Classification	Olive ( <i>Olea europaea</i> )	Holm oak ( <i>Quercus ilex</i> )
1	Random	Stochastic, Monte Carlo	Total residual dispersal capacity, number of connected components
2	Preferential 1	Deterministic, Decreasing $BC$	Total residual dispersal capacity, number of connected components
3	Preferential 2	Deterministic, Decreasing influence of master planning (Master Plan of Nuoro)	Total residual dispersal capacity, number of connected components

Tabella 3 - Main characteristics of the three approaches to the study of the ENN's resilience. Source: De Montis et al. (2015)

value at each step. The other two approaches imply a preferential selection of the nodes to be attacked and successfully eliminated. The second approach deterministically assesses the adaptability of the system when it loses more important nodes. We remove nodes in descending order of  $BC$ . The third approach implies the removal of nodes due to another deterministic criterion, namely the level of influence of the Master Plan of Nuoro over the ENN in descending order of PPI (equation 4).

When the EN is randomly attacked, the total residual dispersal capacity  $F(T)$  is fitted by a polynomial curve of second degree ( $R^2=0.99$ ) which signals a gradual loss of total dispersal capacity. The system conserves 50% of its dispersal capacity after removing 30% of nodes and about one third of its dispersal capacity after removing 50% of its nodes. These results are complemented by the analysis of connected components. We found that the cut point for the ENN to have more than one connected components is 90% of removed nodes. After removing 98% of total nodes,

we found that the network had only three connected components. These results are in line with previous studies that showed that co-evolving systems of interlaced human and natural activities are resilient to external shocks (Gunderson, 1999). According to the second approach involving a preferential attack of central nodes, we removed 53% of the total number of nodes. The drop in the total dispersal capacity is much higher in this test. The network loses more than 50% of its total dispersal capacity after removing 5% of its nodes and splits in two sub networks (connected components). The 5% threshold characterizes a 10% loss of dispersal capacity by removing one more percent of nodes. Other relevant thresholds are at 3, 10 and 18%. After removing 10% of the most central nodes, the network has a residual dispersal capacity 90% lower than its initial dispersal capacity. The third approach evaluates the impact of human activities (i.e. land use and master planning) by removing nodes according to the impact of the Master Plan of Nuoro on the ENN. In Figure 1 right,

we illustrate the results of resilience analysis according to *PPI*-based node removal. We observe a slower decay of  $F(T)$  compared to the *BC*-based removal: the network conserves 50% of its functionality after removing around 50% of nodes. The *BC*-based removal follows an exponential decay ( $R^2 = 0.96$ ) while the *PPI*-based removal a linear trend ( $R^2 = 0.99$ ) in the first part (50% removed nodes) and a polynomial trend in the second part ( $R^2 = 0.95$ ). We thus conclude that the effect of the Master Plan of Nuoro on the ENN is intermediate between a random attack and preferential *BC*-based attack. The latter findings open a wider discussion on the effect of human settlements and land planning on ecological networks.

### Conclusions and outlook

A major contribution of this essay regards the investigation on spatial resilience of ENs. In particular, we have demonstrated that the ENN currently is able to resist to random attacks on its nodes. By contrast, the ENN becomes soon very fragile when disturbed by preferential attacks addressed to the nodes with the highest networking dispersal capacity (*BC*). This evidence confirms that the preservation of nodes with the highest *BC* is crucial for the survival of the ENN. In addition, the ENN is resilient to targeted attacks aimed to nodes exposed to higher probability of removal due to the interference generated by the Master Plan. In this respect, we note that the ENN under planning regulations is more resilient than it would be without any Master Plan.

Although this research has already demonstrated a number of valuable findings, we call for further work on some empirical questions. The opportunity to monitor the effect of different planning dispositions in time and space needs additional work. The study of other updates of the Master Plan of Nuoro can be applied in a dynamic perspective. For our case study, recent contacts with the administration of the municipality of Nuoro have been directed to launching the project of an ecological network and a dedicated municipal environmental and planning observatory. Furthermore, the current pilot system presented in this study covers the northern sector of the town of Nuoro including 236 patches. We plan to extend our analysis to the whole municipality comprehending

both rural and urban areas. Patches have been detected through the presence of target species using two instruments: field survey and orthophoto interpretation. As the first is always the most reliable assessment of current state of the patches, we will verify every patch colonization state through direct field work.

### Acknowledgements

This paper presents materials extensively developed in a much more detailed essay of the same authors (De Montis et al., 2015).

### Riferimenti bibliografici

- Albert, R., Barabási, A.L. (2002), "Statistical mechanics of complex networks", *Rev. Mod. Phys.*, 74, (47-97).
- Boccaletti, S., Bianconi, G., Criado, R., Del Genio, C. I., Gómez-Gardeñes, J., Romance, M., Zanin, M. (2014), "The structure and dynamics of multilayer networks", *Physics Reports*, 544(1), (1-122).
- Dale, M.R.T., Fortin M.-J. (2010), "From graphs to spatial graphs", *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 41, (21-38).
- De Montis, A., Caschili, S., Mulas, M., Modica, G., Ganciu, A., Bardi, A., Ledda, A., Dessena, L., Laudari, L., Fichera, C.R. (2015), "Urban-rural ecological networks and landscape planning", *Land Use Policy*, doi: 10.1016/j.landusepol.2015.10.004.
- Gómez, J.M. (2003), "Spatial patterns in long-distance dispersal of *Quercus ilex* acorns by jays in a heterogeneous landscape", *Ecogr.*, 26, (573-584).
- Jongman, R.H.G., Külvik, M., Kristiansen, I. (2004), "European ecological networks and greenways.", *Landsc. Urban Plan.*, 68, (305-319).

## Pianificazione, paesaggio e valutazione: una sperimentazione per un ecosistema fluviale

Pasquale De Toro, Tiziana Venditto

### Introduzione

Lo sviluppo territoriale è spesso caratterizzato da problemi ambientali di forte "impronta ecologica", anche con riferimento a specifici impatti sugli ecosistemi naturali ed i relativi servizi.

La sperimentazione, che prende spunto dagli studi affrontati principalmente da Vittorio Ingegnoli (1980, 1993) e recentemente rielaborati da Raffaella De Martino (2015), nasce dalla necessità di una riqualificazione territoriale sorretta da una pianificazione attuativa incisiva con valenza paesistica e di attrattività sociale, sostenuta da una rete ecologica con trama estesa e vitale, attenta alla connessione delle risorse ambientali.

L'obiettivo è quello di sperimentare una serie di indicatori ed indici sviluppati nell'ambito dell'"ecologia del paesaggio" per un ecosistema fluviale del territorio di Frazione Lago (Castellabate, Salerno), allo scopo di costruire un sistema di supporto alle decisioni in grado di valutare idonee strategie per la riqualificazione fluviale.

Questo determina l'esigenza di riferirsi al fiume, non solo come elemento di tutela, ma come occasione di "reinvenzione" della città e del paesaggio. L'integrazione tra metodi di valutazione multicriterio e sistemi informativi geografici risulta particolarmente significativo.

### Indicatori territoriali e definizione delle unità di paesaggio

Partendo dalla carta dell'uso del suolo (Fig. 1a), attraverso la quale è possibile comprendere le modalità di utilizzazione del territorio, è stata determinata la capacità di un ecosistema di conservare e massimizzare l'impiego di energia ed individuare le evoluzioni del paesaggio. In particolare, attraverso il calcolo dell'Indice di Biopotenzialità Territoriale (BTC) (Ingegnoli, 1993; Ingegnoli e Pignatti, 1996) è stato possibile suddividere il territorio in esame in differenti classi di biopotenzialità. Si tratta di un indice che fornisce informazioni sullo stato del metabolismo

energetico dei sistemi vegetali e rappresenta la capacità di un ecosistema di conservare e massimizzare l'impiego di energia, individuando le evoluzioni/involuzioni del paesaggio in relazione al grado di conservazione, recupero o trasformazione del mosaico ambientale.

In generale, le classi di BTC sono le seguenti:

- *Classe A (bassa, << 0,5 Mcal/m<sup>3</sup>/a):* prevalenza di sistemi con sussidio di energia (industrie e infrastrutture, edificato) o a bassa metastabilità (aree nude, affioramenti rocciosi);

- *Classe B (medio bassa, 0,5-1,5 Mcal/m<sup>3</sup>/a):* prevalenza di sistemi agricoli-tecnologici (parti e seminativi, edificato sparso), ecotopi naturali degradati o dotati di media resilienza (incolti erbacei, arbusteti radi, corridoi fluviali privi di vegetazione arborea);

- *Classe C (media, 1,5-2,5 Mcal/m<sup>3</sup>/a):* prevalenza di sistemi agricoli seminaturali (seminativi erborati, frutteti, vigneti, siepi) a media resistenza di metastabilità;

- *Classe D (medio-alta, 2,5-3,5 Mcal/m<sup>3</sup>/a):* prevalenza di ecotopi naturali a media resistenza a metastabilità (arbusteti paraclimatici, vegetazione pioniera), filari, verde urbano, rimboschimenti, impianti da arboricoltura da legno, pioppeti;

- *Classe E (alta, >> 3,5 Mcal/m<sup>3</sup>/a):* prevalenza di ecotopi senza sussidio di energia, seminaturali (boschi cedui) o naturali ad alta resistenza e meta stabilità (boschi del piano basale e submontano, zone umide).

Nel caso in esame la BTC varia dalla Classe A (bassa) alla Classe D (medio-alta) evidenziando, in alcune zone, un impoverimento del territorio ed una banalizzazione del paesaggio dovuti allo sviluppo insediativo presente, mentre in altre una potenzialità naturale buona (Fig. 1b).

Inoltre, bisogna considerare che la rete antropica genera un sistema di insediamenti ed infrastrutture che isola parti di paesaggio formate da singoli ecotopi, naturali o seminaturali, e dotate di specifiche caratteristiche. Pertanto, il territorio è stato suddiviso in 22 unità di paesaggio (UP) (Fig. 1c), delimitate da elementi lineari di origine antropica o naturale, caratterizzate al loro interno da un diverso uso del suolo ed in grado di produrre una diversa quantità di bioenergia (BE, misurata in Mcal/a).

Per determinare il valore di bioenergia delle singole UP<sub>i</sub> (i=1,...,22) è stata applicata la seguente formula (Ingegnoli, 1993):

$$BE_i = B_i(1 + k_i)$$

dove B<sub>i</sub> rappresenta la biopotenzialità territoriale di ciascuna UP<sub>i</sub>, definita attraverso la somma dei prodotti ottenuti dal valore della BTC per l'area della porzione di UP<sub>i</sub>, che assume quel valore di BTC diviso l'area totale della UP<sub>i</sub>; k<sub>i</sub> è un indicatore composito costituito da kF<sub>i</sub>, kP<sub>i</sub> e kD<sub>i</sub> (che rappresentano il coefficiente di forma, quello di permeabilità e quello di biodiversità per la UP<sub>i</sub>) calcolato come:

$$k_i = (kF_i + kP_i + kD_i) / 3$$

In particolare:

$$kF_i = 1 - (PC_i / P_i)$$

dove PC<sub>i</sub> rappresenta il perimetro (espresso in metri) del cerchio equivalente alla UP<sub>i</sub> corrispondente, mentre P<sub>i</sub> è il perimetro della stessa UP<sub>i</sub>;

$$kP_i = \frac{\sum (L_i \times p)}{P_i}$$

dove il numeratore è dato dalla sommatoria delle lunghezze (L<sub>i</sub>) delle barriere che separano le UP<sub>i</sub> per il coefficiente di permeabilità p di ogni elemento delle barriere, con p che può assumere valori da 0,10 a 1,00 a seconda che si abbia un basso valore di permeabilità (ad es. p=0,10 per le autostrade) o un elevato valore di permeabilità (ad es. p=1,00 per canali irrigui e fiumi); il denominatore rappresenta il perimetro P<sub>i</sub> delle singole UP<sub>i</sub>;

$$kD_i = \frac{\sum_{h=1}^5 \frac{m_{hi}}{m_i} \text{Log} \frac{m_{hi}}{m_i}}{\text{Log}(1/5)}$$

dove m<sub>1</sub>, m<sub>2</sub>, m<sub>3</sub>, m<sub>4</sub>, m<sub>5</sub> rappresentano, per ciascuna UP<sub>i</sub> il numero di elementi con BTC rispettivamente pari a 0,0, 1,5, 2,5, 3,5 e 5,0 ed m<sub>i</sub> il numero totale di elementi presenti in ogni UP<sub>i</sub> (cioè m<sub>i</sub>=m<sub>1</sub>+m<sub>2</sub>+m<sub>3</sub>+m<sub>4</sub>+m<sub>5</sub>); si noti che in questo caso la classe di BTC pari a 5 non è stata presa in considerazione in quanto assente (Fig 1d).

Per ciascuna delle UP<sub>i</sub>, attraverso il GIS, è stato possibile calcolare il valore di tutti i fattori di cui sopra. Per facilitare l'interpretazione

del dato, i valori di bioenergia delle UP sono stati normalizzati, ottenendo il valore maggiore in corrispondenza della UP<sub>8</sub>.

Attraverso la seguente relazione, sono stati calcolati anche i flussi di bioenergia (F<sub>ij</sub>) tra le diverse UP adiacenti:

$$F_{ij} = p \times \left( \frac{BE_i + BE_j}{2} \right) \times \left( \frac{L_{ij}}{P_i + P_j} \right)$$

dove BE<sub>i</sub> e BE<sub>j</sub> esprimono rispettivamente il valore energetico assoluto delle unità adiacenti i, j ed L<sub>ij</sub> rappresenta il perimetro di contatto tra le due unità adiacenti.

Attraverso il calcolo delle lunghezze delle barriere è stato possibile calcolare i flussi di bioenergia normalizzati, ottenendo il valore maggiore per le UP<sub>8</sub> e UP<sub>10</sub>.

Il valore complessivo delle singole unità (VUP<sub>i</sub>) è espresso dal valore di bioenergia dell'UP<sub>i</sub> e dalla possibilità di scambio con le unità limitrofe (F<sub>ij</sub>), attraverso la seguente formula (De Martino, 2015):

$$VUP_i = BE_i \left( \sum_{j=1}^n F_{ij} \right) \text{Log} N_i$$

dove n è il numero di UP (con n=22) e N è il numero di legami di ogni singola unità (Fig. 1d).

Il calcolo di VUP<sub>i</sub> fa registrare il valore minimo di 0,11 nelle UP<sub>14</sub> e UP<sub>15</sub>, ed il valore massimo di 11,61 nella UP<sub>8</sub>. In particolare, si registra quanto segue:

- le UP<sub>8</sub>, UP<sub>9</sub>, UP<sub>10</sub> e UP<sub>16</sub> rappresentano le porzioni territoriali di maggiore valore ecologico e quindi meritevoli di più attenzione, caratterizzate da buoni contenuti energetici e connessioni importanti, pertanto da salvaguardare;

- le UP<sub>11</sub> e UP<sub>21</sub> presentano livelli di bioenergia più bassi dei precedenti ma livelli di flussi medi e quindi sarebbe opportuno rinaturalizzare le seguenti aree al fine di sfruttare le potenzialità dei flussi su di esse insistenti;

- le UP<sub>5</sub>, UP<sub>7</sub>, UP<sub>13</sub> e UP<sub>20</sub> presentano un valore di bioenergia medio-basso determinato dalla presenza di attività agricole e da flussi deboli per la presenza di infrastrutture urbane principali, difficilmente penetrabili, fasce di vegetazione naturale consen-

tirebbero di aumentare il livello di stabilità complessiva del sistema;

- le UP<sub>2</sub>, UP<sub>3</sub>, UP<sub>4</sub>, UP<sub>6</sub>, UP<sub>17</sub>, UP<sub>18</sub>, UP<sub>19</sub> e UP<sub>22</sub> sono caratterizzate da bassi contenuti energetici e da flussi molto deboli; l'eventuale trasformazione delle unità da seminaturali a naturali ed il rafforzamento delle connessioni è sicuramente auspicabile;

- le UP<sub>1</sub>, UP<sub>12</sub>, UP<sub>14</sub> e UP<sub>15</sub> sono aree che presentano contenuti energetici scarsi per la presenza diffusa di ambienti urbanizzati o contornate da superfici artificiali che alterano l'habitat naturale.

Per completare l'indagine, ci si è avvalsi di altri due indicatori molto utilizzati nell'ambito dell'ecologia del paesaggio: connettività e circuitazione (Forman e Godron, 1986).

La connettività indica la possibilità di spostamento tra elementi funzionalmente omogenei, definisce percorsi per la diffusione delle specie animali e vegetali, e per la fruizione degli ambiti naturali da parte dell'uomo.

La circuitazione consiste, invece, nella possibilità di effettuare dei percorsi all'interno di una struttura paesistica e, dunque, restituisce un'idea dell'efficienza della rete.

$$\gamma = \frac{Lg}{Lg_{max}} = \frac{Lg}{3(V-2)}$$

Ebbene, l'indice di connessione valuta la quantità di scambi funzionali possibili in un paesaggio e viene calcolato attraverso la seguente relazione (Ingegnoli, 1993; De Martino, 2015):

dove Lg rappresenta il numero di legami esistenti e V il numero dei vertici.

I legami sono essenzialmente corridoi naturali come fiumi, dorsali, piste di animali, o artificiali come strade, elettrodotti, percorsi ciclopedonali, mentre i nodi sono costituiti dagli incroci tra legami che obbligano ad un cambio di direzione o dalle macchie boscate in relazione con strutture lineari. In un intervallo tra 0 e 1, tanto più alto è il valore di  $\gamma$ , tanto più in "equilibrio" risulta il paesaggio per determinate specie animali e vegetali.

Nel caso specifico di Frazione Lago si ottiene  $\gamma=0,73$ , cioè una connettività del 73%.

L'indice di circuitazione, invece, indicato con il simbolo  $\alpha$ , è fornito dal rapporto tra circuiti indipendenti realmente esistenti in un ter-

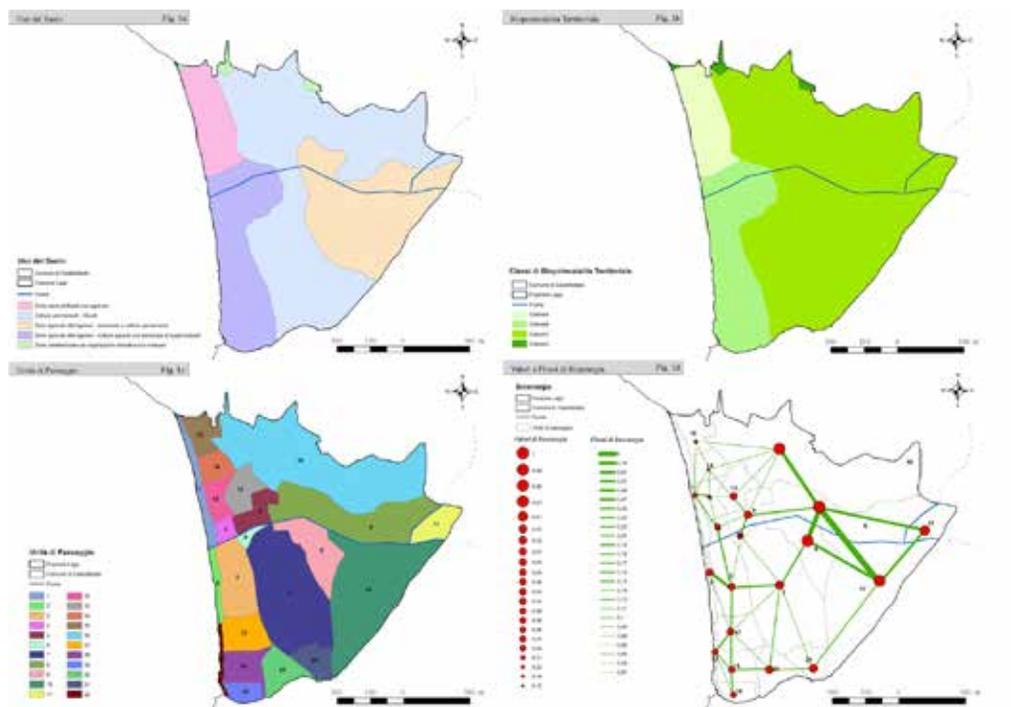


Figura 1- Indicatori territoriali e unità di paesaggio

ritorio ed il massimo dei circuiti possibili. È dato da:

Lg rappresenta il numero di legami, V il numero dei vertici e  $C_{max}$  il numero massimo di circuiti.

$$\alpha = \frac{Lg - V + 2}{C_{max}} = \frac{Lg - V + 2}{2V - 5}$$

In un intervallo tra 0 e 1, se il valore di  $\alpha$  si avvicina allo 0 si è in presenza di una rete senza circuiti, mentre se il valore di  $\alpha$  si avvicina a 1 si è in presenza di una rete con il massimo numero di circuiti possibili, assicurando passaggi costanti che consentono un regolare svolgimento delle relazioni tra le specie e pertanto verrà indicato come "stabile".

Per l'area studiata si ottiene  $\alpha=0,61$ , che esprime una efficienza della rete pari al 61%; pertanto, il paesaggio è in grado di consentire le relazioni tra le specie che, comunque, andrebbe intensificato.

Inoltre, si definiscono come "habitat umano" (HU) quelle porzioni di territorio nelle quali l'uomo svolge la maggior parte delle sue funzioni vitali, quindi aree urbanizzate, agricole e boscate interessate da azioni di mantenimento da parte dell'uomo.

Si definiscono come "habitat naturale" (HN) quelle porzioni di territorio che solo saltuariamente vengono frequentate dall'uomo e che non sono luoghi di attività umane per-

manenti come brughiere, campi incolti o abbandonati, ecc. (Ingegnoli, 2001).

Nell'area oggetto di studio una parte consistente del territorio risulta essere artificiale. Nello specifico il rapporto tra HN e HU assume un rapporto pari 0,20. Questo denota un necessario incremento della percentuale di HN, tale da accrescere la qualità ambientale, attraverso la creazione di nuove aree verdi ed il potenziamento di quelle esistenti come protezione per le specie animali e vegetali e fruizione per i cittadini.

Il sistema delle connessioni territoriali, dunque, presenta un valore abbastanza alto ma se il paesaggio viene considerato in maniera globale è evidente che l'ambiente naturale e l'efficienza della sua rete risultano compromessi.

### Caratteri intrinseci delle unità di paesaggio

La fase successiva dello studio consiste nella classificazione dei caratteri intrinseci delle diverse UP, considerando i seguenti criteri (Ingegnoli 1993, De Martino, 2015):

- uso del suolo prevalente;
- coerenza funzionale degli elementi;
- posizione dell'ambito nell'ecotessuto.

Relativamente all'uso del suolo prevalente (Fig. 2a), le UP sono state classificate assegnando loro i seguenti punteggi:

- aree di interesse naturalistico: 1,0
- aree cittadine con limitate valenze ecologiche: 0,7
- aree ad indirizzo agricolo: 0,5
- aree urbane artificiali: 0,3
- aree con attività stressanti per l'ambiente: 0,0.

I valori più bassi sono stati registrati per le UP<sub>16</sub>, UP<sub>8</sub>, UP<sub>11</sub>, UP<sub>9</sub>, UP<sub>10</sub>, UP<sub>21</sub>, UP<sub>20</sub>, UP<sub>19</sub>, UP<sub>17</sub> e UP<sub>18</sub> in quanto riscontrabili numerose attività ad indirizzo agricolo di forte stress per il suolo su cui insistono. I valori più alti invece si sono ottenuti per le UP<sub>1</sub>, UP<sub>2</sub> e UP<sub>22</sub>, dove sono presenti porzioni di spiaggia naturale. Le restanti UP hanno fatto registrare dei valori medi in quanto caratterizzate prevalentemente da ambienti urbanizzati artificiali o ad indirizzo agricolo con limitate valenze ecologiche. Nessuna UP è caratterizzata dai valori 0,0 o 0,3 in quanto nell'intero territorio non sono presenti attività particolarmente stressanti per l'ambiente o aree esclusivamente artificiali.

Relativamente alla coerenza funzionale degli elementi (Fig. 2b), le 22 UP sono state valutate in funzione agli elementi di cui sono composte, considerando che la presenza di troppe funzioni di diverso tipo all'interno di un unico ambito comportano un'eccessiva frammentazione. I punteggi attribuiti sono i seguenti:

- presenza di un'unica funzione prevalente: 1,0
- presenza di più funzioni dominanti: 0,5
- eterogeneità elevata degli elementi componenti: 0,0

I valori più bassi sono stati attribuiti alle UP<sub>3</sub>, UP<sub>5</sub>, UP<sub>7</sub> e UP<sub>21</sub>, in quanto caratterizzate da un'eterogeneità di elementi, da quelli prevalentemente artificiali a quelli più naturali. Le restanti UP presentano, invece, una monofunzionalità degli elementi che le caratterizzano. In ogni caso, sul territorio non sono presenti aree caratterizzate da una plurifunzionalità dominante degli elementi.

La posizione dell'ambito nell'ecotessuto (Fig. 2c) esprime il fatto che le UP sono state valutate in funzione della connessione al fiume, l'elemento più importante dell'ecotessuto, fondamentale per la costruzione della rete ecologica e quindi della resilienza territoriale. Le singole unità dunque possono risultare connesse al fiume o ad altre aree di interesse

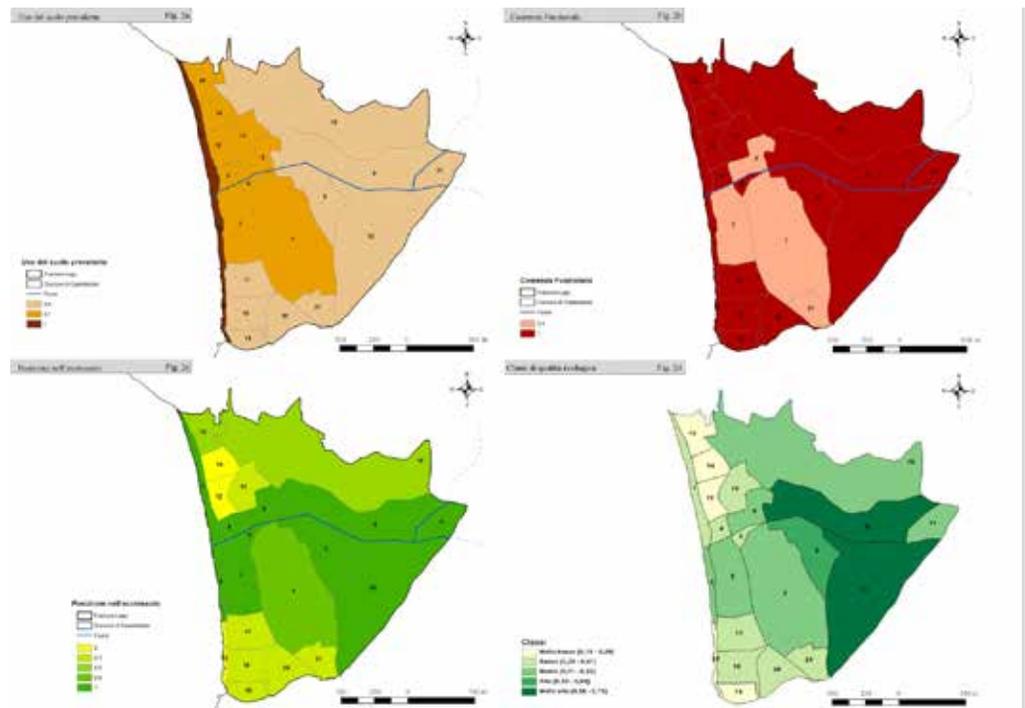


Figura 2- Caratteri intrinseci e qualità ecologica delle unità di paesaggio

naturalistico oppure isolate tra aree antropiche. In relazione alla loro posizione sono stati attribuiti i seguenti punteggi:

- prospiciente al fiume: 1,0
- connessa al fiume: 0,8
- connessa ad aree naturali: 0,6
- connessa ad aree paranaturali: 0,3
- isolata tra aree fortemente antropiche: 0,0

Si ottiene che le UP<sub>12</sub>, UP<sub>14</sub> e UP<sub>22</sub> sono quelle isolate tra unità di paesaggio prevalentemente antropiche. Le UP<sub>1</sub>, UP<sub>2</sub>, UP<sub>3</sub>, UP<sub>4</sub>, UP<sub>5</sub>, UP<sub>6</sub>, UP<sub>8</sub>, UP<sub>9</sub>, UP<sub>10</sub> e UP<sub>11</sub> sono state catalogate come prospicienti al fiume avendo almeno un lato interamente affacciato su di esso, mentre l'UP<sub>7</sub> risulta avere una connessione al fiume, seppure non direttamente prospiciente ad esso. Le UP<sub>15</sub> e UP<sub>16</sub> sono state considerate come connesse ad aree naturali, mentre le restanti unità sono state classificate come connesse ad aree paranaturali.

### Valutazione multicriterio

Allo scopo di individuare le UP sulle quali sia possibile intervenire senza compromettere la resilienza del sistema territoriale sono stati considerati i valori (per ciascuna UP) dei seguenti criteri:

- C1 Indice di Biopotenzialità Territoriale (BTC);
- C2 Bioenergia;
- C3 Flussi di bioenergia;

- C4 Uso del suolo prevalente;
- C5 Coerenza funzionale degli elementi;
- C6 Posizione dell'ambito nell'ecotessuto.

In particolare, la valutazione è stata strutturata a partire dalla costruzione di un'opportuna matrice (Tab. 1), costituita da sei criteri a cui sono stati associati i rispettivi valori, i quali devono essere tutti massimizzati, nel senso che risulta sempre preferibile il valore più elevato associato a ciascuna UP per ciascun criterio. Infatti, si può evidenziare quanto segue:

- bassi dell'Indice di Biopotenzialità Territoriale indicano una "bassa" qualità del metabolismo energetico dei sistemi vegetali;
  - bassi valori di bioenergia indicano una "bassa" efficienza di processi bioenergetici;
  - bassi valori dei flussi di bioenergia indicano "bassi" livelli di relazione bioenergetica;
  - bassi valori per l'uso del suolo prevalente indicano la presenza di attività di forte stress per il suolo;
  - valori bassi per la coerenza funzionale degli elementi indicano un'eccessiva frammentazione all'interno dell'ambito;
  - bassi valori per la posizione dell'ambito nell'ecotessuto indicano unità isolate in aree antropiche.
- Inoltre, i sei criteri di valutazione assumono

N	Indice di Biopotenzialità Territoriale (C1)	Bioenergia (C2)	Flussi di bioenergia (C3)	Uso del suolo prevalente (C4)	Coerenza funzionale degli elementi (C5)	Posizione dell'ambito nell'ecotessuto (C6)
1	1,00	1,00	1,00	0,31	0,16	0,66
2	1,00	1,00	1,00	0,54	0,20	1,00
3	0,70	0,50	1,00	0,57	0,33	1,13
4	0,70	1,00	1,00	0,44	0,14	0,91
5	0,70	0,50	1,00	0,65	0,21	1,50
6	0,70	1,00	1,00	0,46	0,12	1,00
7	0,70	0,50	0,80	0,72	0,23	1,85
8	0,50	1,00	1,00	1,00	1,00	1,99
9	0,50	1,00	1,00	0,94	0,51	1,98
10	0,50	1,00	1,00	0,96	0,70	2,00
11	0,50	1,00	1,00	0,81	0,31	2,00
12	0,70	1,00	0,00	0,16	0,09	2,00
13	0,70	1,00	0,30	0,57	0,07	1,50
14	0,70	1,00	0,00	0,18	0,05	0,56
15	0,70	1,00	0,60	0,23	0,06	0,72
16	0,50	1,00	0,60	0,98	0,27	1,97
17	0,50	1,00	0,30	0,54	0,23	1,08
18	0,50	1,00	0,30	0,49	0,22	1,00
19	0,50	1,00	0,30	0,46	0,09	1,00
20	0,50	1,00	0,30	0,68	0,14	1,66
21	0,50	0,50	0,30	0,74	0,11	2,00
22	1,00	1,00	0,00	0,49	0,12	1,00

Tabella 1 - Matrice di valutazione

importanza diversa rispetto alla qualità ecologica dell'ecosistema. Allo scopo determinare i pesi è stato applicato il metodo di Saaty (1980, 1992), operando un confronto a coppie tra i criteri, utilizzando una scala a 9 punti, i cui valori assumo i seguenti significati:

- Valore 1: importanza uguale;
- Valore 3: importanza moderata;
- Valore 5: importanza forte;
- Valore 7: importanza molto forte;
- Valore 9: importanza estrema;
- Valori 2, 4, 6, 8: intermedi tra due precedenti valutazioni.

In particolare, si costruisce una matrice dei confronti a coppie i cui elementi simmetrici risultano essere reciproci e la diagonale principale è caratterizzata da valori unitari. Il calcolo dell'autovettore principale della matrice normalizzato fornisce i pesi dei criteri. Nel caso specifico è stata costruita una matri-

ce dei confronti a coppie (Tab. 2), il cui calcolo dell'autovettore principale normalizzato ha fornito i seguenti pesi dei criteri, la cui somma è pari all'unità: C1 (0,38), C2 (0,17), C3 (0,17), C4 (0,03), C5 (0,06), C6 (0,18). L'indice di coerenza, che esprime la coerenza dei giudizi inseriti nella matrice dei confronti a coppie e che nel metodo di Saaty non può superare il valore 0,10 (cioè al massimo si può raggiungere una incoerenza del 10%), nel caso in esame è pari a 0,087.

Assegnati i pesi ai criteri, la valutazione è stata condotta con il metodo TOPSIS (Technique for Order of Preference by Similarity to Ideal Solution) che costituisce un metodo multicriterio basato sul concetto che la soluzione preferibile minimizza la distanza geometrica (in uno spazio n-dimensionale) dalla "soluzione ideale" e massimizza la distanza

dalla "soluzione non ideale" (Hwang e Yoon, 1981).

In particolare, la valutazione è stata condotta attraverso un'estensione per QGIS, denominata *Vector MCDA*, sviluppata dal Laboratorio Ambiente dell'Università di Perugia (Rocchi et al., 2015); è stato utilizzato il "plugin" *geoTOPSIS*, che ha individuato il "punto ideale" sulla base dei valori delle 22 UP per ciascuno dei sei criteri di valutazione.

Il software offre la possibilità di elaborare una mappa GIS in cui vengono rappresentati i risultati per ciascuna UP. Queste sono state suddivise in cinque classi (con valori da "molto basso" a "molto alto") che restituiscono il grado di qualità ecologica dell'ecosistema (Fig. 2d).

Le aree maggiormente urbanizzate hanno riportato bassi livelli di qualità ecologica, risultante di un'eccessiva antropizzazione che

	C1	C2	C3	C4	C5	C6
C1	1	1/4	1/4	1/7	1/5	1
C2	4	1	1	1/7	1/5	1
C3	4	1	1	1/7	1/5	1
C4	7	7	7	1	7	3
C5	5	5	5	1/7	1	3
C6	1	1	1	1/3	1/3	1

Tabella 2 - Matrice dei confronti a coppie

ne ha alterato la naturalità del luogo. Queste, sono le aree maggiormente a rischio, in cui risulta necessario ristabilire un livello di naturalità adeguato attraverso la realizzazione di aree verdi, piantumazioni autoctone, ecc., ristabilendo l'equilibrio ambientale e incrementando la resilienza territoriale.

Diversamente dalle precedenti, le aree più interne, di natura prevalentemente agricola, presentano livelli di qualità ecologica più alti. In un processo di potenziamento della biodiversità territoriale, queste sono le aree trainanti, in grado di migliorare il grado di naturalità del luogo.

Attraverso il supporto di opportuni indicatori e strumenti adeguati, che ci consentono di conoscere le aree sulle quali poter puntare e quelle da riconvertire, è la strategia vincente attraverso la quale condurre un processo di pianificazione territoriale che sia incisivo e che, al tempo stesso, rispetti la vocazione del luogo migliorandone la struttura ed incentivandone la crescita.

## Conclusioni

Sviluppare la resilienza di un luogo sia in campo progettuale, privilegiando le "infrastrutture verdi" e valorizzando i "servizi ecosistemici", sia sul fronte della gestione, considerando il territorio a vasta scala e in maniera globale, è il presupposto fondamentale per la riduzione dei fattori di vulnerabilità territoriale. Gli studi fluviali hanno dimostrato come l'applicazione delle politiche di difesa idraulica con l'unica funzione di assicurare la sicurezza agli abitanti delle città fallisca spesso nei suoi obiettivi.

Lo studio proposto determina l'esigenza di riconsiderare il rapporto tra città e fiume a partire da una concezione olistica che recuperi funzioni un tempo presenti nei fiumi urbani. Essi caratterizzano il territorio, regolando i cambiamenti e l'evoluzione, attribuendo

quell'identità paesaggistica che da sempre ha condizionato l'uomo nel suo insediarsi e nella sua storia.

Il fiume rappresenta un elemento di peculiarità della città. Le sue funzioni sono in grado di rilanciare il territorio sotto una triplice accezione: ambientale, sociale ed economica. Affrontare i problemi della città intervenendo sulla resilienza è alla base dello sviluppo urbano. Pertanto, è fondamentale considerare la città come un organismo vivente, il cui tessuto può espandersi senza minacciare la biodiversità e garantendo lo sviluppo sostenibile (Jager e Smith, 2008).

Infine, attuare un processo di riqualificazione fluviale che non operi direttamente sul sistema fluviale ma che consideri le problematiche territoriali limitrofe come punto di partenza per il miglioramento del sistema fluviale può essere un utile riferimento per processi di governance legati alle trasformazioni territoriali.

to the 27th European Conference on Operational Research, Glasgow, UK, 12-15 July 2015.

- Saaty, T.L. (1980), *The Analytic Hierarchy Process for Decision in a Complex World*, RWS Publications, Pittsburgh.
- Saaty T.L. (1992), *Multicriteria Decision Making. The Analytic Hierarchy Process*, RWS Publications, Pittsburgh.

## Riferimenti bibliografici

- De Martino, R. (2015), "L'analisi ecosistemica come supporto per la costruzione della rete ecologica", Progetto Campus Pompei, [www.campuspompei.it](http://www.campuspompei.it).
- Forman, R.T.T., Godron M. (1986), *Landscape Ecology*, John Wiley & Sons, New York.
- Hwang, C.L., Yoon, K. (1981), *Multiple Attribute Decision Making: Methods and Applications*, Springer-Verlag, New York.
- Ingegnoli, V. (1980), *Ecologia e progettazione*, CUSL, Milano.
- Ingegnoli, V. (1993), *Fondamenti di ecologia del paesaggio*, Città Studi, Torino.
- Ingegnoli, V. (2001), *Bionomia del paesaggio*, Springer-Verlag Italia, Milano.
- Ingegnoli, V., Pignatti, S. (1996), *L'ecologia del paesaggio in Italia*, Città Studi, Torino.
- Jager, H. I., Smith, B. T. (2008), "Sustainable reservoir operation: can we generate hydropower and preserve ecosystem values?" in *River Research and Applications*, 24 (3), 340-352.
- Rocchi, L., Massei, G., Paolotti L., Boggia, A. (2015), *Geographic MCDA for sustainability assessment: the new tool VectorMCDA*. Paper presented

# Complex network based approaches to enable software-aided management and planning

Gianni Fenu, Pier Luigi Pau

## Introduction

The importance of environmental analysis and planning for regional landscape development has been increasing in the past decades, as finding a balance between increasing urbanization and the preservation of habitats for wildlife has become a priority for many countries. In the European Union, policies have converged into the definition of the “Natura 2000” network of nature protection areas. Although defined as a network, these areas have hardly been studied with network analysis techniques.

In this paper, we revise theoretical foundations on graphs and complex networks, cite some notable application fields where network analysis has provided fruitful results, and lastly, set a foundation for existing analysis methods to be adapted for use with environmental networks.

## Theoretical Foundations

In this section, we briefly revise the concept of graphs, as well as the most common analysis tools provided by complex network theory and operational research.

### Graph models

A graph is made up of a set of nodes and a set of edges, which are links between pairs of nodes. The definition of graphs can be extended to accommodate for specific needs, for example by introducing node and edge attributes (including edge weight), and edge orientation.

Graphs are used to represent sets of interconnected objects, such as computer networks, and to represent agents and their interactions. This makes it possible to employ graph analysis to improve the understanding of entities and processes, such as social networks and interactions between proteins.

Note that the terms ‘graph’ and ‘network’ are sometimes used interchangeably. However, to be precise, a graph is a mathematical representation of a network, i.e. the term ‘network’ may refer to physical entities and their

connections, whereas the term ‘graph’ may refer to the set of nodes and edges which represent it.

### Complex Network Theory

Once a graph model of an object of study has been established, and one or more graph instances of the object of study have been created, it is useful to extract information by analyzing their features and comparing them with those of reference models. Graphs with a large number of nodes and edges, and lacking an easily noticed regularity in its topological features, may be impervious to the simplest analysis techniques. Suitable techniques are provided by complex network theory, which deals with statistical properties of graphs, both at a global and a local level, such that they may be applied on graphs of any size and degree of regularity.

Common activities that make up the analysis of a complex network include:

- extrapolating a set of high-level properties from a graph, for comparison with those of known models, to predict the features of a network by finding a statistically significant similarity with those of a known model;
- detecting community structure in portions of a network, possibly with the purpose of making a partition into smaller components;
- extracting a random sample of the network; if a sample is statistically significant, network properties can be estimated from the sample, to address the issue of the cost of calculations on the full network.

To name a few basic properties, we mention diameter and characteristic path length, defined for connected graphs. Diameter is the maximum shortest path length found on the graph, whereas characteristic path length is the average shortest path length, considering all pairs of nodes. The distribution of properties of nodes, such as node degree, may also be studied with statistical methods and considered a property of the graph.

The most common network models are the following:

- the random network proposed by Erdos and Rényi, 1959
- the small-world network proposed by Watts and Strogatz, 1998
- the scale-free network proposed by Barabási and Albert, 1999

These models are defined as a set of rules, which can be used to build a network with a given number of nodes and edges. More specifically, a small-world network is built from a regular network by ‘rewiring’ a subset of edges, resulting in an almost regular network with smaller characteristic path lengths – a measure which is usually small in random networks and large in regular ones. The scale-free network model, on the other hand, is based on the observation that new nodes being added to an existing network have a tendency to form links with previous nodes which are already popular, i.e. have a high number of links. This ‘preferential attachment’ phenomenon has been observed in the world-wide web, citation networks, and social networks. The resulting network generally comprises a number of interconnected high-degree ‘hubs’ and many low-degree nodes attached to them.

The properties of a network constructed according to a certain model will be consistent with its known properties, and their calculated parameters will fit within known statistical distributions. Thus, if the same parameters are calculated for a network with unknown properties, and the values are close to those expected for one of these models, with a predetermined statistical significance, it can be argued that this network will have similar properties to those of the model.

### Operational Research

Many typical applications of operational research deal with the optimization of networks, most notably minimum-cost routing problems and maximization of network flows, in logistics and telecommunication networks. Optimization problems are also often part of complex network analysis, as is the case with some algorithms for community detection.

The joint application of graph theory and operational research has given rise to specialized algorithms, which work on graph models and their associated data structures, such as adjacency and incidence matrices. Finding optimal solutions is not always possible within reasonable time, and algorithms based on heuristics are employed to find acceptable solutions when this is the case

## Fields of Application

In this section, we revise some notable exam-

ples of fields of application, analyzing the common choices in criteria for network building.

#### *Power Grids*

A power grid is often represented as a graph by following a topological model; however, building a graph model of a power grid is not straightforward. An important design choice is the degree of granularity: a node may represent a single power bus, a set of power buses at a substation, or even a whole area, such as a city; edges may represent a single power line, or all power lines connecting two nodes. The choice of electrical properties that should be used to assess edge weights is another important question.

A model has practical use if it predicts the effect of changes in the network, e.g. events such as blackouts in response to changes in loads or network topology. The level of detail chosen at design time will be reflected in results of the analysis: a model based on areas cannot be expected to predict the behavior of single buses.

Researchers have often addressed the question of whether power grids fit one of the common models. For instance, scale-free networks are characterized by the presence of hubs. As far as the persistence of network connection is concerned, they are resilient to random node removals, but the loss of hubs can bear severe consequences. If the same structure were to be identified in power grids, it could be argued that power grids are also most vulnerable to targeted attacks (Albert et al., 2004). However, researchers have recently pointed out that it cannot be concluded that every power grid possesses the same properties, and power grids exist, which do not fit any well-known model, at least when analyzed as an unweighted network (Cotilla-Sanchez et al., 2012).

#### *Bioinformatics*

Complex network analysis is regarded as a valuable tool for studying biological processes (Lesne, 2006). In fact, the field of bioinformatics stands out as a driver of innovation in complex network research; one of the most widely employed open source tools for complex network analysis is Cytoscape (Shannon et al., 2003), which was originally designed for biological research, and later adapted for use in general-purpose research.

Among the objects of study in this field, we mention:

- the interactions between proteins in biological processes
- gene networks, where nodes represent genes, and a directed link represents the fact that the protein coded by the source gene regulates the target gene.

Datasets for interactions between proteins and other molecules in biological processes, such as DIP (Xenarios et al., 2002) and databases used with the IntAct software suite (Kerrien et al., 2007), can be exported for use in Cytoscape and other complex network analysis tools, such as Gephi (Bastian et al., 2009) and Pajek. The latter exists also in a special edition, labeled Pajek-XXL, which enables lightweight analysis of very large networks at the expense of presentational features.

#### *Social networks*

The analysis of social interactions among users of a network has also been a driver of research on complex networks. In a graph model, nodes generally represent users, and the definition of links may vary according to context, for example:

- undirected links may represent pairs of users being in each other's contact list in a centralized social network with symmetric friend relations;
- directed links may represent a user following another, in a social network with asymmetric relations;
- directed links may represent the fact that a user has sent at least a message to another one in a set time frame (if relevant, links may be weighted according to the number of messages).

Centralized social networks often implement multi-user relations (groups). In decentralized networks, these may exist as an explicit entity or implicitly, in which case, community detection may be useful. A notable case is in Shetty and Adibi (2005).

### **Regional Environmental Planning**

In this section, we introduce the concept of environmental networks, with special reference to the Natura 2000 network, and discuss the applicability of principles from the previous section in building a network model for the management and planning of a regional environmental network.

#### *Environmental Networks*

The progress of our society involves an increasing degree of urbanization. If this is left uncontrolled, there is a risk of disrupting a natural environmental balance, by eliminating the habitat of certain animal and plant species from land and sea. Thus, while we strive for social progress, we also meet growing concerns for the protection of endangered species and the successful preservation of biodiversity. This has resulted in the creation of nature protection areas, where urbanization is avoided or strongly limited, and the prevention of indiscriminate exploitation of resources is strictly enforced.

In the European Union, nature and biodiversity policies have converged in the establishment of a network of nature protection areas, denominated "Natura 2000". This network consists of a list of sites designated as follows:

- Special Protection Areas (SPAs), designated by member states according to the EU Birds Directive (2009/147/EC);
- Special Areas of Conservation (SAC), designated by member states according to the Habitats Directive (92/43/EEC). Sites that belong to the latter category are first proposed by member states to become Sites of Community Importance (SCI). Once approved by the EU as such, member states can designate them to be SACs.

Although Natura 2000 is defined as a network, no formal definition of connections between sites is given. Ways to create and maintain a form of physical connection between sites are proposed in literature, with the concept of 'habitat corridor' (also referred to as 'wildlife corridor' or 'green corridor'). A corridor is intended to act as a path of migration for some animal species, while plants and smaller animals can spend their entire lives in a corridor. There is still lack of consensus on the long-term effects of corridors, but a number of studies has shown that corridors can result in increased biodiversity for some categories of species (Gilbert-Norton et al., 2010).

The actual ways to construct a habitat corridor vary according to the species intended to use it (Fleury and Brown, 1996). A corridor can consist of a wide contiguous strip of land, in which case intersections with roads ought to be dealt with by building overpasses or underpasses, in order to avoid acci-

dents involving animals and vehicles; however, this is generally a very costly solution. If suitable for the relevant species, a corridor can be made of a number of disconnected small patches of suitable habitat (referred to as 'stepping stones'), arranged in a line. The small size of these patches is supposed to encourage certain species to migrate from one patch to the next, and eventually reach the larger area of conservation.

#### Data Models and Criteria

In a decision on where habitat corridors should be established, as part of landscape planning in a region, the main criteria should be driven by a careful selection of wildlife conservation goals, as well as by the features of the species involved. As part of large-scale and long-term environmental planning, it can be relevant to employ complex network analysis, taking inspiration in methods from other fields of applications. The goals of this analysis can include a deeper understanding of habitats and the compilation of a priority list for possible corridors.

To work towards the first goal, a possible preliminary activity can consist in building a conceptual network, similar to those in use in the field of bioinformatics. A common way to study protein functions is to build a network where nodes represent proteins, and edges are added to represent detected interactions between two proteins. Graph algorithms can be applied to the resulting network, to infer protein functions, based on the connections of each protein or according to a community structure in the network (Sharan et al., 2007). A similar kind of network can be built, where nodes represent species, and edges represent interactions or affinities between species according to well-defined criteria, determined with the help of field experts. Results of the analysis (e.g. the detection of a community structure) may be helpful to set or improve guidelines in determining the desired type of corridor.

To reach the second goal, an environmental network can be analyzed according to a topological model, like power grids and distribution networks. Topological analysis is aimed at uncovering network properties which may not be obvious from the representation of the network (as is the case with its geographical map), such as sets of 'vulnerable' nodes or edges, which cause a split into

disconnected networks when removed.

Such a network can be built by representing conservation areas with nodes and corridors with edges, if any exist. Extended instances of the network, where proposed corridors are added while taking into account results from the previous analysis and geographical constraints, can be analyzed to assess the impact of changes on the network. Special care ought to be applied to consider the possible heterogeneity of habitats present in a network.

It must be noted that results of complex network analysis are invariant to the graphical representation of the network, including details like edge intersections. If it is necessary to detect intersections by software, the problem has to be addressed with tools based on computational geometry.

#### Conclusions

Habitat corridors are regarded as a way to increase biodiversity in a wide area. The decision to establish a corridor between conservation areas is derived from considerations on the involved species and their interactions. However, as creating and maintaining a corridor can be very costly, budget constraints are also important. To enable software-aided planning for the implementation of environmental networks, tools should be capable of providing insight into biological aspects as well as topological ones, which determine cost analysis.

In this paper, we have explored the possibility to apply complex network analysis in this field, outlining how a contribution can be made to reach both goals with the aid of suitable data models and analysis techniques, taking inspirations from fields where complex network analysis has been successful. In doing so, we have set up foundations for future research in the area.

#### Riferimenti bibliografici

- Albert, R., Albert, I., Nakarado, G. L. (2004), Structural vulnerability of the North American power grid, *Physical Review E*, vol. 69, Issue 2.
- Barabási, A., Albert, R. (1999), Emergence of scaling in random networks, *Science*, vol. 286 (pp. 509-512).
- Bastian M., Heymann S., Jacomy M. (2009), Gephi: an open source software for exploring and manipulating networks, *International AAAI Conference on Weblogs and Social Media*.
- Cotilla-Sanchez, E., Hines, P. D. H., Barrows, C., Blumsack, S. (2012), Comparing the topological

and electrical structure of the North American electric power infrastructure, *Systems Journal*, IEEE, vol. PP, no. 99.

- Erdos, P., Rényi, A. (1959), On random graphs, I, *Publicationes Mathematicae* (Debrecen), vol. 6 (pp. 290-297).
- Fleury, A.M., Brown, R.D. (1997). A framework for the design of wildlife conservation corridors With specific application to southwestern Ontario. *Landscape and Urban Planning*, vol. 37 (pp. 163-186).
- Gilbert-Norton, L., Wilson, R., Stevens, J.R., Beard, K.H. (2010), A meta-analytic review of corridor effectiveness. *Conservation Biology*, vol. 24, issue 3 (pp. 660-668).
- Kerrien, S., Alam-Faruque, Y., Aranda, B., Bancarz, I., Bridge, A., Derow, C., Dimmer, E., Feuermann, M., Friedrichsen, A., Huntley, R., Kohler, C., Khadake, J., Leroy, C., Liban, A., Lieftink, C., Montecchi-Palazzi, L., Orchard, S., Risse, J., Robbe, K., Roechert, B., Thornycroft, D., Zhang, Y., Apweiler, R., Hermjakob, H. (2007). IntAct—open source resource for molecular interaction data, *Nucleic Acids Research*, vol. 35 (pp. D561-D565).
- Lesne, A. (2006), Complex Networks: from Graph Theory to Biology, *Letters in Mathematical Physics*, Vol. 78, Issue 3 (pp. 235-262).
- Sharan, R., Ulitsky, I., Shamir, R. (2007), Network-based prediction of protein function. *Molecular Systems Biology*, vol. 3.
- Shetty, J., Adibi, J. (2005), Discovering Important Nodes Through Graph Entropy the Case of Enron Email Database, *Proceedings of the 3rd International Workshop on Link Discovery*, LinkKDD '05. ACM, New York, NY, USA (pp. 74-81).
- Watts, D. J., Strogatz, S. H. (1998), Collective dynamics of 'small-world' networks, *Nature*, vol. 393 (pp. 440-442).
- Xenarios, I., Salwinski, L., Duan, X. J., Higney, P., Kim, S., Eisenberg, D. (2002), DIP, the Database of Interacting Proteins: A Research Tool for Studying Cellular Networks of Protein Interactions, *Nucleic Acids Research*, vol. 30, no. 1 (pp. 303-305).

# Dalle isole alla rete: la pianificazione d'area vasta come possibile ri-sposta alla frammentazione ambientale per la salvaguardia della biodiversità. Il caso studio della Rete Natura 2000 della Sardegna

Maddalena Floris

## Introduzione

Il presente contributo si inserisce nel complesso dibattito che coinvolge le politiche di governo, gestione e protezione del territorio per la tutela della biodiversità.

La necessità di superare la tradizionale concezione delle aree protette come isole, conseguenza di un ormai superato modello insulare, a cui negli anni si è sostituito un modello reticolare, ha portato a considerare la biodiversità come componente fondamentale all'interno della pianificazione territoriale; quest'ultima si pone, quindi, come obiettivo fornire agli ecosistemi residui e/o frammentati le condizioni necessarie per permettere la sopravvivenza di specie e popolazioni. In questo contesto, la pianificazione d'area vasta viene proposta con un ruolo prioritario nella programmazione della rete ecologica e contestualmente nella conservazione della biodiversità e della qualità dei servizi ecosistemici.

## Dal modello insulare al modello reticolare

“Per *isole geografiche* si intendono le isole propriamente dette, distinguibili in oceaniche e continentali. Queste ultime isole sono collocate sulla piattaforma continentale e possono essere periodicamente collegate alla terraferma in seguito ad eventi di tipo climatico e geologico [...]. Con il termine *isole ecologiche* ci si riferisce, invece, a settori isolati sulla terraferma per cause naturali spesso, ma non sempre, legate a cambiamenti climatici e geologici su ampie scale temporali (es. laghi, cavità, cime montuose) o per cause antropogeniche recenti (es. frammenti inseriti in una matrice antropizzata differente che può agire funzionalmente come una barriera alle dinamiche di determinate specie sensibili ed

ai flussi di materia ed energia)” (Battisti *et al.*, 2007, p. 33).

La “teoria delle isole biogeografiche”, proposta da MacArthur *et al.* (1967), per modellizzare la sopravvivenza delle specie, descrive gli habitat come isole e studia la capacità di queste di accogliere specie in relazione alla loro superficie e alla distanza dal continente; ne consegue che, le aree protette possono assolvere alla loro funzione solo se abbastanza ampie e comunicanti tra loro. Già negli anni Settanta, Diamond (1975), analogamente a quanto osservato nelle isole geografiche in senso stretto, sottolinea la scarsa efficacia delle aree protette rispetto agli obiettivi di conservazione. Esistono, in effetti, interessanti analogie tra le isole geografiche e le isole ecologiche; in molti contesti territoriali, le aree protette possono essere, di fatto, considerate isole inserite in un mare di ambienti alterati dall'uomo.

Negli ultimi decenni, la progressiva distruzione e/o frammentazione di habitat naturali, diretta conseguenza dell'applicazione del modello insulare, ha sostanzialmente limitato i movimenti delle popolazioni; quindi di fatto di fondamentale importanza ripristinarne il collegamento ecologico.

La rete ecologica rappresenta un quadro concettuale per ragionare e sperimentare il tema della frammentazione delle popolazioni e dei loro habitat; nel corso della propria vita è molto probabile, infatti, che un organismo debba spostarsi alla ricerca delle condizioni ottimali per la propria esistenza; impedire questi spostamenti comporta, con tutta probabilità, la diminuzione drastica, o, nei casi più estremi, l'estinzione di una data specie (Provincia di Varese, *et al.*, 2012, p. 13). Il concetto di “rete ecologica”, ormai largamente condiviso, nasce nell'ambito delle politiche di conservazione della natura, come superamento del paradigma “insulare” basato su un concetto di tutela per “isole”: parchi e aree protette. Alla rete ecologica è riconosciuta l'importanza di assicurare una coerenza ecologica e spaziale nei processi di tutela dell'ambiente; tuttavia, il concetto di rete ecologica e la sua efficacia sono assolutamente aleatori e strettamente connessi al grado di compimento della stessa.

È sufficiente una parziale attuazione della rete ecologica, costituita da “nodi”, elementi tendenzialmente areali, e da “archi”, ele-

menti generalmente lineari, perché si perda parte della sua funzione ecologica. Il valore del nodo non dipende unicamente dalle sue caratteristiche intrinseche, ma anche dal sistema di relazioni che questo ha con gli altri nodi; secondo quest'approccio, l'attenzione si sposta dal nodo al sistema di connessioni che questo genera con gli altri nodi.

## Programmi e progetti con carattere non vincolante e Direttiva Habitat

L'istituzione di aree protette è stata a lungo considerata la forma di governo del territorio più idonea a contrastare le trasformazioni ambientali e a salvaguardare gli ecosistemi; tuttavia, la sola istituzione delle aree protette non può garantire la conservazione della biodiversità.

Se è a partire dagli anni Settanta che l'approccio alla tutela ambientale si evolve in direzione di modelli più complessi e verso più ampie visioni ecosistemiche, esito dei principi contenuti all'interno delle Convenzioni di Berna e di Bonn del 1979, è solo nei primi anni Novanta che le istanze di conservazione della natura trovano diffusione all'interno del quadro normativo, sancendo definitivamente il passaggio da un approccio alla conservazione caratterizzato dalla tradizionale politica di istituzione di aree protette, ad un approccio ecosistemico finalizzato ad una tutela ambientale diffusa ed estesa ad interi habitat e, più in generale, al territorio.

Il passaggio determinante in materia di tutela dell'ambiente avviene con la Convenzione di Rio del 1992 (*Convention on Biological Diversity*) e, per quel che riguarda il tema delle reti ecologiche, con la Dichiarazione *European Ecological Network* (EECONET) del 1993, esito di un'iniziativa promossa dall'Olanda nel 1991, poi estesa a tutti i Paesi europei. Nella Dichiarazione EECONET si sottolinea la necessità di passare da una politica di conservazione e tutela delle specie a una conservazione e tutela e degli habitat, da una tutela dei singoli siti a una tutela ecosistemica e da una visione nazionale a una internazionale; il modello di rete ecologica viene inteso come sistema di aree protette interconnesse attraverso corridoi ecologici. Un significativo e più recente passaggio evolutivo è costituito dalla rete ecologica di livello europeo *Pan-European Ecological Network* (PEEN), promossa in occasione della Conferenza dei Ministri “Un ambiente per l'Europa” di Sofia del 1995.

La PEEN, finalizzata alla conservazione di ecosistemi, specie e habitat sufficientemente estesi, alla diffusione, alla migrazione delle specie e alla rigenerazione dei sistemi ambientali danneggiati, disegna il più grande progetto di rete ecologica del vecchio continente, in quanto integra la Rete Natura 2000 e l’Emerald Network; quest’ultima, istituita nel 1998, costituisce la diretta applicazione degli indirizzi della convenzione di Berna del 1979, si basa sugli stessi principi della Rete Natura 2000 e rappresenta la sua estensione ai Paesi non comunitari.

A livello mondiale, sono significativi, in tal senso, i contenuti del Piano d’Azione promosso a Durban nel 2003, in particolare l’*Obiettivo strategico quattro* è relativo al completamento di “una rete mondiale di aree protette rappresentativa di tutti gli ecosistemi del pianeta”, e l’*Obiettivo strategico cinque* è finalizzato alla connessione “di tutte le aree protette nell’ambito di sistemi ecologico-ambientali, terrestri e marini, più vasti”.

All’interno di questo quadro di dichiarazioni e convenzioni internazionali, la Direttiva 92/43/CEE (Direttiva Habitat) si configura come il più importante riferimento legislativo con carattere vincolante a livello comunitario in materia di protezione della natura, completando l’azione intrapresa con la precedente Direttiva 79/409/CEE (Direttiva “Oiseaux”) (Todaro, 2010, p.55). L’obiettivo principale della Direttiva Habitat è “contribuire a salvaguardare la biodiversità mediante la conservazione degli habitat naturali, nonché della flora e della fauna selvatiche nel territorio europeo degli Stati membri” (art. 2) per la costituzione della “rete ecologica europea coerente di zone speciali di conservazione, denominata Natura 2000” (art. 3). All’interno della Direttiva Habitat il tema sui collegamenti ecologici, non è, però, adeguatamente trattato, infatti, i corridoi ecologici sono trattati quali “elementi che, per la loro struttura lineare e continua (come i corsi d’acqua con le relative sponde, o i sistemi tradizionali di delimitazione dei campi) o il loro ruolo di collegamento (come gli stagni o i boschetti) sono essenziali per la migrazione, la distribuzione geografica e lo scambio genetico di specie selvatiche” (art. 10). Inoltre la Direttiva demanda agli stati membri la promozione e la gestione dei corridoi ecologici “laddove lo ritengano necessario, nell’ambito delle politiche nazionali di riassetto del territorio

e di sviluppo, e segnatamente per rendere ecologicamente più coerente la Rete Natura 2000” (art. 10).

In linea con gli orientamenti tracciati negli ultimi decenni in ambito internazionale e comunitario, l’Italia recepisce la Direttiva Habitat con il DPR n. 357 del 8 settembre 1997, “Regolamento recante attuazione della Direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali, nonché della flora e della fauna selvatiche”, a cui seguono nel 2002 le Linee guida per la gestione dei siti Natura 2000, il cui obiettivo è l’attuazione della strategia comunitaria e nazionale rivolta alla salvaguardia della natura e della biodiversità, oggetto delle Direttive “Habitat” e “Oiseaux”.

Un importante contributo alla costruzione della Rete Ecologica Nazionale è dato dall’approvazione della Deliberazione CIPE del 22 dicembre 1998, relativa alla “Programmazione dei fondi strutturali 2000-2006”, che promuove l’attuazione della progettazione della Rete Ecologica Nazionale, concepita come “rete di parchi nazionali e regionali ed altre aree protette” e definita quale progetto strategico di riferimento per la valorizzazione delle risorse naturali, ambientali e culturali nel Programma di Sviluppo del Mezzogiorno (PSM) e nei Programmi Operativi Regionali dell’Obiettivo I (POR) (APAT, 2003).

### **Il caso studio della Rete Natura 2000 della Sardegna: una riflessione critica ed una proposta**

“Se per la rete s’intende un sistema interrelato di nodi e connessioni, il suo valore è tale non soltanto per la presenza degli elementi nodali (aree) che vengono interconnessi, ma soprattutto per gli elementi lineari o areali che consentono tali connessioni. Nel momento in cui questi elementi di connessione risultano secondari, o addirittura non sono previsti all’interno degli indirizzi strategici delineati, rischia di essere negato il valore stesso della rete” (Todaro, 2010, p. 65). All’interno di questa lettura è possibile individuare l’articolazione funzionale di una rete ecologica comunemente riconosciuta a livello internazionale come costituita da nodi, *core areas*, aree ad alta naturalità e archi, *ecological corridors* e *stepping stones*, elementi lineari o areali per le connessioni di tipo ecologico-funzionale tra *core-areas*.

Focalizzando l’attenzione sull’esperienza

sarda e volendo rintracciare questi elementi all’interno della Rete Natura 2000 della Regione Sardegna, ci si rende conto che i nodi della rete, intesi come sistema di aree destinate alla protezione della biodiversità, habitat e specie sul territorio, sono costituiti dai Siti di Importanza Comunitaria (SIC) e dalle Zone di Protezione Speciale (ZPS), ma non sono definiti gli archi, intesi come sistema di elementi lineari di collegamento tra i diversi nodi corridoi ecologici (CE). Attualmente, in Sardegna sono stati individuati 124 Siti appartenenti alla Rete Natura 2000, 87 dei quali sono stati designati come SIC, 31 come ZPS e 6 SIC/ZPS (SIC coincidenti con ZPS).

Malgrado ciò, queste aree protette presentano una distribuzione a isole, che, se pur circondate da una matrice in gran parte ancora idonea per la conservazione della biodiversità, non costituisce una struttura organica e coerente in termini di rete, tale da trovare riconoscimento nella pianificazione territoriale regionale.

A superamento dell’attuale condizione di frammentazione, che fa della Rete Natura 2000 della Regione Sardegna un’attuazione per punti, lo stesso PPR “incentiva il processo di inserimento in rete delle singole aree attraverso la previsione dei corridoi ecologici [e] favorisce l’integrazione, nell’ambito dei piani di gestione delle aree della Rete Natura 2000 e dei siti Ramsar” (art. 34) definiti dallo stesso PPR come “aree tutelate di rilevanza comunitaria e internazionale” (art. 33). In sostanza, il PPR fa riferimento alla necessità di mettere a sistema, attraverso corridoi ecologici, i siti della Rete Natura 2000 e i siti Ramsar, e demanda ad altri strumenti la definizione di una Rete Ecologica Regionale. La necessità, infatti, di passaggio da una tutela ambientale per punti, che ha comunque consentito la conservazione di vaste zone di territorio, alla tutela di interi habitat, pur essendo ormai riconosciuta a livello teorico-disciplinare, incontra nella pratica pianificatoria non poca difficoltà e una certa resistenza. A conferma della necessità di una strategia d’area vasta, il PPR afferma all’art. 106 l’importanza di recepire nella pianificazione provinciale i “siti interessati da habitat naturali e da specie floristiche e faunistiche di interesse comunitario e le relative tutele” e contestualmente l’importanza di “individuare e disciplinare i corridoi ecologici al fine di costruire una rete di connessione tra le aree

protette, i biotopi e le aree naturali, i fiumi e le risorgive”.

In termini propositivi, un'efficace risposta alla progressiva frammentazione ambientale e al conseguente impoverimento della biodiversità, in una visione di tutela più ampia, che vada oltre i soli siti della Rete Natura 2000, può essere rappresentata dall'istituzione di una Rete Ecologica Regionale, alla quale riconoscere un carattere strutturante per l'intero territorio isolano, che integri e che metta a sistema, attraverso corridoi ecologici, i siti Natura 2000, i parchi regionali e le aree naturali protette, così come definiti dalla L.R. n. 31 del 7 giugno 1989, “Norme per l'istituzione e la gestione dei parchi, delle riserve e dei monumenti naturali, nonché delle aree di particolare rilevanza naturalistica ed ambientale”. La costruzione di una rete ecologica ai diversi livelli (regionale, d'area vasta e locale) costituirebbe il riferimento per l'integrazione del patrimonio ambientale nelle politiche di gestione e governo del territorio. Alla scala regionale, la rete ecologica si configurerebbe, quindi, quale strumento strategico d'indirizzo e coordinamento; è a questa scala che dovrebbero essere definiti i principi fondamentali ed i criteri da osservare nelle iniziative assunte a livello sovracomunale e nella successiva attuazione alla scala comunale.

Il ruolo che si vuole riconoscere alle reti ecologiche è, quindi, quello d'invarianti strutturali all'interno dei processi di pianificazione e governo del territorio. È però necessario ricordare che, mentre l'attuazione degli interventi avviene alla scala locale (comunale), la definizione delle strategie di connessione ha senso di esistere se perseguita alla scala sovralocale (d'area vasta). In particolare, la continuità ecologica, intesa in termini di collegamenti tra core areas, appare efficace solo se trattata nella sua complessità alla scala territoriale; in questo modo, si verrebbe a delineare un sistema unitario e organico, costituito da nodi e archi, in grado di rendere continuo l'insieme delle aree naturali.

In questi termini la rete ecologica non è finalizzata alla sola tutela ambientale, ma costituisce anche un modello in direzione del quale si devono orientare tutte le dinamiche e i processi di pianificazione e di governo del territorio, che determinano effetti di trasformazione dei servizi ambientali.

Per scongiurare l'inefficacia del modello reti-

colare proposto dalla stessa Direttiva, risulta quindi indispensabile un riconoscimento normativo e una definizione unanime di linee di indirizzo comuni, per l'individuazione degli elementi di connessione.

## Conclusioni

Questo saggio vuole mettere in evidenza come, nonostante le diverse iniziative di tutela e forme di protezione ambientale adottate, la connettività ecologica, intesa come corridoi ecologici, risulta ancora largamente sottovalutata in termini di riconoscimento normativo e di integrazione nell'attuale sistema di pianificazione territoriale.

Affrontare un tema così complesso, come quello della frammentazione ambientale e del governo del territorio, ha comportato la necessità di esemplificare le informazioni al fine di proporre una lettura critica e propositiva per il superamento dei tradizionali modelli.

Dal punto di vista operativo si può affermare che la Direttiva “Habitat”, principale riferimento legislativo Europeo in materia di protezione della natura, presenta un nodo critico relativo al concetto stesso di rete intesa come strumento di tutela dell'ambiente in grado di contrastare la frammentazione e di favorire la conservazione della biodiversità. Nella Direttiva emerge infatti una carenza del valore e del ruolo attribuito agli elementi di collegamento (archi della rete), carenza che si manifesta all'interno delle politiche di protezione ambientale degli stessi Stati membri, con importanti ripercussioni alla scala locale. Il caso studio della Rete Natura 2000 della Regione Sardegna dimostra, infatti, come una parziale applicazione del modello reticolare riconduca inevitabilmente a un modello organizzato per isole e, quindi, a una frammentarietà. Quando questi elementi di connessione non sono individuati, il concetto stesso di rete perde il suo significato.

Quanto finora detto, sembra motivare questa ricerca, che vede nella rete ecologica un elemento fondamentale all'interno della pianificazione alle sue differenti scale. L'integrazione delle reti ecologiche nella pianificazione territoriale costituisce il principale strumento attraverso il quale affrontare il tema della conservazione dei nostri territori. Le intense relazioni tra sistema naturale e antropico impongono la definizione di stra-

tegie, l'individuazione e la regolamentazione degli elementi di connessione, che superino i tradizionali approcci settoriali, contribuendo così al completamento e all'integrazione della Rete Natura 2000.

\* Questo contributo è redatto nell'ambito del Programma di Ricerca “Natura 2000: Valutazione dei piani di gestione e studio dei corridoi ecologici come Rete complessa”, finanziato, per gli anni 2015-2018, dalla Regione Autonoma della Sardegna, nel quadro del Bando per la presentazione di “Progetti di ricerca fondamentale o di base”, annualità 2013, sviluppato presso il Dipartimento di Ingegneria Civile, Ambientale e Architettura (DI CAAR) dell'Università di Cagliari.

## Riferimenti bibliografici

- Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici – APAT – (2003), *Gestione delle aree di collegamento ecologico funzionale. Indirizzi e modalità operative per l'adeguamento degli strumenti di pianificazione del territorio in funzione della costruzione di reti ecologiche a scala locale*, il documento è disponibile all'indirizzo: [http://www.isprambiente.gov.it/contentfiles/00003500/3500\\_gestecolog-funz.pdf](http://www.isprambiente.gov.it/contentfiles/00003500/3500_gestecolog-funz.pdf) [ultimo accesso: 30/10/2015].
- Battisti, C., Romano, B. (2007), *Frammentazione e connettività. Dall'analisi ecologica alla pianificazione ambientale*, Città studi, Torino, ISBN-13: 9788825173147.
- Diamond, J.M. (1975), “The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves”, *Biological Conservation*, 7, p.129-145, DOI:10.1016/0006-3207(75)90052-X.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O. (1967), *The Theory of Island Biogeography*, Princeton University Press, Princeton.
- Provincia di Varese, LIPU, Fondazione Lombardia per l'Ambiente, Fondazione Rete Civica di Milano, Idrogea Servizi srl, Studio Bertolotti, (2012), *La connessione ecologica per la biodiversità. Corridoi ecologici tra parco del Ticino e Parco del Campo dei Fiori*, p.13, ISBN 978-88-8134-113-9, il documento è disponibile all'indirizzo: [http://www.fondazionecrip.it/static/upload/vol/volume\\_connessione-ecologica.pdf](http://www.fondazionecrip.it/static/upload/vol/volume_connessione-ecologica.pdf) [ultimo accesso: 30/10/2015].
- Todaro, V. (2010), *Reti ecologiche e governo del territorio*, Franco Angeli, Milano, ISBN 9788856825008.

# How does Strategic Environmental Assessment help bridging spatial planning and preservation of ecosystem services? Empirical findings from Sardinia, Italy

Sabrina Lai

## Abstract

Human-induced land-use changes have shaped landscapes and modeled structures and functions of ecosystems, to the extent that they are regarded as the main driver of alteration of *ecosystem services* (ES), that is those services provided by nature which contribute to human well-being. Resulting in one or more services being favored over the others, land-use changes usually entail a trade-off between ES. Hence spatial planning, with its ex-ante spatial allocation of land uses, can play a key role in preserving healthy ecosystems and ensuring a balanced trade-off between ES.

By building upon Mascarenhas et al. (2015), this article will examine the extent to which ES are being taken into account in Strategic Environmental Assessment of spatial plans taking Sardinia as a case study.

## Introduction

Human activities, aiming at satisfying human needs and spurring economic development, produce land-cover and land-use changes that over time, and in conjunction with natural factors, have shaped landscapes and modeled structures and functions of ecosystems, to the extent that land-cover changes are regarded as the main driver of alteration of ecosystem services (ES) (DeFries et al., 2004; Geneletti, 2013), that is, those services provided by nature which directly or indirectly contribute to human well-being and which are usually categorized into four main functional groups: provisioning, regulating, cultural, and supporting services. Land-use changes usually entail a trade-off between ES; that is, they result in one or more services being favored over the others (DeFries et al., 2004). Spatial planning, with its ex-ante designation and spatial allocation of allowed land uses, can therefore play a key role in preserving healthy ecosystems and

ensuring a balanced trade-off between ES.

Following the Millennium Ecosystem Assessment, a great number of studies have proposed methods for mapping and assessing ES and their flows (among many, Burkhard et al., 2009). However, only a limited number of studies have investigated how land-use changes affect provision and flow of ES (for instance, DeFries et al., 2004) and even fewer have attempted to assess the relationship between planning tools and modifications of ES (e.g. Geneletti, 2013).

By building upon Mascarenhas et al. (2015), this article will examine the extent to which ES are explicitly being taken into account in spatial planning in Sardinia, Italy, by scrutinizing recent Strategic Environmental Assessment (SEA) reports from various types of spatial plans either approved or adopted (hence available in the public domain) at the regional, sub-regional or municipal level. The article is organized as follows: in the next (and second) section a brief discussion on the current practices and debates about the linkages between ES and SEA is provided. In the third section, the results of a content analysis carried out on a sample of spatial plans adopted or approved in Sardinia are presented, and finally in the fourth section some preliminary conclusions on the level of explicit inclusion of ES in SEA are presented; consistently with previous studies, they point out to the need for complementary future research on implicit inclusion.

## Exploring linkages between ecosystem services and strategic environmental assessment

In order to ensure “a high level of protection of the environment and to contribute to the integration of environmental considerations into the preparation and adoption of plans and programmes with a view to promoting sustainable development”, the European Union (EU) introduced SEA with Directive 2001/42/EC of the European Parliament and of the Council of 27 June 2001 “on the assessment of the effects of certain plans and programmes on the environment”. Consequently, in EU Member States, a mandatory and participatory environmental assessment has to be carried out for those plans and programmes that might lead to significant effects on the environment; likely impacts to be taken into account, in the words of the Direc-

tive, are those on “biodiversity, population, human health, fauna, flora, soil, water, air, climatic factors, material assets, cultural heritage including architectural and archaeological heritage, landscape and the interrelationship between the above factors”. Hence, the explicit inclusion of ES in SEA is nowhere compulsory according to the Directive, and it is not surprising that, in the absence of an obligatory requirement, limited consideration of ES in SEA has been reported in a number of studies (for instance, Baker et al., 2013, Honrado et al., 2013, Mascarenhas et al., 2015, Partidario and Gomes, 2013).

However, explicit inclusion of ES in SEA processes has recently gained favor among scholars for a number of reasons. Geneletti (2011), for instance, states that such inclusion can facilitate the integration of environmental and social considerations in planning, leading to better quality SEA processes, because ES consideration necessarily involves the identification of ES beneficiaries, defined by Landsberg et al. (2011:11) as “people who depend on ES to maintain their basic subsistence, health, income, personal security, or income”; therefore, ES approaches are advocated as a means to bridge the environmental and the socio-economic dimensions of a plan.

Moreover, it has been argued (Geneletti, 2011) that, because of its mandatory character, SEA can act as a legal vehicle to incorporate ES approaches in planning; this would in turn benefit SEA processes at least on two levels. First, ES-based approaches, because of their holistic nature, have the potential of encompassing the so-called “silobased approach” (Baker et al., 2013) that is quite common in SEA processes and that is brought about by the very wording of the Directive: traditional SEA reports, partly as a consequence of long-established approaches to environmental assessment, tend to examine and assess separately the impacts of a plan on each environmental component (such as biodiversity, fauna, flora, soil, human health, and so on) while often neglecting their interrelationships. Second, ES-based approaches, as well as environmental assessments, often make use of scenario analysis, hence the integration of ES within SEA would be eased by their relying on common tools and methods, and would strengthen SEA analyses. Notwithstanding the voluntary character of the inclusion of ES in SEA, some guidan-

ce documents, which usually draw on the few available case-studies, have been proposed, and a list is provided by Partidario and Gomes (2013). Among such guidelines, for instance, Landsberg et al. (2011) develop an operative framework for the inclusion of ES in SEA in the scoping stage, primarily aimed at addressing the challenge of the appropriate selection of ES to be taken into account in the SEA of a plan, either because the plan implementation could affect (positively or negatively) those ES, or because some objectives and actions in the plan might benefit from, or depend upon, certain ES. However, it has to be underlined that the European Commission (2013), in its guidelines on the integration of biodiversity in SEA, regards ES approaches and ES valuation merely as tools that can be used to support the assessment of biodiversity, climate change mitigation and climate change adaptation as part of the SEA process. There is therefore some debate on the extent, scope, aim and added value of the inclusion of ES in SEA, as discussed by Baker et al. (2013).

### Explicit inclusion of ES in SEA reports: a content analysis

Following Mascarenhas et al. (2015), a content analysis was performed<sup>1</sup> on a sample of 46 SEA reports concerning three broad categories of plans prepared and approved (or adopted and still in progress towards final approval) in Sardinia, as follows:

- i. 23 municipal land-use plans (MMPs), prepared between 2009 and 2015 under the compulsory process of adjustment of MMPs to the Regional Landscape Plan (for details on this process, the reader can refer to Zoppi and Lai, 2010): the reason for the selection of these plans is that, in the Italian planning system, they are legally binding, allocate future land uses, and rule over allowed land transformations and development;
- ii. 5 sectorial regional plans adopted or approved between 2007 and 2015, including the regional forestry plan, the water district management plan, the waste management plan, the flood risk management plan, and a plan for a national park: the reason for the selection of these plans is not only that many of them provide a mandatory framework for MMPs, but also that the regional scale is deemed as particularly adequate for ES integration (Mascarenhas, 2015);

- iii. 18 management plans (MPs) of Natura 2000 sites pursuant to art. 6 of Directive 92/43/EEC, prepared and adopted between 2014 and 2015 by some municipalities whose territory overlaps sites of the Natura 2000 network, and still to be approved by the Regional authority in charge of the process; the reason for the selection of these plans is that they aim at maintaining natural habitats or restoring them at a favorable conservation status, hence affecting positively ES, whose consideration should therefore be more likely than in other plans and related SEA processes; as for the spatial scale, depending on the boundaries and size of the Natura 2000 site being planned, such plans can be either municipal or sub-regional.

A preliminary scan was performed in order to detect those SEA processes in which ES had been explicitly taken into account. Not surprisingly, given the already mentioned absence of obligatory inclusion of ES, very few SEA reports (three pertaining to MMPs and three referring to MPs, none to any regional plans) explicitly mentioned them, either as “ecosystem service(s)” or as “environmental service(s)” (in their Italian translations). No SEA report explicitly mentioned ecosystem benefits or regulating services as such, and only two (one related to an MMP and one related to an MP) cited supporting services; on the other hand, cultural services (looked up by using terms such as “ecotourism”, “sustainable tourism”, “nature tourism”, “recreation”) were found in two SEA reports of MPs, but they were more commonly cited in the MPs themselves, and were even much more common in SEA reports of MMPs (13 reports cited “sustainable tourism” and 5 “nature tourism”), quite often in connection with the aims of the plan being assessed.

As for the location of explicit references to ES, it is helpful to remember that Annex I of Directive 2001/42/EC states that an SEA report should provide information on the following:

1. contents and objectives of the plan and relationship with other relevant plans and programs;
2. current state of the environment and its likely evolution without the plan;
3. environmental characteristics of the areas likely to be significantly affected;
4. current environmental problems relevant to the plan;

5. environmental objectives established at the international, European, national and regional levels relevant to the plan and how they have been taken into account;
6. likely significant effects of the plan on the environment;
7. prevention and mitigation measures;
8. analysis of alternatives and justification for the selection;
9. monitoring;
10. non-technical summary.

All of the three SEA reports related to MMPs mention ES in reference to item 5 and only one also to item 1, while, of the three reports related to MPs, one mentions ES in connection only with item 5 and two with reference only to item 2.

Therefore, in four out of the six SEA reports, ES are mentioned in connection with environmental objectives established by other documents; actually, for three of them this is the only explicit reference to ES.

One of such occurrences, related to an MMP, has to do with the definition of sustainable development (as one that “provides environmental, social and economic services to all members of a community, without threatening the functioning of those systems on which the supply of such services depends”); another, still related to an MMP, concerns a conservation objective set in the European strategy for sustainable development (this objective is about improving the management of natural resources and prevent their overexploitation because they are valuable for the ES they provide); a third, concerning an MP, is about an objective set by the Regional Landscape Plan for rural landscapes, in which issues such as air quality and energy dependence should be considered, with a view to improving not just agriculture production, but also those environmental services that depend upon agriculture. In these three reports (which, coincidentally, are the ones which mention ES only under item 5), ES are therefore looked at as something external to the plan being assessed and to be taken into account only to ensure that the plan is consistent with the planning and programming framework in which the plan positions itself.

The way ES are included in the fourth SEA report (relating to an MMP) is slightly different because ES are themselves part of the

objectives of the MMP (and as such they are also part of item 1): the MMP in question has borrowed the above mentioned objective established by the Regional Landscape Plan and concerning rural landscapes, hence the SEA report assesses the consistency of this objective of the plan with the goals of other plans and programs concerning not only rural landscapes, but also air quality, water management, competitiveness of the agricultural productions.

Finally, the two references to ES concerning item 2 (current state of the environment and its likely evolution) can be found in two MPs; this is not surprising and rather consistent with the aim of MPs, which is that of preserving habitats and species deemed of community importance in a favorable conservation status, hence consideration of ES in this context accounts for a broad and holistic view in relation to the MPs' goals.

## Conclusions

This preliminary analysis, which (because of length constraints) builds on the first part only of the framework developed by Mascarenhas et al. (2015), has concerned 46 spatial plans developed at the regional, subregional or municipal level, and shows that explicit consideration of ES in SEA processes is still in its infancy in Sardinia; this is consistent with findings of similar analyses concerning Portugal (Honrado et al., 2013 and Mascarenhas et al., 2015) and Germany (Albert et al., 2014). Seldom (only in six cases out of 46) are ES explicitly acknowledged in the SEA reports, and extremely rare (only in one case) is their inclusion among the aims of the plan. Moreover, little or no evidence has been found of explicit inclusion of other related key terms such as “ecosystem benefits”, “supporting services” or “regulating services”, with the only exception of cultural services, cited under various forms. Again, this is consistent with previous research (Mascarenhas et al., 2015), and it supports the view that in environmental assessments nature is mainly conceived of, in a conservatory manner, as the provider of the cultural ES of recreation. Explicit inclusion of ES in SEA is important because it helps putting the environmental objectives in a clearly communicable framework, and because the necessary identification of the ES beneficiaries eases the mandatory selection of stakeholders to be

included in the SEA process. However, it is also important to understand whether ES are being taken into account in a less transparent way. Future directions for this research will therefore try to address two questions: first, whether consideration of ES is implicit in the SEA reports; it is expected that such consideration, at least to some extent, is present, given the very nature and aim of SEA, but the role it plays (e.g. assessing the state of a given environmental characteristic; evaluating likely impacts; informing the selection of indicators) is uncertain and might be very different across the case studies. Second, and looking both at the SEA reports and at the corresponding plans, whether the form such implicit inclusion takes differs depending on the type of the plan; this exploration could be especially important in order to understand the absence of explicit consideration of ES in the regional plans here examined, which was unexpected because of their very nature and aim (e.g. relating to forestry, water provision and management, or flood prevention and mitigation).

it

\* This essay is written within the Research Program “Natura 2000: Assessment of management plans and definition of ecological corridors as a complex network”, funded by the Autonomous Region of Sardinia for the period 2015-2018, under the provisions of the Call for the presentation of “Projects related to fundamental or basic research” of the year 2013, implemented at the Department of Civil and Environmental Engineering and Architecture (DICAAR) of the University of Cagliari, Italy.i.

1. The freeware software “QDA Miner lite” (downloadable from <http://provalisresearch.com/>) was used

## Riferimenti bibliografici

- Albert C., Hauck J., Buhr N., von Haaren C., (2014) “What ecosystem services information do users want? Investigating interests and requirements among landscape and regional planners in German”, *Landscape Ecology*, 29 (pp. 1301–1313).
- Baker J., Sheate W.R., Phillips P., Eales R. (2013), “Ecosystem services in environmental assessment — Help or hindrance?”, *Environmental Impact Assessment Review*, 40 (pp. 3–13).
- Burkhard B., Kroll F., Müller F., Windhorst W. (2009), “Landscapes’ Capacities to Provide Ecosystem Services — a Concept for Land-Cover Based Assessments”, *Landscape Online*, 15 (pp.

1–22).

- DeFries R.S., Foley J.A., Asner G.P. (2004), “Land-use choices: balancing human needs and ecosystem function”, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2 (pp. 249–257).
- European Commission (2013), *Guidance on Integrating Climate Change and Biodiversity into Strategic Environmental Assessment*, Publications Office, Luxembourg.
- Honrado J.P., Vieira C., Soares C., Monteiro M.B., Marcos B., Pereira H. M., Partidario M.R. (2013), “Can we infer about ecosystem services from EIA and SEA practice? A framework for analysis and examples from Portugal”, *Environmental Impact Assessment Review*, 40 (pp. 14–24).
- Geneletti D. (2011), “Reasons and options for integrating ecosystem services in strategic environmental assessment of spatial planning”, *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 7 (pp. 3–149).
- Geneletti D. (2013), “Assessing the impact of alternative land-use zoning policies on future ecosystem services”, *Environmental Impact Assessment Review*, 40 (pp. 25–35).
- Landsberg F., Ozment S, Stickler M, Henninger N, Treweek J, Venn O, Mock G. (2011), *Ecosystem services review for impact assessment: Introduction and guide to scoping*, WRI working paper, World Resources Institute, Washington, DC.
- Mascarenhas A., Ramos T.B., Haase D., Santos R. (2015), “Ecosystem services in spatial planning and strategic environmental assessment—A European and Portuguese profile”, *Land Use Policy*, 48 (pp. 158–169).
- Partidario M.R., Gomes R.C. (2013), “Ecosystem services inclusive strategic environmental assessment”, *Environmental Impact Assessment Review*, 40 (pp. 36–46).
- 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 (p. 690-705).

# Rigenerazione, verde urbano e resilienza idrologica

Antonio Leone, Francesca Calace, Raffaele Pelorosso

## Introduzione

*Il nuovo verde urbano: una sfida tecnologica di valore strategico prioritario*

La crescita della popolazione urbana e il dilatarsi delle città sono fenomeni ormai ragguardevoli e destinati ad ulteriore incremento, cosa che rende la questione ambientale focale per le politiche urbane. Ma la complessità e l'interattività di queste problematiche portano alla necessità di coinvolgere tutto il territorio tenendo presente gli impatti dello sviluppo urbano, quali l'emissione di gas clima-alteranti, la riduzione della biodiversità, l'impermeabilizzazione di vaste superfici e le relative conseguenze sul dissesto idrogeologico e la qualità delle acque (Ahiablame et al., 2012; Pelorosso et al., 2013).

Anche da questo deriva l'approccio *smart*, prendendo a prestito ed estendendo il concetto di *smart cities*, che non è aggettivo della sola infrastrutturazione elettronica, ma strumento strategico di attenzione, integrazione, uso sapiente, valorizzazione e tutela delle risorse, rapportato alle azioni antropiche su di esse. Insomma, il fin troppo abusato anglicismo nasconde (spacciandola per moderna) l'antica tradizione di ingegno, equilibrio e multifunzionalità che sono i valori fondanti della costruzione del paesaggio e delle città italiane (Leone, 2011).

Nel caso specifico emerge la necessità di "mettere a sistema", integrando le molteplici funzionalità del verde, sia urbano, che territoriale, attraverso la serie integrata di *Best Management Practices* (BMPs). È quindi necessario un piano dell'infrastruttura verde della città, che parte dall'armatura minima indispensabile, basata sulle sue funzionalità: idrologica, climatica, di incremento della biodiversità, igienico-fruttiva-estetica. A questa si sovrappone l'analisi del contributo che il verde urbano può dare alla costruzione della città, nel senso di stimolo e promozione delle relazioni umane. Ne scaturisce una progettazione per gradi, per ogni componente delle suddette funzionalità: a partire da quella idrologica, necessariamente più struttura-

ta, perché richiede precisi elementi quantitativi ed analisi di processi. Successivamente, e progressivamente, si inseriscono le necessità delle altre funzioni, per arrivare a un sistema che ha i presupposti per divenire complesso e, quindi, robusto, sostenibile ed integrato alla rete ecologica regionale.

Il progetto delle aree verdi, quindi, si basa su precisi processi territoriali, la cui prima fase, a titolo di sperimentazione, è stata applicata ad al caso di studio riportato nel presente articolo, significativo per l'interesse generale dei risultati e la riproducibilità della metodologia proposta.

L'infrastruttura verde (ascrivibile alla categoria delle BMPs) ha un grande potenziale di resilienza, intesa nel senso di rendere complesso e robusto un sistema estremamente fragile qual è quello urbano.

Considerando la recente evoluzione del concetto di resilienza (Ahern, 2012), in questo articolo le BMPs sono definite come una rete interconnessa di sistemi ecologici naturali ed ingegnerizzati, localizzati alla scala locale e territoriale, pienamente integrati con l'ambiente costruito, in grado di produrre molteplici benefici (Urban Ecosystem Services, UES: Gómez-Baggethun & Barton, 2013; Haase et al., 2014): i) incremento della permeabilità del suolo e conseguente riduzione dei dissesti idrogeologici e tutela della qualità delle acque; ii) mitigazione degli estremi di temperatura (isola urbana di calore); iii) contributo alla realizzazione della *città amica* (sensu Busi, 2015); iv) contributo alla realizzazione della rete ecologica locale.

Con il presente lavoro si riportano i risultati della sperimentazione riguardante il primo dei processi elencati in precedenza, mostrando le notevoli potenzialità di riduzione del deflusso urbano della rigenerazione in senso verde di alcuni vuoti urbani in precedenza censiti.

## La sperimentazione

L'area di studio presa in considerazione è la parte urbanizzata del comune di Bari (fig. 1, circa 655 ha) la cui rete di drenaggio delle acque meteoriche periodicamente entra in crisi, provocando anche l'inquinamento del tratto di mare prospiciente la città. Quest'ultima ha una particolare conformazione morfologica, che vede la convergenza di numerosi solchi torrentizi di origine carsica (le lame) che dalle colline interne sfociano nel

mare Adriatico attraversando tutta la città e divenendone un fattore di criticità.

La lame sono corsi d'acqua tipici dei paesaggi semi-aridi: le portate idriche sono effimere, anzi quasi sempre nulle, ma, in occasione dei rari episodi di piena, possono avere effetti catastrofici, anche perché i lunghi periodi di alveo secco attenuano fortemente la percezione del rischio da parte dell'uomo. Il caso di Bari è significativo in tal senso: tra fine '800 e inizi '900 la città ha avuto uno sviluppo edilizio impetuoso, che l'ha portata ben oltre i confini della città medievale e del borgo ottocentesco. Inevitabilmente, sono nati i conflitti con il paesaggio naturale, manifestatisi attraverso i catastrofici eventi alluvionali del 1905, 1915 e 1926 a seguito dei quali si è provveduto ad opere di grande lungimiranza ed efficacia (Puglisi et al. 1991). Infatti, in seguito all'evento alluvionale del 1926, sono state progettate e realizzate imponenti opere ingegneristiche (con l'incremento della capacità degli alvei e canali deviatori), ma, contemporaneamente, sono stati rimboschiti i bacini idrografici delle lame, per aumentarne la permeabilità (Borri et al., 2002).

Nonostante l'ulteriore espansione della città del dopoguerra, questo sistema di difesa ha retto bene ed è stato messo alla prova da eventi particolarmente intensi, che altrove hanno causato gravi danni e morti (clamorosa la piena dell'ottobre 2005: vedi Mossa, 2007).

L'idea di base è consistita nel proporre nuove funzionalità alle aree dismesse, *brown fields* e vuoti urbani della città di Bari. La scarsità di aree verdi, unita alla forte suscettibilità idrologica e climatica della città, ha portato abbastanza facilmente a pensare ad un riuso in chiave di infrastruttura verde.

Di conseguenza, il lavoro si è articolato con i seguenti passaggi:

- 1) Censimento e relativa cartografia dei vuoti urbani.
- 2) Valutazione della resilienza idrologica.
- 3) Conseguente infrastruttura verde.

La valutazione della resilienza idrologica è stata effettuata attraverso il modello RECARGA, sviluppato dall'Università del Michigan come strumento di progetto per valutare l'efficacia di strutture verdi (bioritenzione e bacini d'infiltrazione) che intercettano ed invasano i deflussi urbani, alleggerendo il carico sulla rete di drenaggio e proteggendo i corpi

idrici superficiali.

In un'area campione del censimento, sono state effettuate due tipologie di simulazione: 1) per singolo evento, su 14 anni di piogge (1999-2013) di durata di 72 ore; 2) in continuo, per tutte le piogge dell'anno 2014.

I dati sono stati forniti dall'Ufficio Idrografico della Protezione Civile della Regione Puglia, che si coglie l'occasione di ringraziare. Il modello simula ininterrottamente il movimento dell'acqua all'interno dell'intera struttura, registra l'umidità del terreno ed il volume d'acqua in ogni termine di bilancio dell'acqua (infiltrazione, ricarica della falda, tracimazione, evapotranspirazione).

Oltre le piogge, i principali dati di ingresso consistono nella copertura del suolo: percentuale di area impermeabile ed area della infrastruttura verde. In questo modo, tutto il sistema è rappresentato nella simulazione modellistica.

## Risultati e discussione

La simulazione effettuata consente di comprendere la variabilità di tutti i parametri idrologici in funzione del progetto di verde, struttura di bioritenzione nel caso specifico. Il risultato fondamentale ottenuto dalla simulazione dimostra che una struttura verde (tipo *raingarden*) pari al 15% dell'area urbana impermeabile è in grado di assorbire interamente il deflusso generato dalle piogge simulate.

In altri termini, questo significa che il rapporto ottimale fra ambiente artificiale (la città impermeabile) e BMPs è pari a 1/7, ovvero: ogni m<sup>2</sup> di BMPs è in grado di rendere resiliente 7 m<sup>2</sup> di ambiente impermeabilizzato. Questo risultato consente di affrontare il tema della potenzialità eco sistemica delle aree dismesse censite (*urban ecosystem service* di regolazione delle acque e riduzione della diffusione degli inquinanti).

Infatti, attraverso il modello digitale del terreno basato sul rilievo LIDAR (1 m<sup>2</sup> di risoluzione) in ambiente GIS, si sono determinati i bacini di competenza di una delle principali aree oggetto di nuova funzionalità (vedi Fig.1-A). Attraverso le elaborazioni sul modello digitale delle superfici, delle quote stradali, della collocazione della rete drenante urbana (sempre in ambiente GIS) si è potuto suddividere il distretto urbano sotto studio in 54 sottobacini.

Tutto il distretto urbano mostrato in Fig.1-A

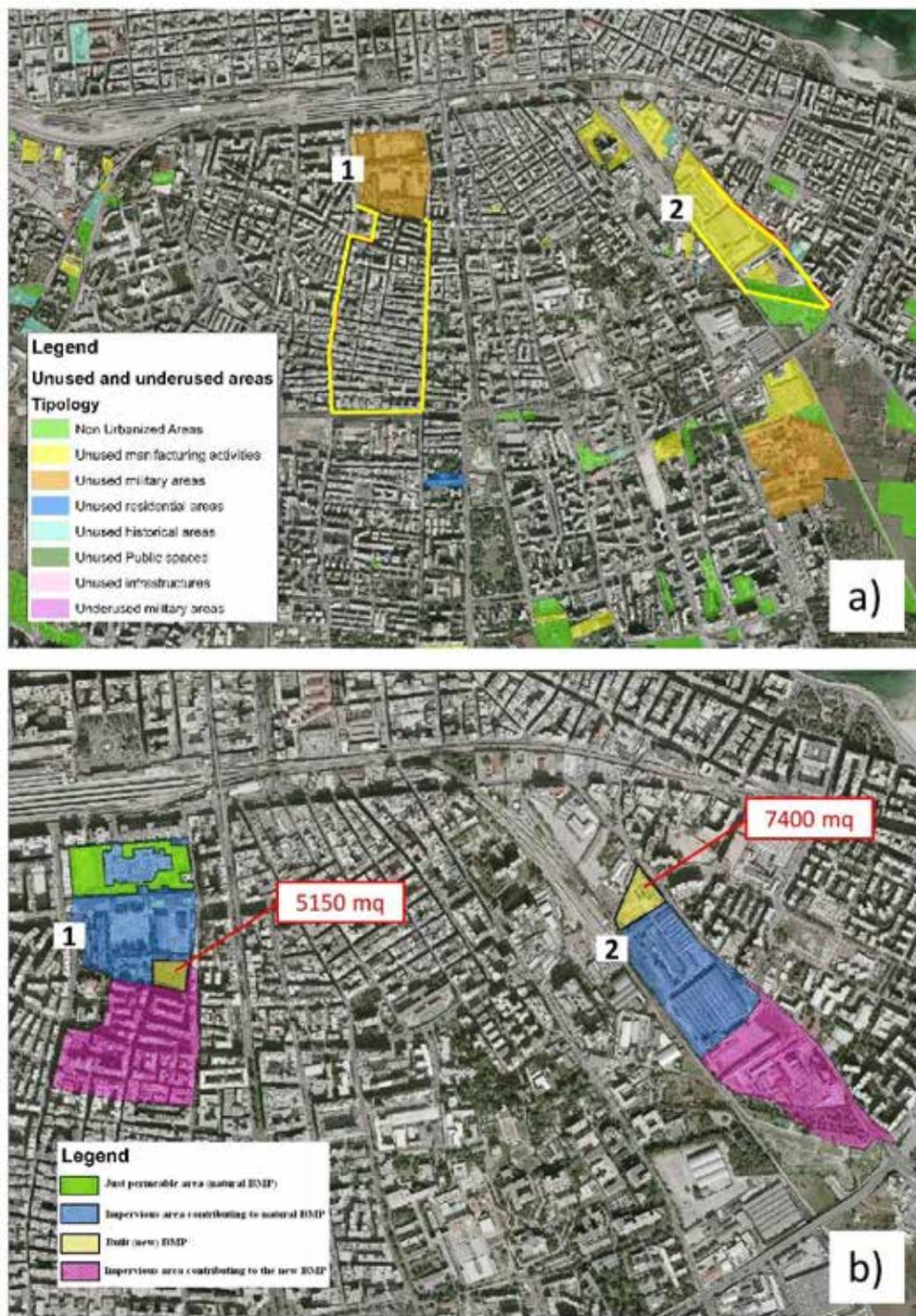


Figura 1- a) Sottobacini idrologici delle aree dismesse considerate (giallo evidenziatore). b) BMP e contesto coinvolto.

è caratterizzato dalla sola presenza di fognatura mista che raccoglie sia le acque nere che le bianche. In condizioni normali, le acque vanno al depuratore, ma, in caso di eventi pluviometrici critici, l'eccesso di deflusso finisce in mare, provocandone l'inquinamento (Pelorosso, Gobattoni, & Leone, 2015). Sempre la Fig.1a riporta la sovrapposizione di aree dismesse, *brown fields* e in abbandono, la cui distribuzione, dimensione e giacitura rivela come il fenomeno abbia dei caratteri strutturali e non più episodici nelle aree urbane (Calace, Angelastro & Lomuzio Lezza,

2013). Analizzando i sottobacini e la collocazione delle aree dismesse si è quindi proceduto ad una prima individuazione delle aree critiche e con potenzialità idrologiche, ai fini della regolazione delle acque di pioggia. In Fig.1b è riportato quindi un caso applicativo, che coinvolge le aree della prima periferia industriale e per grandi attrezzature urbane. In questo caso è stata individuata una potenziale superficie asfaltata destinata a parcheggio e scarico merci che potrebbe potenzialmente ospitare una efficace BMP di tipo *raingarden* o bacino di ritenzione.

I risultati della simulazione sono particolarmente incoraggianti. Per altro i due casi della Fig.1-B sono riportati due casi di particolare interesse perché ricadono nel pieno della città, in zone praticamente prive di verde, quindi del tutto impermeabili, che ricadono nelle aree a maggiore rischio di allagamenti (Pelorosso et al., 2015). La zona 1 (ex Caserma) presenta un'area già a verde (incolto) complessivamente di 17100 m<sup>2</sup>. Essa drena naturalmente l'area in blu nella figura (57000 m<sup>2</sup>), con un minimo intervento, quindi, può essere attrezzata come *raingarden*. La stessa zona 1, però, date le dimensioni, offre l'ulteriore possibilità di attrezzare un nuovo *raingarden*, realizzato ad hoc (zona in giallo nella figura). Quest'ultima BMP, con le opportune strutture di convogliamento (soprattutto cunette inerbite lungo le strade) può intercettare tutta l'area in viola, che ammonta a 67000 m<sup>2</sup>.

Analogamente, la BMP in giallo della zona 2) in figura drena naturalmente l'area blu (50400 m<sup>2</sup>), ma ha ulteriore potenzialità di assorbimento dei deflussi in viola è invece di 60200 m<sup>2</sup>.

Complessivamente, quindi, attrezzare a verde aree che in parte già lo sono, con costi minimi, significa azzerare il carico di drenaggio urbano di ben 23,5 Ha di città compatta, impermeabile e fortemente vulnerabile agli allagamenti (a fronte di soli 1,2 Ha di verde costruito).

Generalizzando l'esperienza condotta nel caso specifico, gli elementi di progettualità che se ne ricavano sono molteplici. Prima di tutto è necessario considerare lo stato di impermeabilizzazione del bacino. Un bacino con una buona presenza di superfici ad alta permeabilità (parchi, ma anche suoli incolti, purché liberi) potrebbe già permettere una naturale controllo per infiltrazione delle acque di pioggia. Occorre solo rendere ottimale questa potenzialità che, però, normalmente, è trascurata nella prassi comune. Al contrario, il percorso metodologico proposto consente di ottimizzare le funzionalità del verde, esaltandone il ruolo.

Per quanto riguarda le aree dismesse, si dovrà valutare la migliore struttura verde da applicare, ad esempio: una superficie a parcheggio o una strada si presterà maggiorante a *raingarden* o bacini di ritenzione vegetati, un'area fortemente edificata potrebbe offrire occasione di stimolanti progettazioni di tetti ver-

di o di raccolta delle acque piovane, le strade più importanti potrebbero essere arricchite di strutture verdi lineari (cunette verdi ecc.). È poi da considerare la collocazione della BMPs nell'ambito del sottobacino stesso. Una BMPs collocata a valle del sottobacino potrà contribuire fortemente a limitare i deflussi urbani ed i problemi di sovraccarico della rete fognaria mista.

## Conclusioni

I risultati illustrati in questo articolo sono abbastanza definitivi, nel senso della buona certezza di funzionalità idrologica del sistema di BMP testato, che, certamente, grazie alla maggiore resilienza del paesaggio urbano, riduce sensibilmente la frequenza degli allagamenti.

Il sistema verde proposto è quindi un fattore fondamentale di rigenerazione urbana e ambientale e può essere definita una vera e propria infrastruttura.

Gli sviluppi futuri dello studio sono orientati alla definizione delle condizioni di fattibilità, impiegate sul valore economico del servizio eco sistemico specifico, stimabile in termini di sistema fognario tradizionale equivalente.

Ulteriore prosieguo dello studio va nella definizione degli ulteriori servizi eco sistemici, quali la mitigazione degli estremi di temperatura ed il contributo alla rete ecologica locale. Grazie alla multifunzionalità di questi interventi, ciò non esclude che le aree della dismissione possano contemporaneamente essere riutilizzate per sopperire alle altre criticità e carenze della città (spazi per le attività all'aperto, attrezzature e servizi di interesse collettivo, fino ai completamenti dei tessuti urbani). Si vuole in tal modo contribuire a individuare criteri per il riuso, assumendo come prima priorità la rigenerazione ambientale qui analizzata e individuando quindi suoli –o definendone quote minime– da riservare ad essa in ciascun intervento di trasformazione urbana.

## Riferimenti bibliografici

- Ahiablame L.M., Engel B.A., Chaubey I. (2012) "Effectiveness of Low Impact Development Practices: Literature Review and Suggestions for Future Research", *Water Air Soil Pollution*, 223:4253–4273.
- Ahern, J. (2012). Urban landscape sustainability and resilience: the promise and challenges of integrating ecology with urban planning and design. *Landscape Ecology*, 28(6), 1203–1212. doi:10.1007/s10980-012-9799-z
- AAVV (2015), La città amica di Roberto Busi, a cura di F. Bronzini, M.A. Bedini, S. Sampaolesi, Ancona University press, 260 pp.
- Borri D., Di Santo A., Iacobellis V. (2002) "Bari: la piena del 1926", *Continuità - Rassegna tecnica pugliese*, n. 3/4.
- Calace F, Angelastro C, Lo Muzio Lezza L. (2013) "Puglia. Il riuso come opportunità di riqualificazione del paesaggio" In (ed.) Filpa A, Lenzi S, *Riutilizziamo l'Italia*, Roma, WWF Italia
- Demuzere, M. et al. (2014). Mitigating and adapting to climate change: Multi-functional and multi-scale assessment of green urban infrastructure. *Journal of Environmental Management*, 146, 107–115. doi:10.1016/j.jenvman.2014.07.025
- Gómez-Baggethun, E., & Barton, D. N. (2013). Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 86, 235–245. doi:10.1016/j.ecolecon.2012.08.019
- Haase, D., Larondelle, N., Andersson, E., Artmann, M., Borgström, S., Breuste, J., ... Elmqvist, T. (2014). A quantitative review of urban ecosystem service assessments: concepts, models, and implementation. *Ambio*, 43(4), 413–33. doi:10.1007/s13280-014-0504-0
- Leone, A., Gobattoni, F., & Pelorosso, R. (2014). Sustainability and planning: thinking and acting according to thermodynamics laws. *Journal of Land Use, Mobility and Environment*, (Special Issue Eighth International Conference INPUT).
- Mossa M. (2007) "The floods in Bari: What history should have taught", *Journal of Hydraulic Research*, 45(5), 579–594.
- Pelorosso, R., Gobattoni, F., La Rosa, D., & Leone, A. (2015). Ecosystem Services based planning and design of Urban Green Infrastructure for sustainable cities. In XVII *Conferenza Nazionale Società Italiana degli Urbanisti*. Venice.
- Pelorosso, R., Gobattoni, F., & Leone, A. (2014). Multifunctionality and resilience of urban systems: the role of green infrastructures. In VIII *Giornata di Studi INU "Una politica per le città italiane"*. Napoli.
- Pelorosso, R., Gobattoni, F., & Leone, A. (2015). Green Infrastructures as a leverage point for sustainable urban systems. In IX *International Workshop on Planning and Evaluation. Strategies for the environment: evaluating and planning for extreme events*. Velenzano (Italy).
- Puglisi S., Arciuli E., Milillo F. (1991) "Il ruolo primario delle sistemazioni idraulico-forestali nella difesa di Bari dalle inondazioni", *Monti e Boschi*, XLII, 1.

# The change from non-artificial to urbanized land: a study concerning Sardinian urban areas

Federica Leone, Corrado Zoppi

## Introduction

Ecosystem services (ESs) deliver benefits to human beings by the provision of goods and services, by regulating or supporting natural processes in order to improve life quality, and by increasing the cultural level of the local societies. These services are produced by ecosystems, which is “dynamic complex[es] of plant, animal and micro-organism communities and their nonliving environment interacting as a functional unit” (United Nations Convention on Biological Diversity, 1992: Article 2).

The goal of the paper is to discuss the role of ESs as factors that improve the effectiveness of Strategic environmental assessment (SEA)-based processes related to management plans (MPs) of sites that belong to the Natura 2000 Network in increasing their environmental quality.

The discussion is based on a logical framework (LF) which takes account of the identification of objectives related to the provision of ESs as tentative specification of the general objective of environmental sustainability which are the foundation of the SEA of MPs.

In the first section, we present a logical framework which relates the system of specific objectives of MPs to the system of specific objectives of Municipal masterplans (MMPs) as stated in their SEA reports, and discuss the issue of sustainability in the context therein. Consistency of specific objectives of MPs and MMPs should be granted in a sustainability-based perspective.

In the second section we analyze the question of provisioning ESs in the sustainability-oriented conceptual framework aimed at making MPs' and MMPs' objectives consistent with each other. In our view, the implementation of the MPs' objectives into the sustainability-based framework of the SEA of MMPs, may possibly imply a loss of the ESs' productive output due to measures adopted by the MPs in order to protect habitats and species. Our tentative conclusion

is that a sustainability objective should be added to MPs and to MMPs, which may be possibly be integrated into the SEA reports of MPs and MMPs, that is, the output of provisioning ESs in the municipal area ruled by the MPs' provisions should not decrease as a consequence of the implementation of the MPs' regulation. We consider the MPs of the Site of the Natura 2000 Network named *Site of Community Interest of Stagni di Colostrai e delle Saline (Wetlands of Colostrai and of Saline)*, located in Muravera, a municipality of Southern Sardinia, Italy.

## The objectives of MPs and MMPs: a question of consistency

Natura 2000 is a coherent network of areas established under Directive 92/43/EEC (“Habitat” Directive), which includes Sites of Community Interest (SCIs) and Special Areas of Conservation (SACs) identified under the provisions of the Habitats Directive itself, as well as Special Protection Areas (SPAs), identified under the provisions of the “Birds” Directive (Directive 2009/147/EC). The network was established to protect biodiversity, species and habitats that are threatened with extinction, or deemed valuable, or typical within a certain biogeographic area. In order to protect sites belonging to the network, Member States must adopt appropriate conservation measures. These may include, if needed, appropriate MPs (which can be conceived of as stand-alone plans or can be integrated into other, more comprehensive, spatial and regional strategies) and specific rules, consistent with ecological needs of habitats and species, concerning land uses, site management and agreements involving public and private subjects (Habitats Directive, art. 6).

On structure and contents of MPs, the European Commission only provides a few directions (European Commission, 2000), but not strict guidelines. As a consequence, the comprehensive planning approach of the Natura 2000 MPs is not rigid and conservative; rather, it implies the incremental building of a territorial network of sites whose management is based on an approach sustainable in ecological and economic terms. In Italy, in compliance with Decree of the President of the Republic no. 357 of 1997 (art. 4), regional administrations are in charge of the implementation of conservation measures, hence

also of the approval of MPs; however, in the absence of common rules and procedures, regional administrations are taking different approaches with reference to the identification of the authorities responsible for the preparation of MPs and for the SEA, and with reference also to their approval.

SEA is certainly fundamental in the definition and implementation of MPs of Natura 2000 sites, because it brings its strategic character into the planning process since its starting phases, that is setting-up the knowledge frame and its interpretive approach and methodology, and because it continuously assesses if and to what extent planning policies and their impacts are consistent with environmental protection objectives and sustainability criteria, with particular attention to decision-making processes related to planning alternatives.

SEA is a procedure that entails the assessment of the negative effects, or of the potentially-negative effects, of the operations, implemented to address the plans' specific goals, on sustainability objectives and the definition of other plan actions which may possibly either mitigate or contrast these negative effects. Such operations may eventually imply the deletion of particularly environmentally-harmful plan actions.

According to the Sardinian discipline concerning the SEA of MMPs, sustainability objectives are related to environmental components, which are defined in a guideline manual of the regional administration (Regione Autonoma della Sardegna, 2010).

Under this perspective, we assume that the SEA of MMPs and/or MPs should be considered the most proper process to grant consistency between MMPs and MPs in terms of sustainability-oriented objectives and related planning actions.

Table 1 is an extract of the logical framework (LF), which shows: i. the sustainability-oriented objectives and, ii. the specific objectives of the MMP of the town of Muravera, a coastal settlement of South-eastern Sardinia, concerning the municipal area where a SCI, Wetlands of Colostrai and of Saline, is established under the provisions of the Habitats Directive; iii. the objectives of the SCI's MP; and, iv. the MMP's actions that could be potentially unfavorable in relation to MP's specific objectives.

In particular, although the LF reveals an ap-

Sustainability-oriented objectives	MMP's specific objectives	MP's specific objectives	Potentially unfavorable MMP's actions
Prevention and limitation of processes of degradation and fragmentation, and reinstatement of conditions of high naturalness and of ecosystem functionality in relation to habitats	Protection of coastal environment through an ecosystem-based approach in order to protect its integrity and functionality	O1. Reinstatement and expansion of habitats areas in order to promote conservation and protection of species of <i>Calandrella brachydactyla</i> and <i>Anthus campestris</i>	A1. Identification of zones labeled as "H2 areas of landscape value" near to the coastal strip and to the Wetlands of Colostrai and of Saline
			A2. Improvement of the environmental quality of already identified tourist zones
			A3. Requalification and compliance with planning rules of existing settlements in terms of service provision within zones labeled as "F2 spontaneous tourist settlements"
			A4. Landscape and functional requalification of existing settlements within the zones labeled as "F1 tourist settlements which already subject to planning rules"
	Maintenance and strengthening of protection measures in relation to hydrogeological structure and water protection in order to limit processes of soil degradation and instability and of desertification	O2. Introduction of a system of financial aids to support proper agricultural, livestock and fishing techniques	A5. Identification of zones labeled as "E5 marginal areas for agriculture" near to the <i>Antoni Peppi</i> settlement and to the Wetlands of Colostrai and of Saline
			A1. Identification of zones labeled as "H2 areas of landscape value" near to the coastal strip and to the Wetlands of Colostrai and of Saline
			O3. Construction of inland naturalistic paths, upgrade of parking areas and improvement of the ecological connections with neighboring SCIs and SPAs
			O4. Qualitative capacity building concerning the municipal offices responsible for fulfillment, assessment and revision of the MP
		O1. Reinstatement and expansion of habitats areas in order to promote conservation and protection of species of <i>Calandrella brachydactyla</i> and <i>Anthus campestris</i>	A1. Identification of zones labeled as "H2 areas of landscape value" near to the coastal strip and to the Wetlands of Colostrai and of Saline
			A5. Identification of zones labeled as "E5 marginal areas for agriculture" near to the <i>Antoni Peppi</i> settlement and to the Wetlands of Colostrai and of Saline
			A1. Identification of zones labeled as "H2 areas of landscape value" near to the coastal strip and to the Wetlands of Colostrai and of Saline
			O2. Introduction of a system of financial aids to support proper agricultural, livestock and fishing techniques

Tabella 1 - Sustainability and specific objectives of the MMP-SEA of Muravera, specific objectives of the MP-SEA of the SCI of the Wetlands of Colostrai and of Saline, and potentially-unfavorable MMP's actions

parent consistency between the MMP of Muravera and the MP of the SCI in terms of the sustainable-oriented goal, that is, prevention and limitation of degradation and fragmentation processes, however, the plan actions related to the MMP's specific objectives may generate a conflict between the implementation of the MMP and the MP. The first inconsistency concerns the relationship between

the actions A1 and A5, and the MP's objective O2. Indeed, although the identification of areas of landscape value and marginal agricultural areas should promote a correct management of crops and livestock, rules concerning the overlap of habitats and these areas are not established in the MMP. For example, in both types of areas agriculture is allowed with no specification concerning

crops and their impact on habitats conservation and protection. The same consideration holds with reference to the potentially-unfavorable effects of A1 on O1. The second problematic issue relates to the comparison between A2, A3 and A4, and O1, since some habitats overlap the tourist settlements located in the coastal area. Under this perspective, the requalification of existing tou-

rist settlements may possibly prevent the expansion of the habitats areas. Therefore, we may observe that the consistency between the MMP of Muravera and the MP of the SCI in terms of sustainable-oriented goals is only apparent because the MMP does not deal with the presence of important habitats, and animal and plant species. These inconsistencies are related, at least to some extent, to the normative and political processes of elaboration of the MMP and the MP. Indeed, both typologies of plans are subject to the SEA procedure. However, the two SEAs are not implemented at the same time and are based on different approaches, which generated mismatches and inconsistencies.

### The issue of provisioning ecosystem services

As regards the United Nations Convention on Biological Diversity, ratified by Italy by Law no. 1994/124, an ecosystem is “a dynamic complex of plant, animal and micro-organism communities and their nonliving environment interacting as a functional unit”. Ecosystem goods and services, univocally defined as “ecosystem services”, represent the benefits human populations derive, directly or indirectly, from ecosystem functions (Co-

stanza et al., 1997).

When trying to assess the ESs of natural resources the usual vision is always based on qualitative approaches. We all know how important the environmental services are and that they are worth protecting and restoring. But it is really difficult to compare the costs, which can be easily revealed in monetary terms, to the benefits, which are always in the abstract world of ideas. Actually, it is impossible to compare apples to oranges. It would be of huge utility for planning and managing to have tools that bridge this gap. According to the classification proposed by the Millennium Ecosystem Assessment, ESs “[A]re the benefits people obtain from ecosystems. These include *provisioning services* such as food and water; *regulating services* such as regulation of floods, drought, land degradation, and disease; *supporting services* such as soil formation and nutrient cycling; and *cultural services* such as recreational, spiritual, religious and other nonmaterial benefits” (Millennium Ecosystem Assessment, 2003, 3).

As we discussed in the previous section, MPs entail the definition of sustainability objectives related to protection of habitats and species, which should be integrated

into the MMPs’ sustainability objectives in a comprehensive SEA, which implies the consistency of the two plans in terms of their sustainability-oriented provisions.

This issue is of particular concern if we consider its implications in terms of conservation of the potential output of ESs, which can be assumed as a comprehensive goal both in the MPs’ and in the MMPs’ set of the SEA’s sustainability objectives. Indeed, conservation measures related to habitats and species could possibly imply that productive uses of portion of the municipal land suitable for ecosystem service-based productive activities are prevented, which would entail a net loss of ESs.

Let’s analyze the question of provisioning ESs with reference to the SCI of Wetlands of Colostrai and of Saline, in the municipal area of Muravera, following the technical approach proposed by Burkhard et al. (2009). In particular, Table 2 shows an extract of the qualitative analysis conducted by Burkhard et al. (2009) in relation to the possible land covers recognizable within the SCI. The red rectangular highlights specific categories that are used in the case study. Figure 1 illustrates the SCI area where agricultural production, that is a typical provisioning ecosystem service,

Code	Category	Crops	Livestock	Fodder	Capture Fisheries	Acquaculture	Wild Foods	Timber	Wood fuel	Energy (Biomass)	Biochemicals/ Medicine	Freshwater
142	Sport and leisure facilities	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
211	Non-irrigated arable land	5	5	5	0	0	0	0	0	5	1	0
222	Fruit trees and berry plantations	5	0	0	0	0	0	4	4	0	0	0
242	Complex cultivation patterns	4	0	3	0	0	0	0	0	0	2	0
243	Land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation	3	3	2	0	0	3	3	3	3	1	0
323	Sclerophyllous vegetation	0	2	0	0	0	1	0	2	0	3	0
331	Beaches, dunes, sands	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
411	Inland marshes	0	2	5	0	0	0	0	0	0	0	0
421	Salt marshes	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
521	Coastal lagoons	0	0	0	4	5	4	0	0	3	0	0
523	Sea and ocean	0	0	1	5	5	0	0	0	0	0	0

Tabella 2 - An Extract from the qualitative analysis, conducted by Burkhard et al.(2009), in relation to the capacity of different land cover to provide provisioning ecosystem services

is prevented by the conservation measures stated by the MP. Estimates of the economic value of the production loss can be implemented, e.g. by applying one or a set of the methodological approaches suggested by the Millennium Ecosystem Assessment (2005, 53-63).

Three critical areas are identified within the site. In the zone no. 1, category no. 243 of the Corine Land Cover (CLC) classification, with a medium-sized capacity to provide provisioning ESs, such as crops and livestock (Table 2), overlaps the habitats nos. 1510 and 1310. The MP identifies for these types of areas pasture, and agricultural and pastoral activities respectively, as the main critical elements that prevent habitat conservation.

The category no. 323 of CLC shows a relevant capacity to provide livestock, and it overlaps the habitat no. 2270 in the zone no. 2. The MP puts in evidence that the most dangerous threat related to this habitat is represented by excessive human pressure, in terms of tourism, arsons and invasive alien species.

In the zone no. 3, category no. 323 of CLC overlaps the habitats nos. 2120, 2250, 1310 and 1510. With the exception of habitat no. 2120, for which the MP identifies tourism pressure and invasive alien species as the main threats, pasture, and agricultural and pastoral activities represent the most important critical factors for habitat conservation. From this perspective, these areas are characterized by a complex situation due to significant productive loss in terms of capacity to provide ESs, and for this reason, a particular attention should be paid to include the question of ES production within the MPs and MMPs. From this standpoint, SEA could play a key role.

In conclusion, even though the issue of the economic value of the loss of benefits is beyond the discussion proposed in this paper, Figure 1 shows that there is plenty of room to analyze the question of the consistency of MPs' and MMPs' in terms of sustainability objectives.

## Discussion and conclusions

What we observed in the previous two sections indicates that there are two main problematic issues concerning the consistency of MPs and MMPs. First, the sustainability objectives identified by the two types of plan

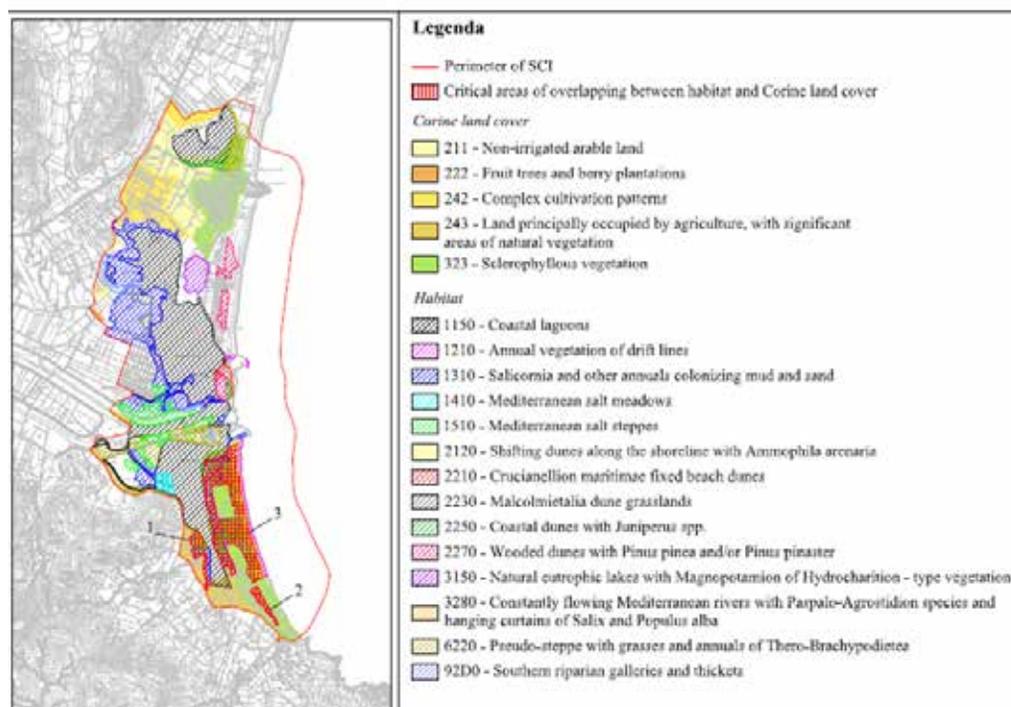


Figura 1- Overlap between the habitats areas of the SCI of Wetlands of Colostrai and of Saline and the cartographic units of the 2008 Corine Land Cover Map1

should be consistent with each other. This general planning criterion can be implemented through the SEAs of the two plans, whose procedures are sustainability-based and oriented. The two procedures may eventually merge, if implemented at the same time, or be consequential, if characterized by a timing mismatch. Merging and consequentiality are exclusively related to planning policies concerning the part of the municipal land where SCIs/SACs and/or SPAs are established. The MP and MMP we analyzed with reference to the Muravera municipality show quite different approaches to the definition and implementation of sustainability objectives, that indicates that there is plenty of room for improving the quality of the planning processes. Under this perspective, there are two main subjects for future research. On the one hand, more overlapping MPs and MMPs need to be analyzed in order to draw conclusions about consistency. The case of Muravera is just a very first look at the issue. On the other hand, a promising approach to address the issue of consistency is to define guidelines for the implementation of a SEA that integrates MPs and MMPs into a unique procedure that may eventually generate coherent sustainability objectives and related planning policies.

Secondly, sustainability objectives should

be considered and assessed in the context of ESs. The findings reported in the previous section indicate that, in the case of the SCI of Wetlands of Colostrai and of Saline, the conservation of the provisioning potential of ESs may generate conflicts with respect to operations planned in order to protect habitats and species under the provisions of MPs. This issue should be carefully addressed, in terms of future research, both with reference to analysis of MPs related to other SCIs/SACs and/or SPAs, and to the definition of guidelines to setup a comprehensive SEA procedure, where habitats protection and conservation of ESs are integrated into a unique assessment process concerning MMPs and MPs.

\*Dipartimento di Ingegneria Civile, Ambientale e Architettura, University of Cagliari, federicale-one@unica.it

\*\* Dipartimento di Ingegneria Civile, Ambientale e Architettura, University of Cagliari, zoppi@unica.it

\*\*\*This essay has entirely been jointly written by the authors.

\*\*\*\*This essay is written within the Research Program "Natura 2000: Assessment of manage-

ment plans and definition of ecological corridors as a complex network", funded by the Autonomous Region of Sardinia for the period 2015-2018, under the provisions of the Call for the presentation of "Projects related to fundamental or basic research" of the year 2013, implemented at the Department of Civil and Environmental Engineering and Architecture (DICAAR) of the University of Cagliari, Italy.

1. The 2008 Corine Land Cover Map produced by the Regional administration of Sardinia is available from the regional geoportal (available on the Internet at <http://www.sardegna-geoportale.it/index.html> [accessed October 2015]).

### Riferimenti bibliografici

- Burkhard, B., Kroll, F., Müller F., Windhorst, W. (2009), "Landscapes' capacities to provide ecosystem services – a concept for land-cover based assessments" in *Landscape Online*, 15 (pp. 1-22).
- Costanza, R., D'Arge, R., de Groot, R.S., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M. (1997), "The value of the world's ecosystem services and natural capital" in *Nature*, 387 (pp. 253-260).
- Millennium Ecosystem Assessment (2003), *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*, Island Press, Washington, DC.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005), *Ecosystems and Human Well-being: Current States and Trends*, Island Press, Washington, DC.
- Regione Autonoma della Sardegna [Sardinia Autonomous Region] (2010), *Linee Guida per la Valutazione Ambientale Strategica dei Piani Urbanistici Comunali [Guidelines for Strategic Environmental Assessment of City masterplans]*, Allegato alla Delibera della Giunta Regionale della Regione Autonoma della Sardegna [Annex to the Deliberation of the Regional Government of Sardinia Autonomous Region] n. 44/51, 14 December 2010, available on the Internet at: <http://www.sardegnaambiente.it/index.php?xsl=1399&s=18&v=9&c=8280&es=4272&na=1&n=10> [accessed October 2015].

## Ecological networks and landscape planning at regional scale: the case of Calabria

Giuseppe Modica, Luigi Laudari,  
Andrea De Montis, Simone Caschili,  
Maurizio Mulas, Amedeo Ganciu,  
Leonarda Dessena, Carmelo Riccardo  
Fichera

### Introduction and objectives

This paper represents a further step of previous researches dealing with the implementation of ecological networks (ENs) at provincial (Fichera et al., 2010; 2015) and municipal scale (De Montis et al., 2016). We study an EN for the Italian region of Calabria applying spatial network analysis tools to the assessment of land-use dynamics in the period from 1990 to 2012. We refer our proposal to the ecological needs of 87 target species (11 amphibians, 59 mammals, and 17 reptiles) on a 95 endemic terrestrial faunal species (Boitani et al., 2003). We focus on the evolution of landscape connectivity developing a multi-temporal assessment that accounts for landscape evolution trends in a time-span of about twenty years. Our main objectives are the analysis of structure of the two obtained ENs with a focus on the reaction to land use changes and the investigation of the role of green infrastructures for biodiversity conservation and the support to sustainable landscape planning.

### Materials and methods

For the two times under investigation (i.e., 1990 and 2012) the respective ENs have been built according to Fichera et al (2010), who adopted the Functional Connectivity (FunConn) model (Theobald et al., 2006; 2011). FunConn is a toolbox working on ArcGIS® environment that allows to identify movement patterns and the landscape connectivity for each single faunal specie under investigation.

As synthetized in fig. 1, the following base data were used: land cover (LC), i.e. the CORINE land cover at third level of detail; human disturbance (HD), modelled starting from built-up and road and railroad networks data (information about population density

and road-railroad typology was taken into account); autecological information of each of the 87 considered target species. To obtain each EN, the following four steps were implemented:

- (i) Defining the habitat-quality (HQ) map for each of the considered 87 faunal species;
- (ii) Defining the overall HQ map;
- (iii) Defining functional patches;
- (iv) Connecting all functional patches taking into account landscape permeability to the animal movement and the HD sources. HQ ranges between 0 and 100 when referred to unsuitable to optimal habitats. For each target species, HQ calculation requires the definition of the following parameters:
  - a) Resource quality, obtained indexing each LC class ranging from unsuitable to optimal habitat, and based on habitat preferences of each target species;
  - b) Functional patch structure that accounts for the so-called 'edge effect' by evaluating proximity to patch edge to define suitable areas;
  - c) Distance from the HD sources.

The overall HQ maps (i.e., a multi-species habitat quality surface) is obtained by means of a weighted sum taking into account the different ecological importance of each of the considered target species. In more details, the inclusion of a target specie in a Site of Community Interest (SCI) of the so-called Natura 2000 European network, as well as in the IUCN Red list of threatened species, determines a different weight for that species in obtaining the overall HQ map.

The delineation of functional patches is based for each organism on the minimum foraging requirements and the ability to move between patches (Girvetz & Greco 2007). The overall HQ map and two main organism-specific parameters guide this process: maximum foraging radius and minimum patch size. The maximum foraging radius is a measure of how far a target specie moves seeking out forage while the minimum patch size represents the smallest biologically relevant patch size for each of the considered target species. In defining the two ENs that are not species-specific but multi-species (Fichera et al., 2015), the maximum foraging radius has been imposed at 100 m (corresponding to the minimum foraging radius of the target species) while the minimum patch size at

10 ha. In the 2012 EN, the obtained functional patches were integrated with the SCIs boundaries that are designed in Italy since 1997.

The last step is the generation of the landscape network that represents the habitat patch connectivity. The resulting EN consists of nodes, patches (i.e., functional patches), edges, linkages, and corridors (designed taking into account the landscape permeability to the animal movement).

The spatial comparison of the two ENs was performed by means of the free software Conefor v2.6 (Saura and Torné, 2009). In the following table, the main characteristics of the two ENs as well as the most significant graph indices were reported (please refer to Saura and Torné, 2009 and Baranyi et al., 2011 for a comprehensive description of each index). Evidence shows a general decrease in the connectivity levels and a general consistent rearrangement of the components towards a more disjointed structure. An insularisation process can be inferred analyzing the high increase (from 1 to 8) of the NC index with also increasing values of landscape fragmentation. Moreover, the increase of BC describes the tendency to construct clusters including an higher number of patches that act as bridges and provide short-cuts.

### Conclusions

Starting from the analysis of the recent land-use dynamics occurred in the study-area, we scrutinised the performance and changes of the landscape connectivity from 1990 to 2012 comparing the two different ENs. This is the first step of a multitemporal analysis that showed its significant role in the sustainable landscape planning. Moreover, several future research directions are outlined: the analysis of intermediate years, the dynamics

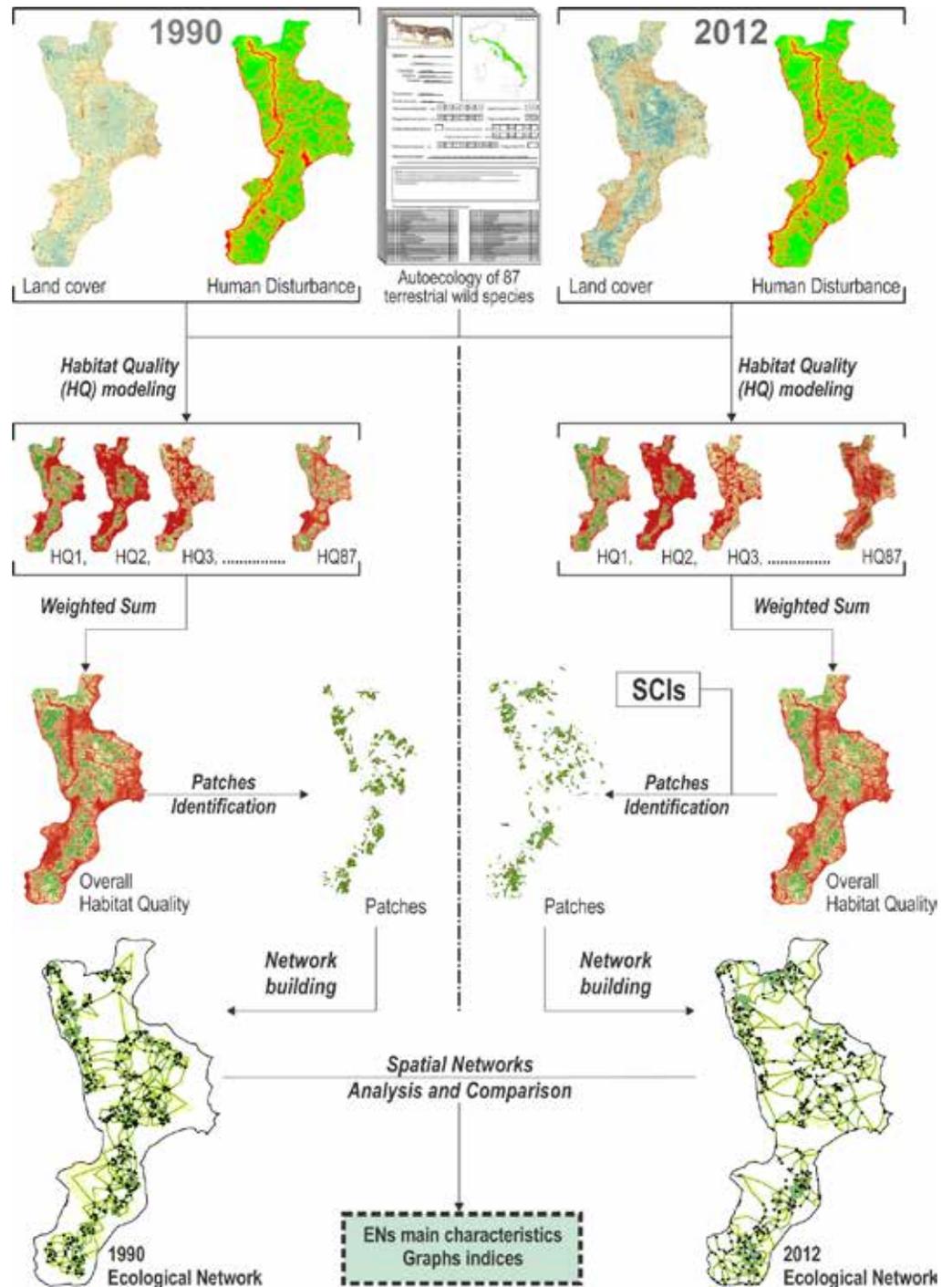


Figure 1- Logical schema of the proposed methodology aimed at the spatial analysis and comparison of ecological networks (ENs)

	n° of core areas	n° of nodes	HQ of patches ( $\mu \pm \sigma$ )	Overall Index Values (OIV)									BC ( $\mu \pm \sigma$ )
				NL	NC	H	LCPnum	IICnum	EC(IIC)	F	PCnum	EC(PC)	
1990	392	391	74.63 ffl 4.15	781	1	9701.40	8.81	9.40	9696.26	1562.0	8.81	2.97	0.03 ffl 0.06
2012	413	393	58.43 ffl 23.48	577	8	7333.84	5.68	4.96	7041.21	1154.0	5.68	2.38	0.04 ffl 0.08

Tabella 1 - Ecological networks' main characteristics (number of core areas and nodes, HQ of patches) and Graph indices (Overall Index Values - OIV - and Betweenness Centrality - BC).

of fragmentation and their effects on landscape connectivity, the impact of new built areas.

#### Riferimenti bibliografici

- Baranyi, G., Saura, S., Podani, J., Jordán F., (2011). "Contribution of habitat patches to network connectivity: Redundancy and uniqueness of topological indices", *Ecological Indicators* 11 (2011) 1301-1310.
- Boitani, L., Falcucci, A., Maiorano, L. (2003), "National Ecological Network: The Role of the Protected Areas in the Conservation of Vertebrates", Animal and Human Biology Department, University of Rome "La Sapienza", Nature Conservation Directorate of the Italian Ministry of Environment, Institute of Applied Ecology, Rome.
- De Montis, A., Caschili, S., Mulas, M., Modica, G., Ganciu, A., Bardi, A., Ledda, A., Dessena, L., Laudari, L., Fichera, C.R. (2016), "Urban-rural ecological networks and landscape planning", *Land Use Policy* 50, 312-327.
- Fichera C.R., Laudari L. and Modica G. (2010), "From the construction of an ecological network to the definition of an environmentally sustainable planning model for periurban space", In: In: XVII World Congress of the International Commission of Agricultural and Biosystems Engineering (CIGR) on Sustainable Biosystems through Engineering, Québec City, Canada, June 13-17, 2010.
- Fichera C.R., Laudari L. and Modica G. (2015), "Application, validation and comparison in different geographical contexts of an integrated model for the design of ecological networks", *Agric. Eng.* 46, 2015, 52, <http://dx.doi.org/10.4081/jae.2015.459>.
- Freeman, L.C. (1977), "A set of measures of centrality based on betweenness". *Sociom*40, 35-41.
- Girvetz, E. H., Greco, S. E. (2007), "How to define a patch: a spatial model for hierarchically delineating organism-specific habitat patches". *Landscape Ecology*, 22(8), 1131-1142.
- Saura, S., Torné, J., (2009), "Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity". *Environmental Modelling & Software* 24: 135-139.
- Theobald, D.M., Crooks, R.C., Norman, J.B. (2011), "Assessing effects of land use on landscape connectivity: Loss and fragmentation of western US forests", *Ecological Applications* 21: 2445-2458
- Theobald, D.M., Norman, J.B., Sherburne, M.R., (2006), "FunConn v1 user's manual: ArcGIS tools for functional connectivity modeling", Natural Resource Ecology Lab, Colorado State University, Fort Collins, CO, USA.

## Aree urbane a rischio allagamento: accrescere le capacità di resilienza con la pianificazione delle infrastrutture verdi

Viviana Pappalardo, Daniele La Rosa, Paolo La Greca, Francesco Martinico

### Resilienza urbana e pianificazione dei sistemi di drenaggio sostenibile

Il fenomeno di urbanizzazione e l'incremento in intensità e frequenza degli eventi di precipitazione estremi, spesso attribuiti ai processi di cambiamento climatico, contribuiscono, insieme, ad aumentare la fragilità degli insediamenti urbani che sperimentano allagamenti superficiali con una ciclicità allarmante.

Compreso il carattere fallimentare degli interventi di emergenza post-disastro si è cercato, nella costruzione del nuovo riferimento culturale e teorico della "resilienza urbana", un diverso modo di approcciare la questione del rischio, più utile alla pianificazione urbana nel concepire nuovi modelli per il progetto della città e del territorio, in cui sovvertire l'ordine delle priorità e da declinare in una nuova dimensione ecologica, culturale e sociale.

Sebbene, più genericamente, la capacità di resilienza del sistema dipenda da fattori fisici, sociali, ambientali ed economici, è frequente, in letteratura, indagare separatamente aspetti specifici tra cui quelli della resilienza dell'ambiente costruito e delle relative strategie di adattamento.

Dopo aver riconosciuto il consumo di suolo e gli eventi di piovosità estrema come trainanti del sistema insediativo urbano che è soggetto al rischio di allagamenti superficiali, è immediato dedurre che i limiti dello stesso sistema dipendono dalla quantità di acqua che è possibile gestire al suo interno, in termini di ruscellamento superficiale e convogliamento nelle reti di drenaggio.

Per dotare il sistema urbano di resilienza occorre accrescere alcune sue "capacità" che ne sono la declinazione operativa. Sono molti gli studi di letteratura che contribuiscono ad ampliare la ricerca sulla identificazione e definizione di queste "capacità" (Colucci, 2012; Hashimoto et al., 1982; Balsells et al., 2013; Ning et al., 2013) ma, ad oggi, non c'è con-

vergenza di opinioni in merito. Tra gli autori (Gersonius, 2008; Voskamp et Van de Ven, 2014) alcuni ricorrono al concetto di "capacità di assorbimento" (*absorption capacity*), come surrogato di resilienza. Intendiamo, riferendoci ad essa, il grado di reazione alla perturbazione (De Bruijn, 2005), che è possibile interpretare come il volume totale sui nodi del sistema di drenaggio (Birgani et al., 2013), indicatore di come un sistema sia in grado di reagire all'onda di piena. Allo stesso modo, anche l'andamento dei picchi di portata nelle sezioni della rete di drenaggio può fungere da indicatore della reazione/risposta del sistema.

Si tratta, in buona sostanza, di indirizzare la pianificazione urbana verso l'impiego di strategie legate all'adozione delle infrastrutture verdi ed, in particolare, dei sistemi urbani di drenaggio sostenibile (*Sustainable Urban Drainage Systems* (SuDS)). Questi sono una rete di misure "estensive" di controllo delle acque piovane diffuse nel territorio che ricalcano i principi di funzionamento dei processi idrologici naturali, con gli obiettivi principali di ridurre i picchi ed i volumi di portata, incrementare l'infiltrazione, ricaricare le falde, proteggere i corpi idrici ed attivare meccanismi di rimozione degli inquinanti (Hunt et al., 2010). Le SuDS costituiscono un nuovo tipo di approccio alla gestione delle acque di precipitazione (Damodaram et al., 2010; Pelorosso et al., 2013): rispetto all'orientamento tradizionale in cui si mira a convogliare ed allontanare le acque lontano dal sito nel più breve tempo possibile (soluzioni *end of pipe*), la nuova ottica è quella di intercettare e mantenere l'acqua piovana laddove essa precipita, attraverso piccoli e poco costosi elementi di paesaggio localizzati all'interno di un ristretto sotto bacino, piuttosto che essere convogliate e gestite attraverso sistemi imponenti a valle dell'area di drenaggio.

Il principio alla base dell'applicazione di queste misure è quello di mantenere il comportamento idrologico di un'area soggetta a una trasformazione urbana quanto più simile a quello che le era proprio prima di tale trasformazione (Ahiblame et al., 2012). L'obiettivo generale, invece, è quello di minimizzare gli impatti che le trasformazioni determinano sulla qualità e quantità del deflusso superficiale, oltre che massimizzare le opportunità per biodiversità e caratteristiche di amenità dei contesti (Woods-Ballard

et al.,2007). I benefici delle pratiche SuDS, rispecchiando quelli delle infrastrutture verdi, di cui possono considerare, in ultima analisi, elementi componenti alla scala urbana, non si limitano soltanto a contribuire, in generale, al miglioramento complessivo delle condizioni ambientali ma, attraverso la fornitura di *regulating services*, garantiscono la possibilità di gestire i rischi connessi al dilavamento superficiale delle acque piovane. Queste componenti di infrastruttura verde, tra l'altro, possono essere usate alle scale del lotto, del comparto, del quartiere come del bacino e, ovviamente della città, consentendo un approccio flessibile al progetto di trasformazione urbana, che si tratti di progetti legati a processi di rigenerazione o retrofitting urbano ovvero a processi di nuova costruzione.

Tuttavia, specialmente in contesti urbani densi e consolidati, i primi sembrano assumere particolare rilievo. Nessuno spazio è inutile: molte opportunità di impiegare misure verdi di *retrofitting* urbano possono essere colte se si sceglie di cambiare approccio alla gestione delle acque meteoriche (Digman et al.2012), e, più in generale, al progetto della città esistente, nei suoi spazi pubblici come nelle sue pertinenze private.

A questo scopo, diventa fondamentale, anche per la pianificazione urbana, fare ricorso a strumenti di simulazione (software di modellazione) per analisi di scenario attendibili e con l'obiettivo di validare le scelte strategiche di progettazione delle infrastrutture verdi urbane. In particolare, simulazioni sul comportamento idrologico/idraulico degli insediamenti urbani in risposta alle sollecitazioni degli eventi piovosi, diventano indispensabili per identificare le strategie di adattamento più efficaci.

Obiettivo del presente contributo è quello di valutare la resilienza in un contesto fortemente urbanizzato ipotizzando alcuni scenari di inserimento di SuDS nella città di Avola, in provincia di Siracusa. Tali valutazioni si basano sul confronto, per uno dei bacini urbani della città, tra scenario allo stato di fatto (*pre-implementation*) e scenario di adozione di alcune misure SuDS (*post-implementation*).

### Caso studio

La città di Avola ha subito processi di crescita del sistema urbano, regolati da strumenti urbanistici poco attenti alle dinamiche di

salvaguardia del territorio ed alla mitigazione dei rischi, che hanno generato un tessuto urbano di densità media. A questo processo si affianca, tra gli anni 70 e 90, una fase di espansione del nucleo urbano segnata principalmente dai fenomeni di nascita degli insediamenti costieri e dalla pervasiva diffusione urbana nel territorio agricolo.

Si tratta di un processo di urbanizzazione incontrollata che si è innescata in un territorio caratterizzato da una geomorfologia peculiare e dalla presenza di un fitto reticolo idrografico. L'area in studio, infatti, ricade quasi interamente nella porzione territoriale compresa tra i bacini del fiume Cassibile a Nord e del fiume di Noto (Asinaro) a Sud. Il territorio Avolese è interessato da una fitta rete di valloni a carattere tipicamente torrentizio, asciutti per la maggior parte dell'anno, che degradano a pettine verso la costa. Proprio le dinamiche di crescita urbana hanno determinato l'interruzione del tratto terminale del loro corso in corrispondenza delle sezioni di foce creando significativi problemi di interferenza tra rete di drenaggio naturale, rete viaria e nuclei abitativi.

Inoltre, la vulnerabilità dell'insediamento urbano non dipende dalle sole dinamiche di consumo di suolo che l'hanno caratterizzata ma anche dalla capacità e affidabilità dei sistemi di gestione e drenaggio delle acque meteoriche. Infatti, il sistema di drenaggio, laddove presente, è stato concepito per convogliare le acque di precipitazione con riferimento a specifici tempi di ritorno. Le infrastrutture di drenaggio ad oggi presenti non sono più adeguate a sopportare i carichi dovuti alle espansioni subite dall'insediamento; l'incremento della quota parte di superficie urbanizzata ha determinato, inevitabilmente, un sovraccarico nel sistema di smaltimento in occorrenza di eventi estremi. Le diffuse e pesanti limitazioni alle capacità di deflusso della rete fognaria esistente e degli alvei naturali hanno imposto la ricerca di scenari pianificatori atti ad una drastica riduzione delle portate di piena convogliate verso valle, secondo le recenti tendenze sulla gestione delle acque piovane in ambito urbano, basate sul ricorso ai sistemi di drenaggio sostenibile (SuDS).

### Metodologia

Affinché possa valutarsi il beneficio in termini di resilienza dovuto all'adozione dei

sistemi di drenaggio urbano sostenibile nell'insediamento, occorre i) definire due o più scenari di riferimento, e ii) scegliere uno o più indicatori per metterli a confronto.

La metodologia proposta mette a confronto un primo scenario relativo alle condizioni dello stato di fatto del bacino urbano considerato (*pre-implementation*) ed un secondo scenario dove si prende in considerazione l'adozione di alcuni tipi di misure SuDS, scelti secondo opportuni criteri (*post-implementation*).

L'indicatore usato per il confronto è un indicatore di incremento delle portate:

(1)

$$I_1 = (Q_{p2}/Q_{p1}) - 1$$

dove  $Q_{p2}$  è il valore di picco di portata rilasciata dal bacino nello scenario di *post-implementation* e  $Q_{p1}$ , di conseguenza, il valore di picco della portata rilasciata dallo stesso bacino nello scenario di *pre-implementation* (sezione per sezione della rete di drenaggio). Rappresenta, pertanto, una misura dell'eccesso di picco di portata rispetto alla condizione di riferimento, e la capacità di assorbimento del sistema urbano, permettendo di misurare le differenze nei picchi di portate generati nella rete di drenaggio nei due scenari a causa dello scorrimento superficiale delle acque di precipitazione.

L'applicazione della metodologia richiede il ricorso ad approcci semplificati e l'uso di strumenti di simulazione coerentemente con la scala scelta per le valutazioni. Qui si è scelto di ricorrere all'uso di *Environmental Protection Agency Storm - Water Management Model* (EPA SWMM) (US EPA, 2010) per la simulazione degli scenari da mettere a confronto. EPA SWMM è un modello di simulazione dinamica afflussi-deflussi, in grado di riprodurre il movimento della precipitazione meteorica e degli inquinanti da essa trasportati dalla superficie del bacino alla rete di canali e condotte che costituiscono il sistema di drenaggio urbano; è usato per simulazioni della quantità e qualità del ruscellamento superficiale soprattutto dalle aree urbane.

Il bacino viene modellato, in entrambi gli scenari, come insieme di unità idrologiche con specifiche caratteristiche di estensione superficiale, (imp)permeabilità, pendenza, e assegnando opportuni parametri di input

come, ad esempio, il Curve Number (U.S. SCS, Soil Conservation Service, 1972), che governa il fenomeno di infiltrazione nella parte permeabile delle superfici. La rete di trasporto, invece, può essere modellata come una concatenazione di rami e nodi dove i primi rappresentano i collettori fognari mentre i secondi vengono inseriti ai cambi di sezione e/o pendenza di questi, alla loro intersezione ovvero per simulare la presenza di pozzetti. Il software consente, inoltre, di ricreare la presenza di alcune misure di tipo SuDS all'interno del bacino per consentire di simulare i fenomeni di cattura delle acque di precipitazione quali l'infiltrazione, la ritenzione/detenzione, l'evapotraspirazione, prestazioni per le quali sono appositamente progettati. Le misure SuDS che possono essere modellate all'interno del software sono cinque, e vengono considerate alla stregua di ulteriori proprietà da assegnare al bacino: "giardini di pioggia" (*rain gardens o bio-retention cells*), trincee di infiltrazione (*infiltration trenches*), pavimentazioni permeabili (*porous pavements*), cisterne (*rain barrels*) e canali inerbiti (*vegetative swales*).

Pertanto, nella configurazione dello scenario di post-implementazione, il metodo ipotizza una disposizione della misura SuDS all'interno del bacino esistente, sottraendo da esso una uguale quantità di superficie. Questo consente di disporre misure, anche diverse, contemporaneamente all'interno dell'insediamento e simulare il loro funzionamento in parallelo.

Il criterio principale seguito per allocare le misure SuDS nel bacino, con riferimento allo scenario di post-implementazione, è quello di intervenire a monte del primo nodo della rete che risulta entrare in crisi nello scenario di pre-implementazione.

Inoltre, individuati gli spazi di pertinenza pubblica (piazze e slarghi in corrispondenza delle intersezioni stradali) e le direzioni di deflusso superficiale (analizzate grazie ad elaborazioni idrologiche effettuate usando come base il modello digitale del terreno del comune e le cartografie quotate disponibili), si ipotizza di disporre alternativamente due tipi di misure SuDS di "controllo alla fonte" (*source control*), specificamente, "giardini di pioggia" e pavimentazioni permeabili (Figura 1 a). Poiché ciò che qui interessa è una prima valutazione di massima del contributo che può essere offerto dalle misure di

drenaggio sostenibile in ambiente urbano e assumendo, coerentemente, di lavorare alla scala di bacino, non rientra tra gli scopi di questo contributo la modellazione delle specifiche progettuali delle misure da adottare alle quali, piuttosto, si sceglie di attribuire valori dei parametri di input come suggeriti di default dal software o da indicazioni di letteratura. Tra l'altro, per verificare la fattibilità della scelta operata, si considera di ricorrere alla consultazione di opportune matrici, proposte frequentemente in letteratura (Woods and Ballard, 2007), che legano i diversi tipi di misure SuDS a vari gruppi di fattori di idoneità rispetto ai quali, di volta in volta, viene valutato il loro grado di applicabilità (Privitera, et al., 2014).

### **Applicazione delle metodologie e discussione dei risultati**

Il sistema idrologico/idraulico associato al bacino urbano è schematizzato in 7 sottobacini collegati ad una rete di 18 rami e 19 nodi. L'input di pioggia è stato generato a partire da ietogrammi di progetto della durata di un'ora elaborati per tempi di ritorno di due, cinque e dieci anni, a partire dalle curve di probabilità pluviometrica elaborate per l'area di studio. I risultati della modellazione vengono di seguito descritti per tempi di ritorno dell'evento di 2, 5 e 10 anni, spesso associati alla portata di progetto delle reti di fognatura bianca.

Le simulazioni evidenziano, per tutti i tempi di ritorno, l'incapacità della rete di drenaggio di smaltire la pioggia caduta durante l'evento. Il volume in esubero che non riesce ad essere convogliato dalla rete di fognatura viene espulso dai pozzetti in pressione del sistema e si assume scorra in superficie generando allagamento. La Figura 1 b) mostra il primo nodo della rete ad entrare in crisi. Coerentemente con quanto dichiarato nella metodologia, le misure SuDS sono disposte a monte di questo nodo e in corrispondenza dell'intersezione tra le direzioni di deflusso superficiale e gli spazi pubblici (Figura 1 c)). In un primo caso si è scelto di disporre 30 moduli di "giardini di pioggia" ciascuno di 15 metri quadrati e caratterizzato da uno spessore dello strato di terreno medio (750 mm). Con riferimento alla simulazione effettuata per 2 anni di tempo di ritorno, l'indicatore di incremento  $\Pi$  si attesta su una media dell' 1.5% nelle condotte a monte del nodo

critico, variando in un range compreso tra 1.51% e 1.69%, mentre raggiunge un valore medio del 2% se si considera l'intera rete di drenaggio. Questi valori, come è possibile vedere in tabella 1, decrescono all'aumentare del tempo di ritorno evidenziando migliori prestazioni delle misure verdi per eventi associati a tempi di ritorno piccoli. I risultati, in ogni caso, indicano che la riduzione del picco di portata è abbastanza modesta. Ciò è giustificabile se si pensa alle ridotte estensioni delle SuDS simulate rispetto alla complessiva estensione di un bacino fortemente impermeabile.

Un secondo scenario è dato dall'ipotesi di sostituzione dei "giardini di pioggia" con pavimentazioni porose, disponendo 30 moduli ciascuno di 15 metri quadrati, con uno spessore della pavimentazione di 200 mm ed uno dello strato sottostante di accumulo di 450 mm. In questo caso l'indicatore si attesta intorno alla media del 4.5% indicando, quindi, una migliore capacità del bacino di regolare il deflusso delle acque grazie ad una più sensibile riduzione dei picchi di portata.

L'incremento di resilienza in termini di capacità di assorbimento è ridotto ma non per questo non significativo. Vale la pena ricordare, tra l'altro, che l'obiettivo di aumentare la dotazione di resilienza al rischio di allagamento superficiale è solo una delle externalità positive derivanti dalla fornitura di ecosystem services da parte delle SuDS. Ricavare altri benefici come quelli di incremento della biodiversità, della qualità dell'acqua, dell'amenità dei contesti, rimane un obiettivo assai importante per ricostruire complessivamente la vivibilità della città compatta.

Il presente contributo, provando a declinare il concetto teorico di resilienza attraverso la costruzione di un apparato metodologico applicato ad un caso studio caratterizzato da un elevato grado di vulnerabilità al rischio di allagamenti superficiali, ha inteso anche sottolineare la possibilità di ricorrere a software e strumenti di simulazione abbastanza semplici per valutare, in modo più rigoroso, la convenienza ed il migliore assetto possibile per introdurre nuovi elementi di progetto nella cassetta degli attrezzi ad uso dell'urbanista. E' chiaro, altresì, che per ottenere dall'analisi risultati più robusti ed attendibili occorrerebbe effettuare opportune analisi di sensitività dei parametri che rappresentano le caratteristiche fisico-geometriche delle

misure adottate e sui quali, chiaramente, si basano le loro stesse performance idrologiche/idrauliche.

Questo costituisce, tra l'altro, un interessante indirizzo per futuri sviluppi di ricerca, nell'ottica di perseguire con sempre maggior successo il connubio tra discipline tecniche e governo del territorio e di esplorare le potenzialità di adozione di queste pratiche. E' su queste, infatti, che si auspica, a livello internazionale, di basare le strategie di adattamento ai cambiamenti climatici e fondare il progetto della città resiliente.

### Riferimenti bibliografici

- Ahiablame, M. L., Engel, B.A., Chaubey, I. (2012), Effectiveness of Low Impact Development Practices: Literature Review and Suggestions for Future Research in Water Air Soil Pollution, 223:4253-4273
- Balsells, M., Barroca, B., Amdal, J.R. (2013), Analysing Urban Resilience through alternative stormwater management options: application of the conceptual Spatial Decision Support System model at the neighbourhood scale in Water Science & Technology 68: 2448-57
- Birgani, Y.T., Yazdandoost F., Moghadam, M. (2013), Role of Resilience in Sustainable Urban Stormwater Management, Hydraulic Structures, 1(1), 44-53
- Colucci, A. (2012 a), Towards Resilient Cities. Comparing approaches/strategies in TeMA 2:101-116
- Damodaram, C., Giacomoni, M.H., Prakash Khedun, C., Holmes, H., Ryan, A., Saour, W., M. Zechman, E. (2010) Simulation of combined Best Management Practices and Low Impact Development for Sustainable Water Management in Journal of the American Water Resources Association, Vol.46, No.5
- Digman, C., Ashley, R., Balmforth, D., Balmforth, D., Stovin, V., Glerum, J. (2012), Retrofitting to manage surface water, CIRIA C713
- De Bruijn, K.M. (2005), rResilience and flood risk management. A systems approach applied to lowland rivers in International Journal of River Basin Management, 2:3, 199-210
- Hashimoto, T., Stedinger, J.R., and Loucks D.P. (1982), Reliability, resiliency and vulnerability criteria for water resource system performance evaluation, Water Resour. Res. 18(1), 14-20
- Hunt, W.F., Traver, R., Davis, A., Emerson, C., Collins, K., Stage, J. (2010), Low impact development practices: designing to infiltrate in urban environment in N. Chang (Ed.), Effects of urbanization on groundwater in ASCE, Environmental Water Resources Institute
- Gersonius, B. (2008), Can resilience support integrated approaches to urban drainage management? in 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK, 2008
- Ning, X., Liu, Y., Chen, J., Dong, X., Li, W., Liang, B. (2013), Sustainability of urban drainage management: a perspective on infrastructure resilience and thresholds, Front. Environ. Sci. Eng., (5), 658-6687

	II medio a monte del nodo critico [%]	II medio del bacino [%]
SuDS = giardini di pioggia		
Tr = 2 anni	1.54	2.07
Tr = 5 anni	0.73	0.20
Tr = 10 anni	0.56	0.23
SuDS = pavimentazioni permeabili		
Tr = 2 anni	6.26	4.92
Tr = 5 anni	3.88	1.87
Tr = 10 anni	3.58	1.23

Tabella 1



Figura 1 - a) Misure SuDS adottate nello scenario di post-implementation; b) Simulazione del bacino urbano nello scenario di pre-implementation; c) criteri di allocazione spaziale delle misure SuDS

- Pelorusso, R., Gobattoni, F., Lopez, N., Leone, A. (2013). Verde urbano e processi ambientali: per una progettazione di paesaggio multifunzionale. Journal of Land Use, Mobility and Environment, 6(1), 95-111. doi:10.6092/1970-9870/1418
- Privitera R., Pappalardo V., Barbarossa L., La Rosa D. (2014), Infrastrutture verdi per il drenaggio delle acque meteoriche nel progetto della città resiliente, Urbanistica Informazioni, Settembre Ottobre 2014, n.257, INU edizioni, pag.145
- Voskamp I.M., Van de Ven F.H.M. (2014), Planning support system for climate adaptation: Composing effective sets of blue-green measures to reduce urban vulnerability to extreme weather events in Building and Environment
- Woods-Ballard, B. Kellagher, R., Martin P., Jefferies, C., Bray, R., Shaffer, P. (2007), The SuDS Manual, CIRIA C697
- U.S. SCS - Soil Conservation Service, 1972. National Engineering Handbook, section 4, Hydrology, U.S. Department of Agriculture, Washington D.C., U.S.A.
- U.S. Environmental Protection Agency, "SWMM 5 User's Manual", EPA/600/R-05/040, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, Cincinnati, OH, 2010.

# Lo stato di fatto della rete Natura 2000 in vista della pianificazione metropolitana. Alcune riflessioni sul caso di Cagliari

Daniela Ruggeri

## Introduzione

La riflessione proposta in questo saggio pone le basi nel recente fermento normativo in materia di città metropolitana, ragionando sul contesto ambientale di una delle maggiori aree antropizzate della Sardegna, Cagliari e il suo esteso hinterland, nell'ottica di un nuovo sistema di pianificazione di area vasta, concentrando l'attenzione sulla comparazione di possibili approcci e modalità di declinazione del tema sullo specifico contesto territoriale. Il ragionamento si sviluppa su come la pianificazione generale del territorio potrebbe relazionarsi con la gestione dei siti protetti dalla normativa comunitaria in materia di reti ecologiche; tema che è divenuto centrale per le politiche territoriali, segnando così il passaggio da una politica protezionistica di aree chiuse ad una tutela ambientale diffusa.

## L'istituzione della Città metropolitana di Cagliari

Negli ultimi anni in Europa la concentrazione metropolitana si è attestata come fenomeno in continua crescita e il tema del governo di questi contesti ha assunto una grandissima rilevanza. Attivo e dinamico è il dibattito tra urbanisti, sociologi, statistici sulle modalità di classificazione e sull'interpretazione dei fenomeni che interessano le grandi città e i loro hinterland e numerosi sono gli studi e le analisi statistiche sui grandi agglomerati urbani europei. D'altra parte, circa il 68% della popolazione dell'Unione Europea risiede attualmente in regioni metropolitane dove si generano più dei due terzi del Pil europeo (Censis, 2014).

La Commissione europea, in relazione alla politica di coesione 2014-2020, ha invitato i Paesi membri a dotarsi di una agenda urbana indirizzata alla limitazione del consumo di suolo, alla riqualificazione urbana, alle infrastrutture dei trasporti e alla mobilità sostenibile, e ad una strategia in materia di clima ed

energia (Commissione europea, 2014); temi riguardanti appieno le questioni sui contesti metropolitani.

La "città metropolitana", introdotta nell'ordinamento legislativo italiano con L. del 08/06/1990, n. 142, viene riconosciuta come "ente locale" con L. Cost. del 18/10/2001, n. 3, che modifica l'art. 114 della Costituzione da "La Repubblica si riparte in Regioni, Province e Comuni" a "La Repubblica è costituita dai Comuni, dalle Province, dalle Città metropolitane, dalle Regioni e dallo Stato [...]".

La L. del 07/04/2014, n. 56, anche detta "Legge Delrio", definisce le città metropolitane come "enti territoriali di area vasta" e, tra le varie funzioni, attribuisce quelle di adozione e aggiornamento annuale di un piano strategico triennale del territorio metropolitano, quelle della pianificazione territoriale generale, della strutturazione di sistemi coordinati di gestione dei servizi pubblici, della mobilità e viabilità, della promozione e coordinamento dello sviluppo economico e sociale, della promozione della informatizzazione e digitalizzazione in ambito metropolitano.

In adeguamento alla Legge Delrio, la Giunta della Regione Autonoma della Sardegna ha approvato, con deliberazione del 29/12/2014, n. 53/17, il D.D.L. n. 176 che destina parte del Titolo III alla definizione di Città metropolitana di Cagliari e, all'art. 36, stabilisce che il territorio della Regione si articola nella Città metropolitana di Cagliari e nelle province di Sassari, Nuoro, Oristano e Sud Sardegna (corrispondente alla storica Provincia di Cagliari, ad eccezione dei comuni appartenenti alla Città metropolitana di Cagliari).

Nel succitato D.D.L., la Città metropolitana di Cagliari è da istituirsi secondo un modello ristretto, non coincidente con i limiti provinciali, e comprendente il Comune di Cagliari e i suoi comuni contermini (Capoterra, Assemini, Elmas, Sestu, Selargius, Monserrato, Quartu Sant'Elena), i comuni facenti parte del "Forum permanente dei sindaci dell'area vasta di Cagliari" (oltre i comuni contermini, Decimomannu, Maracalagonis, Pula, Quartucciu, Sarroch, Settimo San Pietro, Sinnai, Villa San Pietro) e i comuni, eventualmente individuati in seguito, i cui insediamenti abbiano con il Comune di Cagliari rapporti di stretta integrazione territoriale.

Di fatto, il fenomeno della metropolizzazione dell'area vasta di Cagliari si è fisicamente consolidato negli ultimi decenni, portando

ad un bacino di circa 500000 abitanti, pari ad un terzo della popolazione regionale (De Luca e Moccia, 2015, p. 8).

La Città metropolitana di Cagliari subentrerà, quindi, alla Provincia di Cagliari, relativamente all'area territoriale di propria competenza, e succederà ad essa in tutti i rapporti attivi e passivi, assumendo, tra le altre, le funzioni di: adozione e aggiornamento annuale del piano strategico di sviluppo del territorio metropolitano; elaborazione, in coerenza con il piano strategico, dello strumento di pianificazione generale della città metropolitana al quale gli strumenti generali dei singoli comuni si dovranno coordinare.

## La pianificazione di area vasta in riferimento alla rete Natura 2000

In materia di pianificazione di livello sovralocale, rispetto alla tutela degli habitat e delle specie di interesse comunitario, all'art. 106 delle Norme Tecniche di Attuazione del Piano Paesaggistico Regionale della Sardegna (PPR) si legge "le Province [provvedono a] recepire i siti interessati da habitat naturali e da specie floristiche e faunistiche di interesse comunitario e le relative tutele [e] individuare e disciplinare i corridoi ecologici al fine di costruire una rete di connessione tra le aree protette, i biotopi e le aree naturali, i fiumi e le risorgive". Il PPR stabilisce, quindi, che gli strumenti pianificatori di scala provinciale prevedano indicazioni di tutela relative agli habitat e alle specie di interesse comunitario e alle connessioni tra le aree naturali.

La Variante in adeguamento al PPR del Piano Urbanistico Provinciale/Piano Territoriale di Coordinamento (PUP/PTC) – primo ambito omogeneo fascia costiera – della Provincia di Cagliari recepisce i SIC e le ZPS ricadenti nell'ambito costiero (Provincia di Cagliari, 2011b, p. 1). Nella Relazione illustrativa del PUP/PTC si introduce il "Sistema della tutela della biodiversità e dell'ecosistema territoriale" e si definisce la strategia di riconoscimento e integrazione della rete Natura 2000 alla scala provinciale e quindi il recepimento e la sua contestualizzazione territoriale (Provincia di Cagliari, 2011a, p. 73). All'art. 27 della Normativa del Piano vengono riportate le linee guida e gli indirizzi per il governo del territorio provinciale, per il quale si promuove l'avvio di processi di gestione e di governo del territorio finalizzati a perseguire gli obiettivi di tutela e valorizzazione dei requisiti dei siti

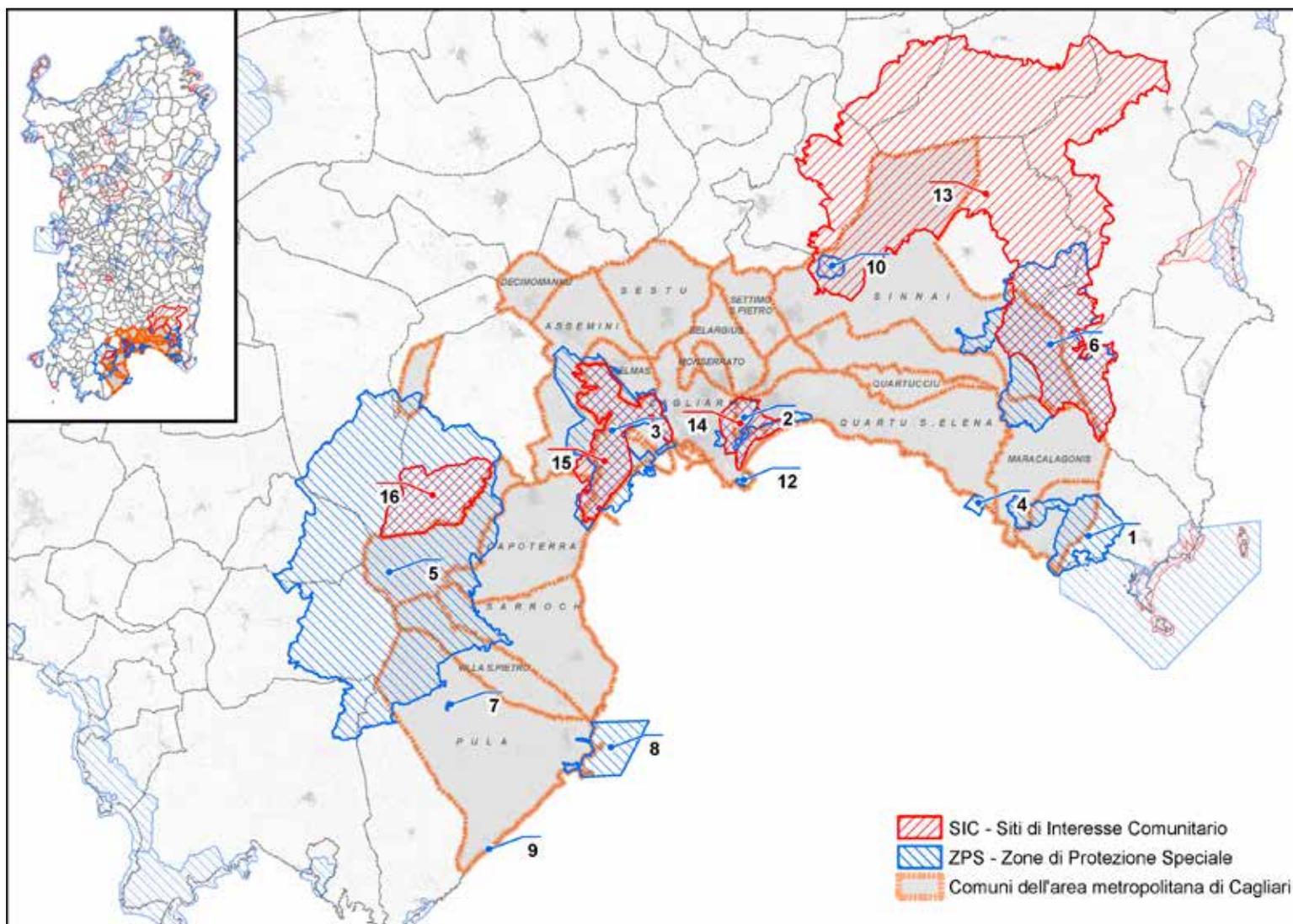


Figura 1 - I siti della rete Natura 2000 ricadenti nella Città metropolitana di Cagliari. La numerazione dei siti è riferita all'ordine riportato in Tabella 1. Elaborazioni di D. Ruggeri.

Natura 2000 in riferimento alle esigenze di garantire la coerenza e l'efficacia funzionale della rete ecologica europea alla scala sistemica e territoriale; in particolare: al comma 3 si riporta che, in riferimento ai siti di interesse comunitario, la pianificazione territoriale, urbanistica e di settore, nonché gli interventi di gestione e trasformazione, devono essere sottoposti alle procedure e discipline previste dalla normativa comunitaria, nazionale e regionale concernente la rete Natura 2000; inoltre, al comma 4 si riconosce il modello di rete ecologica provinciale "quale dispositivo finalizzato alla tutela e valorizzazione del patrimonio ecosistemico-ambientale del territorio provinciale e strumento di salvaguardia della biodiversità e del valore naturalistico dello stesso" e sono assunti diversi obiettivi relativi alla definizione del modello di rete ecologica riassumibili nella restituzione e nel miglioramento delle condizioni

di funzionalità ecologica e delle caratteristiche di elevata qualità ambientale diffusa, perseguendo il raggiungimento di livelli più elevati di effettiva interconnessione ecosistemica tra le aree di maggiore valore ambientale e le aree di tutela della natura e della biodiversità, migliorando le potenzialità del territorio anche sotto il punto di vista della fruizione delle risorse; al comma 5, infine, si riporta che "Nell'ambito della fase attuativa del PUP/PTC la Provincia promuove l'avvio di un processo di pianificazione coordinata con i soggetti territoriali al fine di precisare il modello di rete ecologica provinciale, di individuare alla scala di dettaglio gli elementi strutturali dello stesso e di contestualizzare nelle diverse situazioni territoriali i criteri e gli indirizzi normativi coerentemente con le esigenze di gestione locali e i requisiti di funzionalità del modello complessivo" (Provincia di Cagliari, 2011c).

### La caratterizzazione urbanistica e programmatica dei Piani di Gestione

Il Piano di Gestione (PdG) è uno strumento di governo del territorio che ha la funzione di pianificare e programmare le misure di conservazione necessarie per garantire il mantenimento o il ripristino in uno stato di conservazione soddisfacente di habitat e specie. Il PdG riconosce le caratteristiche biotiche e abiotiche dei siti e identifica i fattori economici e produttivi connessi al sistema; è, quindi, caratterizzato prioritariamente da obiettivi e azioni di tutela di habitat e specie, ma prevede anche obiettivi e azioni di complessiva valorizzazione del territorio; inoltre, consente di individuare le criticità che possono determinare una riduzione del valore ecologico del sito (a causa di sottrazione o frammentazione di habitat, interruzione di corridoi ecologici, perturbazioni delle specie e degli habitat) e predispone le azioni per la

Tipo	N.	Denominazione del sito della rete Natura 2000		Comuni interessati dal sito della rete Natura 2000
SIC	1	ITBo40021	Costa di Cagliari	Maracalagonis, Sinnai
	2	ITBo40022	Stagno di Molentargius e territori limitrofi	Cagliari, Quartu Sant'Elena, Quartucciu
	3	ITBo40023	Stagno di Cagliari, Saline di Macchiareddu, Laguna di Santa Gilla	Assemini, Cagliari, Capoterra, Elmas
	4	ITBo40051	Bruncu de Su Monte Moru - Geremeas (Mari Pintau)	Quartu Sant'Elena
	5	ITBo41105	Foresta di Monte Arcosu	Assemini, Capoterra, Decimomannu, Pula, Sarroch, Villa San Pietro
	6	ITBo41106	Monte dei Sette Fratelli e Sarrabus	Maracalagonis, Quartu Sant'Elena, Sinnai
	7	ITBo42207	Canale su Longuvresu	Pula
	8	ITBo42216	Capo di Pula	Pula
	9	ITBo42231	Tra Forte Village e Perla Marina	Pula
	10	ITBo42241	Riu S. Barzolu	Sinnai
	11	ITBo42242	Torre del Poetto	Cagliari
	12	ITBo42243	Monte Sant'Elia, Cala Mosca e Cala Fighera	Cagliari
ZPS	13	ITBo43055	Monte dei Sette Fratelli	Burcei, Castiadas, Dolianova, Maracalagonis, San Nicolò Gerrei, San Vito, Sinnai, Villasalto
	14	ITBo44002	Saline di Molentargius	Cagliari, Quartu Sant'Elena, Quartucciu
	15	ITBo44003	Stagno di Cagliari	Assemini, Cagliari, Capoterra, Elmas
	16	ITBo44009	Foresta di Monte Arcosu	Assemini, Siliqua, Uta

Tabella 1 - I SIC e le ZPS ricadenti nella Città metropolitana di Cagliari perimetrata come in Figura 1.

mitigazione dei fattori di pressione (come il carico antropico stabile o stagionale, l'uso delle risorse naturali, il consumo di suolo dovuto all'urbanizzazione del territorio).

Nelle linee guida regionali per la redazione dei PdG di SIC e ZPS è presente la sezione "Caratterizzazione urbanistica e programmatica" in cui si indirizza l'approfondimento relativo anche ai seguenti contenuti:

- inquadramento urbanistico territoriale dell'area in cui ricade il SIC/ZPS, consistente in una ricognizione degli strumenti di pianificazione in vigore, o in via di definizione, nei comuni interessati dal sito, allo scopo di verificarne la congruenza con le finalità di tutela della biodiversità;
- analisi delle previsioni degli strumenti urbanistici comunali con riferimento alla distribuzione degli habitat, basata sulla sovrapposizione della zonizzazione degli strumenti urbanistici comunali vigenti con

le carte della distribuzione degli habitat e delle specie di interesse comunitario, allo scopo di evidenziare le interazioni esistenti tra previsioni urbanistiche attuate e da attuare e habitat e specie presenti, in termini quantitativi di superfici e di carico antropico;

- analisi delle previsioni dei Piani di utilizzo dei litorali con riferimento alla distribuzione degli habitat;
- identificazione dei fattori di pressione e degli impatti derivanti dalla caratterizzazione urbanistica e programmatica.

Inoltre, si raccomanda di non limitare le previsioni alla sola porzione di territorio ricadente nel SIC/ZPS, ma di estendere le analisi anche alle previsioni di interventi ricadenti all'esterno del perimetro del sito e che potrebbero causare effetti diretti, indiretti e cumulativi sulle componenti ambientali del sito (Regione Autonoma della Sardegna, 2012).

### I siti della rete Natura 2000 ricadenti nella Città metropolitana di Cagliari

Ipotizzando una configurazione della Città metropolitana di Cagliari costituita da sedici comuni (il comune di Cagliari e i suoi comuni contermini – Assemini, Capoterra, Elmas, Monserrato, Quartu Sant'Elena, Selargius, Sestu –, nonché i comuni facenti parte del "Forum permanente dei sindaci dell'area vasta di Cagliari" – oltre ai comuni contermini, Decimomannu, Maracalagonis, Pula, Quartucciu, Sarroch, Settimo San Pietro, Sinnai, Villa San Pietro), i siti della rete Natura 2000 ricadenti (anche solo in parte) all'interno della area metropolitana sono sedici, dei quali dodici SIC e quattro ZPS (Figura 1).

I siti ricadenti nell'area metropolitana (elencati in Tabella 1), in alcuni casi, interessano un solo comune, in altri casi più comuni, alcuni dei quali esterni al perimetro metropolitano; inoltre, talvolta, SIC e ZPS si sovrapp-

pongono tra loro parzialmente o totalmente; di tali siti, la maggior parte è dotata di PdG. In Tabella 1, i SIC riportati, normalmente, sono dotati di un proprio PdG, eccezione fatta per situazioni in cui più SIC sono gestiti dal medesimo PdG: si tratta dei SIC 11 e 12, ricadenti solo nel Comune di Cagliari, e dei SIC 7, 8 e 9, ricadenti nel solo Comune di Pula; riguardo alle ZPS, i siti 14 e 15 non sono dotati di PdG, mentre il 13 e il 16 hanno ciascuno un PdG in fase di approvazione.

In merito alla “Caratterizzazione urbanistica e programmatica”, nei PdG emergono diversi elementi interessanti dal punto di vista pianificatorio. Gli aspetti critici descritti riguardano: in alcuni casi, l’elevato livello di intersezione e sovrapposizione delle funzioni dei diversi strumenti programmatici e pianificatori ai vari livelli istituzionali, con l’esito di potenziali conflitti tra le diverse strategie di gestione dell’area e conseguente inefficacia rispetto agli obiettivi delle direttive comunitarie, nonché l’oggettiva difficoltà di gestione causata dalla presenza sulla scena di una pluralità di competenze distribuite su più enti, che talvolta perseguono strategie divergenti, con conseguente carenza di coordinamento nella gestione; talvolta, invece, si riscontrano fattori di pressione legati alla pianificazione urbanistica obsoleta e non coordinata tra comuni confinanti.

Per contro, alcuni aspetti propositivi si focalizzano sulle attività multidisciplinari di pianificazione rispetto ad una pluralità di attori con diversi ordini di competenza e di scala; infatti, in diversi piani si auspica il coinvolgimento attivo di soggetti pubblici e privati aventi competenze sull’area vasta al fine di creare una sinergia a garanzia di un reale risanamento e una gestione integrata dei processi ambientali, insediativi e socio-economici dei siti, mediante la definizione di obiettivi, strategie e scelte condivise.

L’istituenda Città metropolitana di Cagliari, che subentrerà alla Provincia di Cagliari relativamente al proprio territorio di competenza, nel proprio quadro programmatico/pianificatorio dovrà certamente confrontarsi con la gestione dei SIC e delle ZPS ricadenti (anche se solo in parte) all’interno del proprio perimetro in un’ottica di integrazione e confronto strategico che miri alla tutela dell’ambiente e nel contempo favorisca uno sviluppo territoriale.

## Conclusioni

La riflessione proposta ha delineato un quadro complessivo sulle questioni pianificatorie di area vasta rispetto ai siti della rete Natura 2000, focalizzando sul caso specifico dell’istituenda Città metropolitana di Cagliari.

Nell’ipotesi in cui si costituisca in sedici comuni, la Città metropolitana di Cagliari sarà interessata dalla presenza di sedici siti della rete Natura 2000, ragion per cui la pianificazione di area vasta dovrà confrontarsi con i piani relativi a questi siti, allo scopo di garantirne una migliore gestione, integrare e valorizzare le potenzialità per lo sviluppo socio-economico, e conservare lo straordinario patrimonio di biodiversità che li caratterizza, anche attraverso la cooperazione tra diversi soggetti, sia pubblici che privati, al fine di favorire un armonico sviluppo territoriale e socio-economico.

In un simile contesto, il Piano di Gestione si configura come strumento di indirizzo strategico e di supporto alle decisioni, nei processi di definizione delle linee di indirizzo gestionali, della programmazione e della organizzazione della progettualità d’ambito orientata in senso ambientale verso lo sviluppo sostenibile e la crescita complessiva del territorio.

Rimane comunque aperta la questione su come effettivamente la pianificazione generale del territorio dell’area metropolitana si coordinerà con la gestione dei siti della rete Natura 2000.

*Questo contributo è redatto nell’ambito del Programma di Ricerca “Natura 2000: Valutazione dei piani di gestione e studio dei corridoi ecologici come Rete complessa”, finanziato, per gli anni 2015-2018, dalla Regione Autonoma della Sardegna, nel quadro del Bando per la presentazione di “Progetti di ricerca fondamentale di base”, annualità 2013, sviluppato presso il Dipartimento di Ingegneria Civile, Ambientale e Architettura (DICAAR) dell’Università di Cagliari.*

## Riferimenti bibliografici

- Censis (2014), “Rileggere i territori per dare identità e governo all’area vasta. Il governo delle aree metropolitane in Europa”, Report di ricerca, Roma, documento consultabile all’indirizzo: <http://www.upinet.it/docs/contenuti/2014/02/Le%20città%20metropolitane%20in%20Europa%20CENSIS.pdf> [ultimo accesso: 15/12/2015]
- Commissione europea (2014), *La dimensione urbana delle politiche dell’UE. Elementi fondanti di una agenda urbana UE*, Comunicazione della Commissione al Parlamento europeo al Consiglio, al Comitato economico e sociale europeo e al Comitato delle regioni, Bruxelles, documento consultabile all’indirizzo: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/PDF/?uri=CELEX:52014DC0490&from=EN> [ultimo accesso: 15/12/2015]
- De Luca, G., Moccia, F.D., a cura di (2015), *Immagini di territori metropolitani*, InuEdizioni, Roma, ISBN: 978-88-7603-132-8
- Provincia di Cagliari (2011a), *Piano Urbanistico Provinciale. Variante in adeguamento al PPR – primo ambito omogeneo: fascia costiera. Relazione illustrativa*, documento consultabile all’indirizzo: [http://www.provincia.cagliari.it/ProvinciaCa/resources/cms/documents/o\\_Relazione.pdf](http://www.provincia.cagliari.it/ProvinciaCa/resources/cms/documents/o_Relazione.pdf) [ultimo accesso: 15/12/2015]
- Provincia di Cagliari (2011b), *Piano Urbanistico Provinciale. Variante in adeguamento al PPR – primo ambito omogeneo: fascia costiera. Rete Natura 2000: Siti di Importanza Comunitaria e Zone a Protezione Speciale*, documento consultabile all’indirizzo: [http://www.provincia.cagliari.it/ProvinciaCa/resources/cms/documents/1\\_Rete\\_Natura\\_2000.pdf](http://www.provincia.cagliari.it/ProvinciaCa/resources/cms/documents/1_Rete_Natura_2000.pdf) [ultimo accesso: 15/12/2015]
- Provincia di Cagliari (2011c), *Piano Urbanistico Provinciale. Variante in adeguamento al PPR – primo ambito omogeneo: fascia costiera. Normativa del Piano*, documento consultabile all’indirizzo: [http://www.provincia.cagliari.it/ProvinciaCa/resources/cms/documents/3\\_Normativa.pdf](http://www.provincia.cagliari.it/ProvinciaCa/resources/cms/documents/3_Normativa.pdf) [ultimo accesso: 15/12/2015]
- Regione autonoma della Sardegna (2012), *Linee guida per la redazione dei Piani di Gestione*, documento consultabile all’indirizzo: [https://www.regione.sardegna.it/documenti/1\\_5\\_20120210142535.pdf](https://www.regione.sardegna.it/documenti/1_5_20120210142535.pdf) [ultimo accesso: 15/12/2015]
- Regione Autonoma della Sardegna (2006), *Piano Paesaggistico Regionale. Norme tecniche di attuazione*, documento consultabile all’indirizzo: [http://www.regione.sardegna.it/documenti/1\\_22\\_20060911101100.pdf](http://www.regione.sardegna.it/documenti/1_22_20060911101100.pdf) [ultimo accesso: 15/12/2015]

# Il “consumo di suolo”: un approccio multidimensionale per la valutazione qualitativa e quantitativa del fenomeno

Valentina Sannicandro, Carmelo Maria Torre

## Introduzione

I processi che hanno caratterizzato la trasformazione del territorio negli ultimi vent'anni riguardo gli usi del suolo hanno inciso negativamente sull'ecosistema, sul clima, sull'ambiente e sul territorio/paesaggio.

Il crescente interesse scientifico verso la problematica del “consumo di suolo” è dovuto all'analisi degli effetti multi-scalari riscontrati nell'incremento di fenomeni quali l'erosione, l'impermeabilizzazione, la compattezza, la diminuzione della biodiversità, la frammentazione ecologica (COM(2006)231). Secondo un recente studio dell'Agenzia Europea dell'Ambiente (EEA, 2010), tra il 1990 e il 2000 nell'UE sono stati cementificati almeno 275 ettari di terreno al giorno; la metà di questa superficie è impermeabilizzata in via definitiva da edifici, strade e aree per parcheggi. Considerata la perdita delle funzioni che il suolo svolge, nel 2006, la direttiva quadro COM(2006)232 *definitivo* ha stabilito principi ed azioni comuni sulla protezione del suolo; nel 2011, gli Stati Membri dell'UE hanno sottoscritto la *Roadmap to a Resource Efficient Europe* (COM(2011)571), dichiarando l'impegno ad arrivare ad un consumo di suolo pari a zero nel 2050.

Tuttavia, la letteratura scientifica non sempre converge ad un'unica definizione di consumo di suolo, come dimostrato da alcune iniziative europee per l'osservazione dello stato dell'ambiente (Programma CORINE, Progetto LUCAS, Iniziativa COPERNICUS-GMES).

In questo scenario, emerge la necessità di dotare gli strumenti di governo del territorio di indicatori per il controllo e il monitoraggio degli usi del suolo, condivisibili su base nazionale e sfruttabili dai policy maker, per inquadrare la dinamica spaziale e temporale e definire la dimensione ottima urbana.

L'articolazione del lavoro sarà dunque rivolta prima a definire l'oggetto della valutazione, per poi soffermarsi sulla definizione di un

indicatore composito, disaggregato su base comunale, in grado di fornire informazioni sulle tendenze nel cambiamento di uso del suolo e sui loro effetti a scala territoriale.

## La valutazione del fenomeno del consumo di suolo

La comunità scientifica associa il concetto di consumo di suolo a declinazioni diversificate. Spesso, il fenomeno del *land take and soil sealing* viene fatto coincidere con quello di *urban sprawl*, ovvero con il processo edilizio connesso alla dispersione insediativa, ma essa non è che una componente di un problema assai più vasto.

In definitiva, considerando le definizioni dell'*European Environmental Agency nell'Environmental Terminology and Discovery Service*, qualsiasi transizione dell'uso del suolo da naturale/agricolo ad artificiale/antropico rappresenta un potenziale processo irreversibile che porta al degrado delle funzioni ecosistemiche e all'alterazione dell'equilibrio ecologico. Pertanto, si considera “il consumo di suolo come un fenomeno associato alla perdita di una risorsa ambientale fondamentale dovuta all'occupazione di superficie originariamente agricola, naturale o seminaturale”, in seguito a processi di natura insediativa (Rapporto ISPRA, 2015, p.2).

Un'attività di valutazione assume connotazioni diverse dal punto di vista operativo e con riferimento alle specifiche metodologie da impiegare, a seconda della natura del fenomeno che si vuole investigare, dell'obiettivo da raggiungere, del contesto decisionale e della scala spaziale di riferimento.

Le metodologie di analisi più utilizzate per classificare gli usi del suolo consistono generalmente nella fotointerpretazione di immagini aeree e/o da satellite, ad esempio utilizzando una variabile dicotomica (0: non sigillato; 1: urbanizzato).

Un'altra metodologia largamente diffusa consiste nella correlazione tra indicatori. Quelli più utilizzati per descrivere la frammentazione sono: il *Number of patches*, il *Patch density index*, l'*Edge density index*, l'*Effective mesh size*, l'*Urban fragmentation index* e l'*Infrastructural fragmentation index* (Eiden et al., 2000; Jager, 2000; McGarigal et al., 2002; Romano, 2002; Herold et al., 2003; Ji, 2008). Il *Shannon's diversity index* e il *Number of classes* (Torrens & Alberti, 2000; McGarigal et al.,

2002) sono indicatori utilizzati per esprimere l'eterogeneità ambientale e misurare la dispersione.

Nella maggior parte dei casi studio analizzati, la sintesi degli indicatori si effettua mediante l'analisi spaziale del *remote sensing*, attraverso l'uso del GIS (Li e Yeh, 2004; Feng, 2009), oppure mediante la correlazione tra due o più indicatori (Mazzocchi et al., 2010; Ghanghermeh, 2013).

## Costruzione di un indicatore composito per la valutazione del “consumo di suolo”

Il processo di costruzione di un indicatore composito può considerarsi un processo di apprendimento e valutazione del fenomeno analizzato, la cui complessità e multidimensionalità non può esprimersi mediante singoli indicatori.

Di recente, si è affermato un approccio alla costruzione di indicatori compositi sviluppato dall'Organizzazione per la Cooperazione e lo Sviluppo Economico (OCSE/OECD, 2008) e il Joint Research Centre (JRC) della Commissione Europea.

Il *framework* di riferimento consiste nel definire in modo chiaro ed esaustivo il problema e le sue componenti, selezionando i singoli indicatori e i pesi che ne riflettono l'importanza relativa, e nel raccogliere un set di dati che, insieme alla possibilità del follow-up, rappresenta la condizione necessaria per costruire il cruscotto di indicatori significativi.

A partire da questa premessa, il lavoro si basa sulla definizione di un indicatore composito in grado di interpretare il “consumo di suolo”, in particolar modo leggendo i fenomeni della dispersione insediativa in ambito periurbano, della frammentazione che ne deriva e dell'impermeabilizzazione.

L'infrastruttura di dati è stata costruita con le mappe vettoriali *open access* del SIT puglia e dei dati ISTAT.

- Carta dell'Uso del suolo della Regione Puglia, UDS al 2006
  - Carta dell'Uso del suolo della Regione Puglia, UDS al 2011
  - Carta Tecnica Regionale, CTR al 2006
  - Confini amministrativi provinciali e comunali (ISTAT)
- Successivamente, è stata fatta una selezione di quattro indicatori quantitativi.

Simbolo	Indicatore	Misura	Significatività	Set di dati
TE	Rapporto della superficie edificata rispetto al territorio comunale di riferimento.	Misura il numero di edifici presenti nel territorio periurbano e il rapporto tra questi e il territorio comunale, in termini di superficie occupata.	Negli ultimi anni, il fenomeno dell'espansione urbana causata dalla costruzione di edifici non funzionali in aree agricole e rurali ha raggiunto dimensioni rilevanti e questo indicatore rappresenta il livello di minaccia nel preservare l'ambiente e il territorio, dovuta agli impatti causati sull'ecosistema e sul paesaggio; inoltre consente di monitorare la proliferazione di insediamenti al di fuori del centro urbano consolidato, che ad oggi costituisce la principale causa di espansione urbana.	Superficie occupata da edifici nel paesaggio semi-urbano  Superficie comunale
Nuds	Rapporto tra il numero di superfici classificate con usi del suolo non naturali localizzati al di fuori del tessuto urbano consolidato e il valore più alto di frammentazione (calcolato in tutti i comuni del test)	Misura la frammentazione del paesaggio semi-urbano causato da diversi tipi di utilizzo non naturale terreno.	Il rapporto di frammentazione è un valore che indica nel tempo se l'attenuazione del fenomeno ha portato ad un miglioramento, pertanto l'indicatore permette di monitorare la frammentazione su scala globale, mentre il fattore disturbo per la biodiversità e l'interruzione delle connessioni ecologiche tra luoghi naturali su scala locale.	Numero di classi di uso del suolo non naturale in comune  Numero di classi di uso non naturale terra nel paesaggio semi-urbano
SNuds	Rapporto tra l'area occupata dai suoli con usi non naturali terrestri localizzati al di fuori del tessuto urbano consolidato e il territorio comunale	Misura l'entità della superficie urbanizzata in ambito periurbano per ogni comune.	La presenza di artificialità del paesaggio rurale è il parametro di primo controllo per la valutazione della condizione attuale e per proporre strategie per lo sviluppo delle zone rurali. Esso offre la possibilità di monitorare il fenomeno dell'impermeabilizzazione del suolo su scala globale, l'alterazione delle dinamiche del paesaggio e l'isolamento degli habitat su scala locale.	Superficie occupata da ciascuna classe di uso del suolo nel paesaggio semi-urbano  Superficie comunale
DF	Rapporto tra l'entità della variazione degli usi del suolo da naturale ad artificiale (sulla serie storica 2006-2011) rispetto al territorio comunale	Misura la dinamica dei diversi usi del suolo, in particolare il passaggio di uso del suolo da naturale/agricolo ad antropico/artificiale, per quanto riguarda la serie storica 2006-2011.	Esso rappresenta le pressioni sul mosaico del paesaggio agricolo, ma anche la storia delle grandi transizioni che si sono verificate negli ultimi decenni.	Superficie occupata da terreno naturale e agricolo al 2006  Superficie occupata da terreno naturale e agricolo al 2011

Tabella 1 - Descrizione degli indicatori quantitativi sul consumo di suolo

1. *Rapporto della superficie edificata rispetto al territorio comunale di riferimento*
  2. *Rapporto tra il numero di superfici classificate con usi del suolo non naturali localizzati al di fuori del tessuto urbano consolidato e il valore più alto di frammentazione*
  3. *Rapporto tra l'area occupata dai suoli con usi non naturali terrestri localizzati al di fuori del tessuto urbano consolidato e il territorio comunale*
  4. *Rapporto tra l'entità della variazione degli usi del suolo da naturale ad artificiale (sulla serie storica 2006-2011) rispetto al territorio comunale*
- La tabella illustra per ciascuno di essi la mi-

sura, la significatività, il set di dati necessari e la fonte.

Per un'analisi più approfondita, si è associato il valore di tre indicatori qualitativi sull'integrità ecologica e sui servizi ecosistemici di regolazione e di supporto, definiti nella "matrice di valutazione delle capacità espresse dalla copertura del suolo vs. servizi ecosistemici" (Burkard et al., 2009, p.6). La rilevanza nella capacità di esplicitare suddette funzioni determina il valore (da 0 a 5) attribuito ai 44 *land use* del modulo CORINE.

Gli indicatori, pesati rispetto alle superfici, sono stati dedotti associando dapprima il valore ecologico di ogni servizio ecosistemico a ciascuna categoria di uso del suolo, poi normalizzando tale valore rispetto a quello massimo.

1. *Valore totale dell'integrità ecologica (ecological integrity) calcolato considerando i singoli valori degli usi del suolo inerente il limite comunale (EI)*, dato dalla somma del valore delle componenti di: eterogeneità abiotica, biodiversità, portata biotica d'acqua, efficienza metabolica, energia catturata, riduzione della perdita di nutrienti, capacità di archiviazione.

2. *Valore totale dei servizi ecosistemici di supporto (provisioning services) calcolato considerando i singoli valori degli usi del suolo inerente il limite comunale (PS)*, funzione del valore relativo a: colture, bestiame, foraggi, pesca da cattura, acquacoltura, cibi selvatici, legname, legno combustibile, energia (biomassa), biochimica/medicina, acqua dolce.

3. *Valore totale dei servizi ecosistemici di regolazione (regulating services) calcolato considerando i singoli valori degli usi del suolo inerente il limite comunale (RS)*, combinazione lineare dei parametri di: regolazione del clima locale, regolazione del clima globale, protezione contro le piene, ricambio delle acque sotterranee, regolazione della qualità dell'aria, regolamentazione dell'erosione, depurazione dell'acqua, impollinazione.

Le fonti di dati sono:

- UDS al 2011,
- Matrice di valutazione delle capacità espresse dalla copertura del suolo vs. servizi ecosistemici.

Il data-set necessario è stato determinato attraverso l'analisi spaziale, effettuata con l'utilizzo del GIS. Le funzioni di "query", "buffer", "overlay mapping", insieme all'interpolazio-

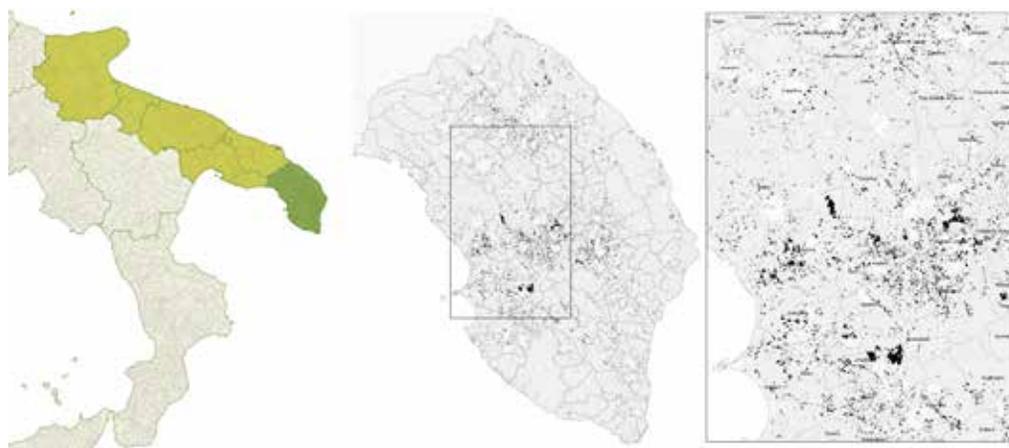


Figura 1 - Inquadramento della Provincia di Lecce (sinistra) e analisi delle aree edificate su base comunale (destra)

ne spaziale, permettono il confronto e la sintesi di una grande quantità di dati.

### Caso di studio

La metodologia per la costruzione dell'indicatore composito è stata applicata nel contesto italiano, in particolare su un campione di comuni della regione Puglia.

Dai punti salienti emersi nell'ultimo "Rapporto sul consumo di suolo", la Puglia si colloca nella classe in cui il suolo "consumato" si aggira intorno al 7-9% della superficie territoriale, subito dopo Lombardia e Veneto, e dalla stima della superficie effettivamente disturbata dalla presenza di coperture impermeabili (*Indicatore di disturbo ecologico*) risulta prima fra tutte le regioni con il 68,9% (ISPRA, 2015).

In fase di sperimentazione, è stato delimitato il territorio periurbano come risultato della superficie totale comunale detratta della classe "insediamento continuo", definita nel III livello della UDS al 2011 della Regione Puglia. Esso è senz'altro il territorio più a rischio, spazio di confine dinamico (Adell, 1999; Allen e D'Avila, 2002; Allen, 2003) caratterizzato da:

- appezzamenti di piccole dimensioni e attività estranee all'agricoltura, con elementi diffusi scarsamente compatibili,
  - presenza cospicua di infrastrutture lineari e strutture a rete,
  - commistione di tipologie edilizie inserite il più delle volte in spazi aperti e verde residenziale di scarsa qualità,
  - usi impropri delle aree libere residenziali, con attività marginali spesso abusive.
- L'analisi preliminare ha dimostrato che, tra le sei province della Puglia, Lecce presenta

una percentuale maggiore del rapporto tra tessuto edificato sparso e superficie provinciale, avvalorata dai contenuti del Piano di monitoraggio ambientale del *Piano Paesaggistico Territoriale Regionale* (Regione Puglia, 2015).

L'indicatore composito relativo alla comparabilità tra i comuni della provincia di Lecce è stato determinato con il metodo TOPSIS (*Technique for Order of Preference by Similarity to Ideal Solution*), (Hwang e Yoon, 1981), che consente la costruzione di una gerarchia di preferenze rispetto alla vicinanza o lontananza geometrica dalla "soluzione ideale".

L'indicatore composito, sintetizzato dal *valore della perdita di suolo* (PS) risulta pari a:

$$PS_{iw} = diw / (diw + dib), 0 \leq PS_{iw} \leq 1, i = 1, 2, \dots, n.$$

- $PS_{iw} = 1$  la soluzione rappresenta la condizione peggiore;
- $PS_{iw} = 0$  la soluzione rappresenta la condizione migliore.

### Presentazione dei risultati

La tabella che segue rappresenta, per alcuni comuni, il valore dei sette indicatori.

L'output delle analisi si traduce nell'elaborazione di cartogrammi sulla distribuzione del valore dell'indicatore composito, calcolato prima separatamente in termini quantitativi e qualitativi, poi aggregando tali parametri.

Il range dei colori è costituito da cinque colorazioni, assegnando il colore rosso più scuro alla condizione peggiore, tendente al valore 1, il colore verde più chiaro alla condizione migliore, tendente al valore 0.

L'analisi di sensitività, effettuata attribuendo pesi diversi, dimostra la validità e l'affidabilità della metodologia. In tutti i casi analizzati, cambiando i pesi tra gli indicatori qualitativi

Nome	Ind TE	Ind Nuds	Ind SNuds	Ind DF	Ind EI	Ind PS	Ind RS
Acquarica del Capo	0,17291	0,60870	0,17291	0,002	0,01746	0,00228	-0,00011
Alessano	1,20344	0,78261	1,20344	0,015	0,02498	0,01062	0,00249
Alezio	3,88621	0,65217	3,88621	0,001	0,01603	-0,00272	-0,00022
Alliste	1,36362	0,69565	1,36362	0,008	0,01707	-0,00528	0,00056
Andrano	1,89677	0,65217	1,89677	0,002	0,01760	0,00401	-0,00080
Aradeo	12,85257	0,60870	12,85257	0,009	0,01579	-0,00153	0,00083
Arnesano	7,03125	0,73913	7,03125	0,003	0,01705	0,00239	0,00048
Bagnolo del Salento	0,93393	0,47826	0,93393	0,003	0,01844	0,00265	0,00045
Botrugno	2,45189	0,52174	2,45189	0,009	0,02003	0,00568	0,00063

Tabella 2 - Indicatori quantitativi e qualitativi sul consumo di suolo, calcolati su base comunale

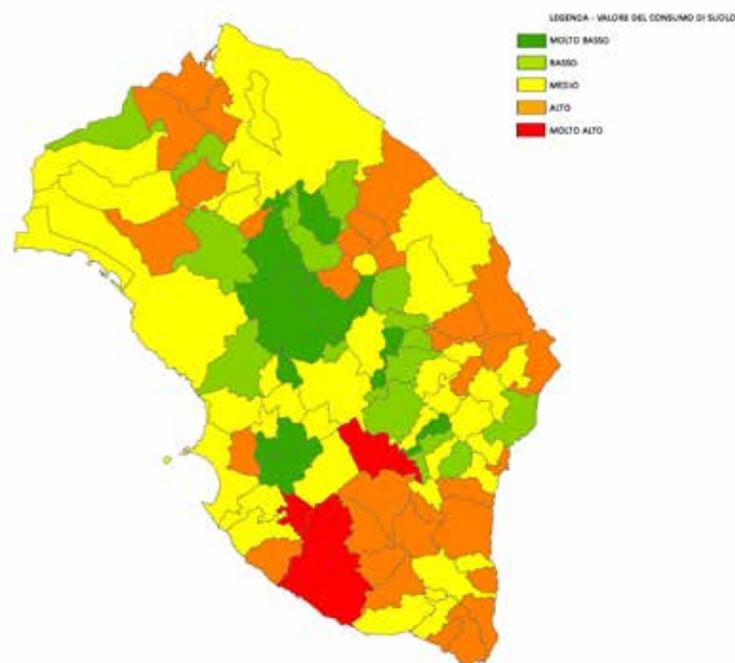


Figura 2 - Rappresentazione del valore dell'indicatore composito su base comunale secondo l'approccio multidimensionale

e quantitativi, si evince dall'output complessivo che la distribuzione rimane pressoché invariata.

### Conclusioni

La validazione delle metodologie rivolte alla costruzione di indicatori compositi, attraverso la loro applicazione a casi di studio reali, costituisce il punto di partenza verso la costruzione, obbligatoria, del quadro conoscitivo. Pertanto, l'obiettivo da traggare consi-

ste nel superare la mancanza di:

- diffusione di una metodologia comune e obiettiva di analisi;
- condivisione dei dati e delle diverse scale di misura adottate per gli esperimenti condotti a livello regionale e nazionale;
- aggiornamento dei dati sulle dinamiche territoriali e sui fenomeni di crescita delle aree urbane.

La metodologia proposta può essere utilizzata, a questo proposito, per la costruzione di

nuovi scenari decisionali nei quali stabilire le direttrici di espansione insediativa, configurandosi come uno strumento di supporto alla valutazione e al monitoraggio del "consumo di suolo".

Le prospettive future della ricerca senz'altro si pongono nuove domande, primo tra tutti continuare a strutturare nuove conoscenze sulla valutazione degli impatti diretti ed indiretti causati dal cambiamento di uso del suolo. Si andrà ad indagare nel settore dell'economia, in termini di costi per la riduzione della produzione agricola e per l'aumento del consumo di energia e dei mezzi di trasporto, dell'idrogeologia, per quanto attiene l'alterazione dei coefficienti di deflusso e di permeabilità dei suoli e infine dell'ecologia, in termini di erosione fisica e distruzione degli habitat naturali.

### Ringraziamenti

Il lavoro presentato fa parte delle attività del MITO Lab istituito presso il Dipartimento di Ingegneria Civile e Architettura del Politecnico di Bari nell'ambito del Progetto *Multimedia Information for Territorial Objects*.

## Riferimenti bibliografici

- Rossi, A. (2009), "Rigenerazione urbana e sostenibilità" in *Urbanistica*, 141 (pag.1-5)
- Fantin, M., Sbetti, F. (2012) *Campos Venuti. Amministrare l'Urbanistica oggi*, Inu Edizioni, Roma
- Adell, G. (1999), *Theories and models of the peri-urban interface: a changing conceptual landscape*, London (Development Planning Unit, University College London). Related online version: [http://www.ucl.ac.uk/dpu/pui/research/previous/epm/g\\_adell.htm](http://www.ucl.ac.uk/dpu/pui/research/previous/epm/g_adell.htm).
- Allen, A. (2003), "Environmental Planning and Management of the Peri-Urban Interface: Perspectives on an Emerging Field" in *Environment & Urbanization*, 15 (pag. 135-148), doi: 10.1177/095624780301500103.
- Allen, A., D'Avila, J. (2002), "Mind the gap! Bridging the rural-urban divide", in *Id21*, 41. URL: <http://www.id21.org/insights/insights41/insights-issu01-artoo.html>.
- Burkhard, B., Kröll, F., Müller, F., Windhorst, W. (2009), "Landscapes Capacities to Provide Ecosystem Services. A Concept for Land-Cover Based Assessments" in *Landscape Online*, 15 (pag.1-22). doi:10.3097/LO.200915, p. 6.
- EEA (2010), *European Environment – State and Outlook 2010*. European Environmental Agency, Copenhagen.
- Eiden, G., Kayadjanian, M., Vidal, C. (2000), *Capturing landscape structures: Tools. From Land Cover to landscape diversity in the European Union*. <http://ec.europa.eu/agriculture/publi/landscape>
- Feng, L. (2009), "Applying remote sensing and GIS on monitoring and measuring urban sprawl. A case study of China" in *Revista Internacional Sostenibilidad, Tecnología y Humanismo*, 4 (pag.47-56).
- Ghanghermeh, A., Roshan, G., Orosa, J.A., Calvo-Rolle, J.L., Costa, A.M. (2013), "New Climatic Indicators for Improving Urban Sprawl: A Case Study of Tehran City" in *Entropy* 2013, 15 (pag.999-1013); doi: 10.3390/e15030999.
- Herold, M., Goldstein, N.C., Clarke, K.C. (2003), "The spatiotemporal form of urban growth: measurement, analysis and modeling" in *Remote Sensing of Environment*, 86 (pag.286-302).
- Hwang, C.L., Yoon, K. (1981), *Multiple Attribute Decision Making: Methods and Applications*, New York, USA: Springer-Verlag.
- ISPRA, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (2015), *Il consumo di suolo in Italia*, Edizione 2015. ISPRA, Rapporti 218/2015, ISBN 978-88-448-0703-0.
- Jaeger, J.A.G. (2000), "Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation" in *Landscape Ecology*, 15 (pag.115-130).
- Ji, W. (2008), "Landscape effects of urban sprawl: spatial and temporal analyses using remote sensing images and landscape metrics. The International Archives of the Photogrammetry" in *Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 37 (pag.1691-1694).
- Li, X., Yeh, A.G.O. (2004), "Analyzing spatial restructuring of land use patterns in a fast growing region using remote sensing and GIS" in *Landscape and Urban Planning*, 69 (pag.335-354).
- Mazzocchi, C., Sali, G., Corsi, S. (2010), "Land use conversion in metropolitan areas and the permanence of agriculture: Sensitivity Index of Agricultural Land (SIAL), a tool for territorial analysis" in *Land Use Policy*, 35 (pag.155-162).
- Mc Garigal, K., Cushman, S.A., Neel, M.C., Ene, E. (2002), *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical maps*. [www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html](http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html).
- OECD (2008), *Handbook on Constructing Composite Indicators*. OECD Publications, Paris.
- Romano, B. (2002), *Evaluation of urban fragmentation in the ecosystems*. International Conference on Mountain Environment and Development (ICMED), Chengdu, Sichuan, China.
- Torrens, P.M., Alberti, M. (2000), *Measuring sprawl*. Unpublished paper N. 27, University College, London. Centre for advanced spatial analysis.
- COM(2006)231 final, Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions - Thematic Strategy for Soil Protection.
- COM(2006)232 final, Brussels, 22.9.2006 - Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the protection of soil and amending, Directive 2004/35/EC.
- COM(2011)571 final, Brussels, 20.09.2011 - Roadmap to a Resource Efficient Europe, Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions.